

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

المدرسة الوطنية العليا للفلاحة
الحراش - الجزائر
ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE
El-Harrach – ALGER



Département des Sciences du Sol

Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Agronomiques
Spécialité : Science du sol

THEME

*Cartographie de l'érosion par télédétection et SIG
dans le bassin versant de l'Oued El Hachem (nord
de l'Algérie)*

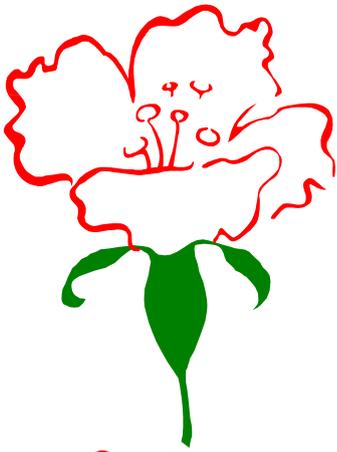
Présentée par : M. SAOUD Mohammed

Soutenue le : 03 juillet 2023

Devant le Jury composé de :

. M. DJILI K.	Professeur, ENSA d'El-Harrach	Président du jury
. M. MEDDI M.	Professeur, ENSH de Blida	Directeur de thèse
. M. LATATI M.	Professeur, ENSA d'El-Harrach	Co-directeur de thèse
. M. LARIBI A.	M. C. A., ENSA d'El-Harrach	Examineur
. Mme. HALLOUZ F.	M. C. A., Université de Khemis Miliana	Examinatrice
. Mme. TAIBI S.	M. C. A., Université de Blida 1	Examinatrice

Année universitaire 2022/2023



Dédicace

Avec beaucoup d'appréciation et de gratitude, je
dédie ce travail :

A ceux qui m'ont donné la vie, m'ont appris à lire et à
écrire et m'ont soutenu depuis mes débuts, mes très chers
parents ; mon père et ma mère,

À ma chère épouse, avec qui j'ai partagé ma vie et qui
m'a accompagné dans ce voyage scientifique dans tous
ses défis et circonstances,

A mes chers fils Wail et Raid, le fruit de ma vie, à qui je
souhaite bonne santé et réussite,

A mes chers frères et sœurs, qui m'ont aidé et soutenu
tout au long de mon parcours scientifique.

SAOUD Mohammed

Remerciements

Un grand merci à *Dieu* le tout puissant de nous avoir donné la santé et la force pour concrétiser ce travail.

Mes sincères et chaleureux remerciements à mon Directeur de Thèse M^r **MEDDI M.**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique (ENSH) de Blida, qui, malgré ses multiples occupations, m'a fait profiter de son expérience et dirigé avec rigueur ce travail.

Je présente mes sincères remerciements à M^r **LATATI M.**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA) d'El-Harrach, pour sa contribution à la réussite de ce travail dans les meilleures conditions.

Mes remerciements vont également au Président de jury, M^r **DJILI K.**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA) d'El-Harrach, pour avoir accepté la présidence du jury et pour ses qualités scientifiques et intellectuelles.

Je tiens à exprimer mon profond respect à M^r **LARIBI A.** Maitre de conférences (A) au sein de l'ENSA d'El Harrach, d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse.

Je tiens à remercier M^{me} **HALLOUZ F.** Maitre de Conférences (A) à l'Université Djilali Bounaama de Khemis Miliana, qui m'a fait honneur de siéger dans mon jury de thèse.

Je tiens à remercier également M^{me} **TAIBI S.** Maitre de Conférences (A) à l'Université Saad Dahlab de Blida, qui m'a fait honneur d'être examinatrice de thèse.

Par la même occasion, je tiens à remercier M^r **SBABDJI M.**, Directeur de l'INRF, M^r **CHEKIRED Z.**, M^r **MAKHLOUFI A.** et M^r **TOLBA K.**, chercheurs à l'INRF pour leurs aides et leurs conseils fructueux, en leur exprimant ma gratitude et mes profonds respects.

TABLE DES MATIERES

	Page
INTRODUCTION	1
Première partie : Etude bibliographique	
1. Généralités sur l'érosion hydrique	5
1.1. Définition de l'érosion hydrique.....	5
1.2. Causes de l'érosion hydrique.....	5
1.3. Impact et conséquences de l'érosion hydrique	7
1.4. Tolérance des terres à l'érosion hydrique	8
1.5. Différentes formes de l'érosion hydrique	9
1.5.1. Erosion par éclaboussures (<i>splash erosion</i>)	9
1.5.2. Erosion en nappe (<i>sheet erosion</i>)	10
1.5.3. Erosion linéaire	11
1.5.4. Erosion en masse.....	12
a. Le glissement lent ou la reptation (<i>creeping</i>)	13
b. Le glissement de terrain (<i>landslide</i>)	13
c. Les coulées boueuses (<i>mudflow</i>)	13
1.6. Facteurs de l'érosion hydrique.....	13
1.6.1. Les précipitations	13
1.6.2. La couverture pédologique.....	14
1.6.3. Le couvert végétal.....	15
1.6.4. La topographie	16
1.6.5. Les pratiques anti-érosives.....	18
2. Modélisation de l'érosion hydrique	20
2.1. Modèles empiriques.....	20
2.2. Modèles conceptuels.....	20
2.3. Modèles physiques.....	21
2.4. Exemples de quelques modèles d'estimation de l'érosion hydrique	21
2.4.1. Equation universelle des pertes en sol (USLE).....	21
2.4.2. Équation universelle modifiée de la perte de sol (USLE-M).....	22

2.4.3. Équation universelle révisée de la perte de sol (RUSLE).....	23
2.4.4. RUSLE-3D.....	23
2.4.5. Modèle SWAT (<i>Soil and Water Assessment Tool</i>).....	23
2.4.6. Modèle AGNPS (<i>Agricultural NonPoint Source</i>).....	24
2.4.7. Modèle WEPP (<i>Water Erosion Prediction Project</i>).....	25
2.4.8. Modèle EUROSEM (<i>EUROpean Soil Erosion Model</i>).....	25
2.4.9. Modèle ANSWERS (<i>Areal Nonpoint Source Watershed Response Simulation</i>).....	26
3. Télédétection et SIG dans l'évaluation de l'érosion hydrique.....	27
3.1. Systèmes d'information géographique (SIG).....	27
3.2. Télédétection.....	28
3.3. Évaluation de l'érosion hydrique par USLE basée sur SIG et télédétection: un aperçu.....	28
3.3.1. Estimation du facteur R.....	29
3.3.2. Estimation du facteur K.....	32
3.3.3. Estimation du facteur LS.....	36
3.3.4. Estimation du facteur C.....	37
3.3.5. Estimation du facteur P.....	39

Deuxième partie : Matériel et méthodes

1. Présentation de la zone d'étude	41
1.1. Caractéristiques topographiques et morphométriques du bassin.....	41
1.2. Caractéristiques climatologiques du bassin.....	44
1.2.1 Précipitations.....	44
1.2.2. Température.....	46
1.2.3. Diagramme Ombrothermique.....	46
1.2.4. Etage bioclimatique.....	47
1.3. Géologie.....	48
1.4. Occupation des sols.....	50
1.5. Réseau hydrographique.....	51
1.6. Barrage de Boukourdane.....	51
2. Méthodes et Techniques	53
2.1. Cartographie de l'érosion par USLE, SIG et télédétection dans le bassin versant de l'Oued El-Hachem (Nord de l'Algérie).....	53
2.1.1. Facteur R.....	54
2.1.2. Facteur K.....	54

2.1.3. Facteur LS	54
2.1.4. Facteur C	55
2.1.5. Facteur P	55
2.1.6. Influence de chaque facteur de l'USLE sur les pertes en sol.....	56
2.2. Estimation de l'érosion des sols et du rendement en sédiments dans le bassin versant de l'oued El Hachem (Algérie) en utilisant l'approche RUSLE-SDR.....	57
2.2.1. Estimation des pertes en sol	57
2.2.2. Calcul du rendement en sédiments.....	59
2.3. Etude diachronique de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued El Hachem	61

Troisième partie : Résultats et discussion

1. Cartographie de l'érosion par télédétection et SIG dans le bassin versant de l'Oued El Hachem (Nord de l'Algérie).....	65
1.1. Résultats du facteur R	65
1.2. Résultats du facteur K.....	66
1.3. Résultats du facteur LS	69
1.4. Résultats du facteur C	70
1.5. Résultats des pertes en sol	71
1.6. Influence de chaque facteur sur les pertes en sol.....	73
1.7. Validation des résultats.....	76
1.8. Discussion.....	76
2. Estimation de l'érosion des sols et du rendement en sédiments dans le bassin versant de l'oued El Hachem (Algérie) en utilisant l'approche RUSLE-SDR	78
2.1. Résultats du facteur R.....	78
2.2. Résultats du facteur K.....	79
2.3. Résultats des facteurs LS et C	80
2.4. Résultats des pertes en sol, de la SDR et du rendement en sédiments	82
2.5. Simulations de perte de sol (A) et de rendement en sédiments (SY) en années sèches et pluvieuses	85
2.6. Discussion.....	88
3. Etude diachronique de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued El Hachem	91
3.1. Validation de la classification par la matrice de confusion	91
3.2. Résultats de la classification par le maximum de vraisemblance.....	92

3.3. Variation interannuelle de l'occupation des sols	96
3.4. Evolution temporelle de l'érosion des sols dans le bassin versant de l'Oued El Hachem	97
3.5. Relation entre les pertes en sol moyennes et les classes d'occupation des sols	101
3.6. Discussion.....	103
DISCUSSION GENERALE	106
CONCLUSION GENERALE.....	108
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	110
ANNEXE DES PHOTOS	

Liste des figures

	Page
Figure 1 : Impact de la goutte de pluie (splash)	10
Figure 2 : Erosion en nappe	10
Figure 3 : Erosion en griffes et en rigoles	12
Figure 4 : Erosion ravinatoire	12
Figure 5 : Nomographe d'évaluation du facteur K (Wischmeier et Smith 1978)	33
Figure 6 : Localisation de la zone d'étude.....	41
Figure 7 : Carte d'altitude du BV de l'Oued El Hachem	42
Figure 8 : Carte des pentes du BV de l'Oued El Hachem	43
Figure 9 : Carte pluviométrique du BV de l'Oued El Hachem	45
Figure 10 : Diagramme ombrothermique	47
Figure 11 : Climagramme d'Emberger.....	48
Figure 12 : Carte des formations lithologiques du BV de l'Oued El Hachem.....	49
Figure 13 : Carte d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem.....	50
Figure 14 : Image satellite de la retenue du barrage de Boukourdane (prise en septembre 2018).....	52
Figure 15 : Présentation de l'approche USLE	53
Figure 16 : Présentation de l'approche RUSLE-SDR	57
Figure 17 : Présentation de l'approche utilisée pour l'étude diachronique	61
Figure 18 : Carte du facteur R-USLE	66
Figure 19 : Carte du facteur K-USLE.....	68
Figure 20 : Carte du facteur LS-USLE.....	69
Figure 21 : Carte du facteur C-USLE.....	71
Figure 22 : Carte des pertes en sol dans le BV de l'Oued El Hachem	73
Figure 23 : Distribution des pertes moyennes et totales en fonction de R (a), K (b), LS (c), et C (d)	75
Figure 24 : Carte du facteur R-RUSLE	79
Figure 25 : Carte du facteur K-RUSLE	80
Figure 26 : Carte du facteur LS-RUSLE	81
Figure 27 : Carte du facteur C-RUSLE	82
Figure 28 : SY estimé à partir des modèles SDR vs SY observé.....	84
Figure 29 : Distribution spatiale de la perte annuelle moyenne de sol (a) et du rendement en sédiments (b)	84

Figure 30 : Distribution spatiale des pertes en sol et du rendement en sédiments en année sèche	87
Figure 31 : Distribution spatiale des pertes en sol et du rendement en sédiments en année pluvieuse	88
Figure 32 : Histogrammes des pourcentages de différents types d'occupation des sols pour les années 1988, 1998 et 2018.....	93
Figure 33 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 1988...	94
Figure 34 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 1998...	95
Figure 35 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 2018...	96
Figure 36 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 1988.....	99
Figure 37 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 1998.....	100
Figure 38 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 2018.....	101
Figure 39 : Histogrammes d'évolution temporelle de l'érosion en fonction des classes d'occupation des sols.....	102

Liste des tableaux

	Page
Tableau 1. Relation entre la texture, la matière organique et le facteur K.....	34
Tableau 2. Pluviométrie moyenne annuelle de 6 stations pluviométrique pour la période de (1967 - 2018).....	44
Tableau 3. Paramètres de calcul de la lame d'eau précipitée au niveau du BV de l'Oued El Hachem, par la méthode des isohyètes	45
Tableau 4. Les températures minimales, moyennes et maximales de la station de barrage de Boukourdane (1988-2015).....	46
Tableau 5. Types d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem.....	51
Tableau 6. Caractéristiques de l'image satellitaire utilisée pour calculer le facteur C du modèle USLE.....	55
Tableau 7. Caractéristiques des images Landsat 8 de l'année 2018 utilisées pour calculer le facteur C du modèle RUSLE.....	59
Tableau 8. Différents modèles de SDR utilisés pour l'estimation du rendement en sédiments	60
Tableau 9. Caractéristiques des images satellitaires utilisées dans l'étude diachronique	62
Tableau 10. Niveaux d'accord associés aux valeurs Kappa par (Landis et Koch 1977)	63
Tableau 11. Valeurs de facteur C pour chaque catégorie d'occupation des sols.....	64
Tableau 12. Statistiques descriptives des facteurs de l'USLE et des pertes en sol	65

Tableau 13. Distribution des classes de R dans le BV de l'Oued El Hachem	65
Tableau 14. Résultats des paramètres de sol du bassin versant de l'Oued El Hachem	67
Tableau 15. Statistiques descriptives des paramètres de sol et du facteur K.....	67
Tableau 16. Distribution des classes de LS dans le BV de l'Oued El Hachem.....	70
Tableau 17. Distribution des classes de C dans le BV de l'Oued El-Hachem	70
Tableau 18. Classes d'érosion et superficie de chaque classe	72
Tableau 19. Matrice de corrélation entre l'érosion moyenne et les différents facteurs de l'USLE	74
Tableau 20. Données des stations pluviométriques.....	78
Tableau 21. Résultats des modèles SDR et des rendements en sédiments estimés....	83
Tableau 22. Données des stations pluviométriques utilisées pour simuler R dans l'année sèche et pluvieuse	85
Tableau 23. Valeurs moyennes de A et de SY pour une année sèche, une année pluvieuse et en moyenne annuelle	86
Tableau 24. Distribution des classes de A et de SY en année sèche et en année pluvieuse	86
Tableau 25. Matrice de confusion pour l'année 1988	91
Tableau 26. Matrice de confusion pour l'année 1998	91
Tableau 27. Matrice de confusion pour l'année 2018	91
Tableau 28. Valeurs de la précision globale de l'estimation et du coefficient Kappa	92
Tableau 29. Superficie et pourcentages des différents types d'occupation des sols pour les années 1988, 1998 et 2018.....	92
Tableau 30. Evolution interannuelle de l'occupation des sols	97
Tableau 31. Evolution temporelle des classes d'érosion.....	98
Tableau 32. Erosion moyenne des différentes périodes étudiées	98
Tableau 33. Evolution temporelle de l'érosion en fonction des classes d'occupation des sols.....	102
Tableau 34. Corrélation entre le facteur C et l'érosion moyenne des différentes classes d'occupation des sols pour les trois périodes	103

Liste des abréviations

- A** : taux annuel des pertes en sol ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$)
- AGNPS** : Agricultural Non-Point Source model
- AGROVOC** : vocabulaire multilingue couvrant tous les domaines d'intérêt de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)
- ANBT** : Agence Nationale des Barrages et Transferts
- ANSWERS** : Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
- ASTER** : Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
- BV** : bassin versant
- C** : facteur du couvert végétal et de gestion des terres
- CREAMS** : Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems
- CV** : coefficient de variation
- EC** : énergie cinétique des pluies
- EuroSEM** : European Soil Erosion Model
- FAO** : Food and Agriculture Organization
- GDEM** : Global Digital Elevation Model
- Gt** : gigatonne
- HRU** : unité de réponse hydrologique
- I30** : intensité maximale des pluies en 30 minutes
- IDW** : Inverse Distance Weighting
- IFM** : indice de Fournier modifié
- INRF** : Institut National de Recherche Forestière
- INSID** : Institut National des sols, de l'irrigation et du drainage
- ITPS** : Intergovernmental Technical Panel on Soils
- K** : facteur d'érodibilité des sols
- LS** : facteur de longueur et d'inclinaison de la pente
- MNE** : modèle numérique d'élévation
- MNT** : modèle numérique de terrain
- MO** : matière organique (%)
- Mt** : million de tonne
- MUSLE** : Modified Universal Soil Loss Equation

NDVI : Normalized Difference Vegetation Index

NSE : efficacité de Nash-Sutcliffe

OLI : Operational Land Imager

p : niveau de signification statistique

P : précipitation moyenne annuelle (mm)

Pi : précipitation mensuelle (mm)

QR : taux de ruissellement

R : Facteur d'érosivité des pluies

R² : coefficient de détermination

RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation

SCS : Soil Conservation Service of the US Department of Agriculture

SD : écart-type

SDR : taux de délivrance des sédiments

SE : erreur standard

SIG : Système d'Information Géographique

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

SY : Rendement en sédiment (t.ha⁻¹.an⁻¹)

T : tolérance des sols à l'érosion

TM : Thematic Mapper

USGS : United States Geological Survey

USLE : Universal Soil Loss Equation

WEPP : Water Erosion Prediction Project

WRB : Word Reference Base for soil resources

RESUME

L'érosion hydrique est l'un des types les plus courants de dégradation des sols. Elle réduit la qualité du sol sur le site d'érosion et peut causer des problèmes de sédimentation sur le site de dépôt. L'Algérie fait partie des pays qui ont été affectés par l'érosion hydrique. Ce travail comprend (i) l'estimation des pertes en sol dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en utilisant le modèle USLE et les techniques de SIG et de télédétection, (ii) l'estimation du rendement en sédiments par le modèle combiné RUSLE-SDR et l'examen de l'influence de l'érosivité des pluies sur l'érosion et le rendement en sédiments dans les années sèches et pluvieuses, et (iii) l'évaluation de la dynamique du changement d'occupation des sols dans l'espace et dans le temps et son influence sur l'érosion hydrique. Le taux d'érosion moyen (A) dans le bassin versant est estimé à 19,4 (t.ha⁻¹.an⁻¹) soit une perte totale de 426800 (t.an⁻¹). La corrélation entre (A) et les facteurs de topographie (LS), d'érosivité des pluies (R) et de couvert végétal (C) est hautement significative ($p < 0,01$) avec un coefficient de corrélation (r) de 0,999, 0,988 et 0,980, respectivement. La validation des résultats en comparant la perte moyenne en sol issue du modèle empirique de l'USLE au taux moyen d'envasement du barrage de Boukourdane a donné des résultats satisfaisants avec une différence de 7,6 (t.ha⁻¹.an⁻¹) par rapport à la valeur mesurée. L'utilisation du modèle RUSLE-SDR a montré que le modèle de Renfro a été choisi comme le meilleur modèle pour estimer le rendement en sédiments (SY), avec des taux d'erreur standard (SE), d'écart-type (SD), de coefficient de variation (CV) et d'efficacité de Nash–Sutcliffe (NSE) de 0,38%, 0,02, 0,07% et de 1,00, respectivement. Les résultats de la simulation de A et SY en années sèches et pluvieuses ont révélé que R est l'un des principaux facteurs affectant l'érosion du sol et le dépôt de sédiments dans le bassin versant de l'Oued El Hachem. Les résultats d'évaluation du changement d'occupation pendant 30 ans ont permis une augmentation des pertes moyennes annuelles de 23,9 à 24,5 t.ha⁻¹.an⁻¹. L'érosion est plus marquée dans les espaces bâtis, suivi par les sols nus, les terres agricoles et les matorrals. Alors qu'elle est quasiment nulle dans les forêts et nulle dans les plans d'eau. La relation entre les pertes en sol moyennes et les classes d'occupation des sols a fait ressortir une corrélation très hautement significative ($0,993 \leq r \leq 0,999$; $p < 0,01$), tout en soulignant le rôle du couvert végétal dans l'atténuation du processus érosif. Les deux modèles, USLE et RUSLE, ont démontré une fiabilité dans l'étude de l'érosion hydrique, tant au niveau des résultats des facteurs d'érosion que des cartes de distribution géographique des zones érodées. La comparaison des deux modèles empiriques a révélé que l'USLE a fourni une bonne estimation de A tout en respectant la fourchette des valeurs d'érosion de nappe mesurées en Algérie. Tandis que le RUSLE nous a permis d'estimer SY avec une très faible marge d'erreur par rapport aux données d'envasement annuel du barrage de Boukourdane. Ces résultats peuvent clairement aider à mettre en œuvre des plans de conservation des eaux et des sols pour la surveillance de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued El Hachem. Cette approche pourrait être extrapolée dans d'autres régions présentant des caractéristiques climatiques et environnementales similaires de l'Afrique du Nord et de la région méditerranéenne.

Mots clés : Algérie ; Erosion hydrique ; Etude diachronique ; Oued El Hachem ; SIG ; Télédétection.

ملخص

يعد الانجراف المائي أحد أكثر أنواع تدهور التربة شيوعاً، حيث يقلل من جودة التربة في موقع التعرية ويمكن أن يسبب مشاكل الترسيب في موقع الترسيب. تعد الجزائر من بين الدول التي تأثرت بفعل عوامل الانجراف المائي. يشمل هذا العمل (1) تقدير خسائر التربة في مستجمع مياه وادي الهاشم، شمال الجزائر، باستخدام نموذج USLE وتقنيات نظم المعلومات الجغرافية والاستشعار عن بعد، (2) تقدير حصيلة الرواسب من خلال نموذج RUSLE-SDR ودراسة تأثير التعرية المطرية على الانجراف المائي وكمية الرواسب في السنوات الجافة والرطبة، و (3) تقييم ديناميكيات تغير استخدام الأراضي في المكان والزمان وتأثيرها على الانجراف المائي. يقدر متوسط معدل الانجراف (A) في مستجمع المياه بـ 19.4 طن في الهكتار في السنة أو خسارة إجمالية قدرها 426800 طن سنوياً. أظهرت نتائج الترابط بين (A) من جهة، وعوامل التضاريس (LS) والتعرية المطرية (R) والغطاء النباتي (C) من جهة أخرى، علاقة ذات دلالة إحصائية ($p < 0.01$) مع معامل ارتباط (r) يساوي 0.999 و 0.988 و 0.980 على التوالي. وقد أعطى التحقق من صحة النتائج، من خلال مقارنة متوسط خسارة التربة باستخدام نموذج USLE بمتوسط معدل الترسيب في سد بوكوردان، نتائج مرضية بفارق 7.6 طن في الهكتار في السنة عن القيمة المقاسة. أظهر استخدام نموذج RUSLE-SDR أنه تم اختيار نموذج Renfro كأفضل نموذج لتقدير كمية الرواسب (SY) مع خطأ قياسي (SD) وانحراف معياري (SD) ومعامل الاختلاف (CV) وكفاءة Nash-Sutcliffe (NSE) بنسبة 0.38% و 0.02 و 0.07% و 1.00 على التوالي. أظهرت نتائج محاكاة A و SY في السنوات الجافة والممطرة أن R هو أحد العوامل الرئيسية التي تؤثر على انجراف التربة وتشكل الرواسب في مستجمع مياه وادي الهاشم. سمحت نتائج تقييم تغير استخدام الأراضي على مدى 30 عاماً، بزيادة في متوسط خسائر التربة من 23.9 إلى 24.5 طناً في السنة. تظهر آثار الانجراف بشكل أكثر وضوحاً في المناطق المبنية، تليها التربة الجرداء والأراضي الزراعية والجنابات. في حين أنه يكاد يكون منعدماً في الغابات ومنعدماً تماماً في المسطحات المائية. أظهرت العلاقة بين متوسط خسارة التربة ومختلف فئات استخدام الأراضي علاقة ارتباط ذات دلالة إحصائية ($0.993 \geq r \geq 0.999$; $0.01 > p$) مع إبراز دور الغطاء النباتي في التخفيف من عملية الانجراف. أثبتت كلا النموذجين، USLE و RUSLE، موثوقيتهما في دراسة الانجراف المائي، سواء في نتائج عوامل الانجراف أو في خرائط التوزيع الجغرافي للمناطق المنجرفة. كشفت المقارنة بين النموذجين التجريبيين أن نموذج USLE قدم تقديراً جيداً لخسائر التربة مع احترام نطاق قيم الانجراف المائي المقاسة في الجزائر. بينما سمح لنا نموذج RUSLE بتقدير كمية الرواسب بهامش خطأ صغير جداً مقارنة بمعدلات الترسيب السنوية لسد بوكوردان. يمكن أن تساعد هذه النتائج بشكل واضح في تنفيذ خطط الحفاظ على المياه والتربة لتحديد من مخاطر الانجراف المائي في مستجمع المياه في وادي الهاشم. كما يمكن استقراء هذه المنهجية في مناطق أخرى ذات خصائص مناخية وبيئية مماثلة في شمال إفريقيا ومنطقة البحر الأبيض المتوسط.

الكلمات المفتاحية: الاستشعار عن بعد؛ الانجراف المائي؛ الجزائر؛ دراسة تاريخية؛ نظم المعلومات الجغرافية؛ وادي الهاشم.

ABSRTACT

Water erosion is one of the most common types of soil degradation. It reduces soil quality at the erosion site and may cause sedimentation issues at the deposition site. Algeria is one of the countries affected by water erosion. This work includes (i) estimation of soil loss in the Wadi El Hachem watershed using the USLE model and GIS and remote sensing techniques, (ii) estimating sediment yield by the combined RUSLE-SDR model and examining the influence of rainfall erosivity on erosion and sediment yield in dry and wet years, and (iii) evaluating the dynamics of land use change in space and time and its influence on water erosion. The average erosion rate (A) in the watershed is estimated to be 19.4 (t.ha⁻¹.yr⁻¹) or a total loss of 426800 (t.yr⁻¹). The correlation between (A) and the factors of topography (LS), rainfall erosivity (R) and vegetation cover (C) is highly significant ($p < 0.01$) with a coefficient of correlation (r) of 0.999, 0.988 and 0.980, respectively. The validation of the results by comparing the average soil loss from the empirical USLE model to the average siltation rate of Boukourdane dam gave satisfactory results with a difference of 7.6 (t.ha⁻¹.yr⁻¹) from the measured value. The use of the RUSLE-SDR model showed that the Renfro model was selected as the best model for estimating the sediment yield (SY), with standard error (SE), standard deviation (SD), coefficient of variation (CV), and Nash–Sutcliffe efficiency (NSE) values of 0.38%, 0.02, 0.07%, and 1.00, respectively. The simulation results of A and SY in dry and rainy years revealed that R is one of the main factors affecting soil erosion and sediment deposition in the Wadi El Hachem watershed. The evaluation results of occupation change over 30 years have allowed for an increase in average annual soil losses from 23.9 to 24.5 t.ha⁻¹.yr⁻¹. Erosion is most pronounced in built-up areas, followed by bare soils, agricultural lands and shrubs. While it is almost zero in forests and zero in water bodies. The relationship between the average soil loss and land use classes showed a significant correlation ($0.993 \leq r \leq 0.999$; $p < 0.01$), while highlighting the role of vegetation cover in attenuating the erosive process. Both the USLE and RUSLE models demonstrated reliability in the study of water erosion, both in terms of the erosion factors results and geographical distribution maps of the eroded areas. The comparison of the two empirical models revealed that the USLE provided a good estimate of A while respecting the range of sheet erosion values measured in Algeria. While the RUSLE allowed us to estimate SY with a very small margin of error compared to the annual siltation data of Boukourdane dam. These results can clearly help to implement water and soil conservation plans for monitoring water erosion in the Wadi El Hachem watershed. This approach could be extrapolated to other areas with similar climatic and environmental characteristics in North Africa and the Mediterranean region.

Keywords: Algeria; Diachronic study; GIS; Remote sensing; Wadi El Hachem; Water erosion.

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Le sol est l'une des ressources naturelles les plus importantes, et sa destruction se produit plus rapidement que sa formation en raison de différents types d'érosion (Nagdeve et *al.*, 2021). L'érosion hydrique est l'un des types d'érosion initiés et accélérés par des facteurs géologiques, géomorphologiques, hydro-climatiques et anthropiques. Elle est considérée comme l'une des formes les plus graves de dégradation des sols (Ferreira et *al.*, 2022). L'érosion hydrique est définie comme la perte rapide de la couche arable de la surface du sol causée par l'eau (FAO et ITPS, 2015). Elle s'effectue principalement lorsque le ruissellement entraîne des particules de sol détachées par l'impact des gouttes ou le ruissellement, conduisant souvent à des canaux clairement définis tels que des rigoles ou des ravins.

L'érosion hydrique est un phénomène très courant qui diminue la qualité des sols dans les zones d'érosion (effet sur site) et peut entraîner des problèmes de sédimentation dans les zones de dépôt (effet hors site) (Osman, 2014). Selon la FAO et ITPS (2015), la quantité de sol érodé dans le monde est estimée entre 20 et 30 gigatonne par an (10^9 tonne), ce qui correspond à une perte de 0,90 à 0,95 mm de sol de la surface terrestre. Ces taux sont considérablement plus élevés que les taux de formation des sols et constituent donc une menace mondiale à long terme pour les sols. L'érosion hydrique a des effets négatifs directs sur l'agriculture mondiale. Selon les chiffres de FAO et ITPS (2015) ce processus induit des flux annuels de 23 à 42 millions de tonnes d'azote et de 14,6 à 26,4 millions de tonnes de phosphore hors des terres agricoles. Ces flux peuvent être comparés aux taux annuels d'application d'engrais, qui sont d'environ 112 millions de tonnes pour l'azote et environ 18 millions de tonnes de phosphore. Ces pertes de nutriments doivent être remplacées par la fertilisation à un coût économique important. L'érosion hydrique peut également affecter la durabilité des terres agricoles. En effet, la perte de la couche arable suite à l'érosion hydrique entraînera une réduction de la capacité du sol à fournir un espace d'enracinement, mais également de la capacité à stocker l'eau qui peut être libérée pour les plantes. Cela peut réduire la productivité du sol comme il peut menacer à long terme la durabilité des terres agricoles (FAO et ITPS, 2015). L'érosion hydrique peut également engendrer des conséquences environnementales telles que la pollution des eaux dans les sites de dépôt. En effet, les sédiments produits par l'érosion et les nutriments des sols érodés peuvent polluer les cours d'eau, en réduisant ainsi leur qualité (Rickson, 2014). Les sédiments peuvent contribuer non seulement à la pollution des cours d'eau, mais aussi à l'envasement des réservoirs et des lacs. Bien que l'érosion hydrique soit un phénomène naturel, l'élimination de la couverture végétale protectrice du sol lors de fortes pluies augmente considérablement les taux d'érosion, de sorte qu'ils dépassent les taux de formation du sol. Ceci est connu sous le nom d'érosion accélérée et est toujours le résultat d'actions humaines telles que des pratiques agricoles imprudentes, le surpâturage ou des activités de construction (Favis-Mortlock, 2002).

L'Algérie est parmi les pays les plus menacés dans le monde par l'érosion hydrique (Djoukbalala et *al.*, 2018). L'intensité de l'érosion hydrique en Algérie varie d'une zone à l'autre. De sorte qu'elle augmente d'une manière significative en passant de l'ouest à l'est du pays. En effet, la partie ouest du pays est la plus érodée, où l'érosion touche 47 % de l'ensemble des terres, suivie du Centre (27%) et de l'Est (26%) (Achite et *al.*, 2006). Selon (Demmak, 1982), l'érosion spécifique au nord de l'Algérie varie de 2000 à 5000 ($t.km^{-2}.an^{-1}$). Il a estimé que la quantité moyenne des sédiments rejetée en mer était de 120 millions ($t.an^{-1}$), et que les sédiments déposés dans les dépressions internes (chotts et sebkhas) étaient de 20 millions ($t.an^{-1}$). La partie nord de l'Algérie est un milieu sensible à l'érosion hydrique suite à sa nature lithologique (Arabi et Roose, 1992), caractérisée en majorité de roches tendres, et des conditions climatiques connues par des précipitations saturantes pendant l'hiver et orageuses pendant l'été. L'érosion hydrique en Algérie a des conséquences considérables sur l'agriculture, l'environnement et la socio-économie. Elle provoque la perte de la fertilité des sols, la diminution de la superficie des terres agricoles, l'envasement des barrages et l'exode rural (Morsli et *al.*, 2005). Par conséquent, l'érosion hydrique est un sérieux problème environnemental qui nécessite une surveillance adéquate et une évaluation précise pour déterminer le degré et la gravité de ce phénomène. A cet égard, plusieurs études ont abordé l'évaluation de l'intensité de l'érosion hydrique comme première étape dans la lutte contre ce phénomène.

L'érosion hydrique est généralement étudiée en utilisant trois (03) méthodes : la quantification directe, l'expérimentation et la modélisation. La quantification s'effectue à travers des instruments installés dans la surface du sol ou dans les canaux (Zachar, 1982). Ces instruments sont coûteux à mettre en place et à entretenir, par conséquent, peu de sites ont été instrumentés. Pour pallier à cette difficulté, des parcelles expérimentales ont été implantées pour prédire l'érosion. A travers cette technique, l'érosion hydrique est calculée dans des conditions de précipitations naturelles ou simulées. Cette méthode est utile pour l'analyse des processus d'érosion hydrique, mais coûteuse et limitée à une échelle réduite. Avec une abondance accrue de données observées provenant des méthodes de quantifications et des parcelles expérimentales, et afin de cartographier l'érosion hydrique répartie dans l'espace avec une meilleure compréhension de sa dynamique, les scientifiques ont commencé à développer des modèles de prédiction de l'érosion hydrique basés sur des facteurs physiques et biotiques tels que le climat, les propriétés du sol, la topographie et le couvert végétal. Ces modèles sont classés en trois catégories : les modèles empiriques, semi-empiriques et physiques (Merritt et *al.*, 2003). Au cours de ces dernières décennies, de nombreux modèles d'estimation de l'érosion hydrique ont été développés. L'équation universelle des pertes en sol (USLE), qui est un modèle empirique, est le plus largement utilisé parmi les modèles de prédiction de l'érosion en nappe et en rigoles (Sepuru et Dube, 2018). Ce modèle est caractérisé par sa simplicité et présente l'avantage de générer des estimations de l'érosion à différentes échelles de mesure (Pham et *al.*, 2018). L'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE), un modèle empirique issu du modèle de base USLE, est plus couramment utilisé en raison de sa cohérence et de son faible besoin en données (Rajbanshi et Bhattacharya, 2020). Ce modèle est adapté à l'évaluation de la perte annuelle de sol à l'échelle du bassin versant dans une variété de paysages et sous une

variété de conditions de couverture du sol (Kumar, 2020). Ce modèle a été largement appliqué pour estimer l'érosion hydrique en Algérie (Benchettouh et *al.*, 2017 ; Meghraoui et *al.*, 2017 ; Toubal et *al.*, 2018 ; Sahli et *al.*, 2019) et dans plusieurs pays du monde (Farhan et Nawaiseh, 2015 ; Nasir et Selvakumar, 2018 ; Mukanov et *al.*, 2019 ; Phinzi et Ngetar, 2019 ; Schmidt et *al.*, 2019 ; Jaafari et Benabdelhadi, 2020).

Afin d'identifier les zones potentielles d'érosion ainsi que de mettre en œuvre des aménagements requises, il est nécessaire d'estimer avec précision l'érosion hydrique et sa distribution spatiale. Pour ce faire, les auteurs ont fait appel aux technologies géospatiales comme les systèmes d'information géographique (SIG) et les données de télédétection. Ces outils permettent une évaluation à grande échelle, comme les bassins versants (Vrieling, 2006). En effet, comparativement aux techniques de mesure conventionnelles qui demandent du temps et des efforts pour la collecte et le traitement des données, les outils SIG et télédétection génèrent rapidement des résultats dans n'importe quel point de l'espace, et fournissant des informations clés sur l'intensité et la dynamique de l'érosion dans le temps et l'espace. Cela s'avère utile pour établir une base de référence en vue de l'évaluation, du suivi et de la prévision de l'érosion (Sepuru et Dube, 2018). Les applications des modèles d'érosion à l'aide des techniques géospatiales sont de plus en plus nombreuses et jouent un rôle important comme un outil d'aide à la décision (Borrelli et *al.*, 2021). L'approche adoptée dans l'estimation de l'érosion par SIG et télédétection à travers le modèle USLE a été largement utilisée dans la région méditerranéenne (Ozcan et *al.*, 2008 ; Gaubi et *al.*, 2017 ; Toubal et *al.*, 2018 ; Bouderbala et *al.*, 2018 ; El Hage Hassan et *al.*, 2018 ; Djoukbal et *al.*, 2019 ; Meliho et *al.*, 2020), et dans plusieurs pays à travers le monde (Nagaraju et *al.*, 2011 ; Shinde et *al.*, 2011 ; Devatha et *al.*, 2015 ; Gelagay et Minale, 2016 ; Singh et Panda, 2017 ; Pham et *al.*, 2018 ; Parmar, 2019). L'application de cette approche peut aider à localiser les zones potentielles d'érosion dans le but de la gestion des bassins versants, de la protection des terres agricoles et de la gestion des eaux et des sols.

Il est crucial d'étudier la relation entre l'érosion hydrique et le dépôt de sédiments dans les études sur l'érosion hydrique (Jain et Das, 2009 ; Hui et *al.*, 2010). Cependant, le modèle RUSLE évalue uniquement l'érosion (A), et ne prend pas en compte le rendement en sédiments (SY). Cette caractéristique est considérée comme l'une des limites du modèle (Phinzi et Ngetar, 2019). Cette contrainte peut être surmontée en incluant le taux de délivrance des sédiments (SDR) dans le modèle RUSLE, ce qui donne la combinaison RUSLE-SDR. Le SDR pour un bassin versant spécifique est la fraction du sol érodé qui atteint un système de cours d'eau continu. Elle est influencée par une variété de facteurs géomorphologiques, hydrologiques et environnementaux du bassin versant (Fu et *al.*, 2006). Le SY dans un bassin versant est estimé à l'aide de cette combinaison en multipliant A et SDR (Bhattacharya et Das Chatterjee, 2021). Le modèle combiné RUSLE-SDR a été largement appliqué ces dernières années pour évaluer à la fois A et SY à l'échelle du bassin versant (Thomas et *al.*, 2018 ; Colman et *al.*, 2018 ; Ebrahimzadeh et *al.*, 2018 ; Singh et *al.*, 2019 ; Ben Cheikha et *al.*, 2021 ; Menasria et *al.*, 2021 ; Ouadja et *al.*, 2022).

L'occupation des sols est un facteur déterminant de l'érosion hydrique, caractérisé par des changements à la fois spatiaux et temporels, pouvant influencer l'érosion à l'échelle des bassins versants. Les activités humaines, telles que le défrichement, les incendies de forêt, l'urbanisation et les pratiques agricoles inappropriées, ont considérablement accéléré l'érosion dans ces zones (Debnath et Das(Pan), 2022), entraînant des conséquences écologiques, économiques et environnementales (Spalevic et *al.*, 2017). Les techniques de télédétection et SIG sont largement utilisées pour cartographier l'occupation des sols et détecter les changements dans ce domaine (Chughtai et *al.*, 2021). L'utilisation d'images satellitaires dans le temps pour étudier la relation entre les changements d'occupation des sols et l'érosion devient très répandue dans les recherches actuelles (Kidane et *al.*, 2019 ; Belay et Mengistu, 2021).

Pour mieux comprendre le phénomène érosif et aider à la définition de stratégies efficaces de lutte contre l'érosion, ce travail de thèse vise à atteindre les objectifs suivants :

1. Estimer et cartographier le potentiel érosif du sol et le rendement en sédiment dans le bassin versant de l'Oued El Hachem, en utilisant le modèle USLE et sa version révisée RUSLE, ainsi que les techniques de SIG et de télédétection,
2. Cartographier les différents facteurs de l'érosion hydrique et analyser l'impact de l'érosivité des pluies sur l'érosion et le rendement en sédiments en année sèche et pluvieuse,
3. Estimer la quantité de perte de sol causée par le changement d'occupation des sols et évaluer la contribution de chaque composante de l'occupation des sols à l'érosion hydrique.

Cette méthodologie est appliquée dans un bassin versant méditerranéen côtier, à caractère montagneux et à vocation agricole, tel que le bassin versant de l'Oued El Hachem, situé au nord de l'Algérie. Cette région est caractérisée par un relief accidenté, un climat très agressif et des activités agricoles diversifiées. Tous ces facteurs peuvent avoir un impact direct sur le déclenchement de l'érosion hydrique et la production de sédiments à l'exutoire du bassin ou dans le barrage de Boukourdane situé au centre du bassin.

Pour atteindre ces objectifs, le travail est divisé en trois parties : une synthèse bibliographique sur l'érosion hydrique, une présentation du milieu d'étude et de la méthodologie adoptée, et enfin une présentation et discussion des résultats obtenus. Le travail est finalisé par une discussion générale et une conclusion générale tout en mettant l'accent sur des recommandations liées à l'aménagement du bassin versant et des perspectives d'avenir liées aux études sur l'érosion hydrique.

Première partie

Etude bibliographique

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Généralités sur l'érosion hydrique

1.1. Définition de l'érosion hydrique

L'érosion est un processus naturel de détachement des particules de sol et de leur transport et dépôt à des endroits éloignés par des agents naturels tels que l'eau, le vent, les glaciers et la gravité (Osman, 2014). Le mot « érosion » est d'origine Latine et dérive du verbe *erodere* signifie « ronger » (Foth, 1990 ; Chesworth, 2008). Ce mot a été utilisé avec un certain nombre d'autres mots pour exprimer les processus géomorphologiques causés par l'eau et le vent, (Ex. ablation, corrosion, abrasion et dénudation) (Zachar, 1982). Le terme érosion a été utilisé pour la première fois en géologie pour décrire la formation des creux par l'eau et l'usure des matériaux solides par l'action de l'eau des rivières, tandis que l'érosion par précipitation était appelée ablation (latin *ablatio* - emporter) (Foth, 1990). Maintenant, ce terme s'applique au processus impliqué lorsque le sol ou la formation rocheuse est ameubli et emporté par les agents du vent, de l'eau, du gel et du dégel, des activités biologiques (Chesworth, 2008). Zachar (1982) a signalé que de nombreux auteurs utilisent le terme d'érosion pour englober toute forme de destruction du sol ou de la surface de la terre par l'eau, et recommandent d'utiliser les termes déflation et abrasion en cas de destruction par le vent. Tandis que le dictionnaire des vocabulaires agricoles « Thesaurus AGROVOC », qui a été établi par la FAO, a distingué entre l'érosion causée par l'eau et celle causée par le vent par les termes « érosion hydrique » et « érosion éolienne ». L'érosion hydrique englobe la destruction de la surface de la terre par les gouttes de pluie (*raindrops*), par les eaux de ruissellement de surface (*surface runoff*) et par les eaux d'irrigation.

L'érosion peut être divisée en érosion naturelle et induite par l'homme. L'érosion du sol dans les paysages non perturbés par les forces naturelles est appelée érosion normale, érosion naturelle ou érosion géologique. Elle se produit presque silencieusement et n'est pas très préoccupante, car la quantité de perte de sol est facilement compensée par les processus naturels de formation du sol. Les actions humaines traduites par l'exploitation des terres, de l'eau, de la végétation peuvent considérablement accélérer l'étendue et l'intensité de l'érosion, c'est ce qu'on appelle l'érosion accélérée des sols. Ce type d'érosion se produit généralement à un rythme alarmant qui réduit la qualité de l'eau et du sol et endommage les terres et le rendement des cultures (Osman, 2014).

1.2. Causes de l'érosion hydrique

L'érosion hydrique peut résulter de causes naturelles et de causes anthropiques (Arabi, 2021). Les facteurs topographiques et climatiques tels que les pentes raides et les pluies de forte intensité sont parmi les causes naturelles. La déforestation, la culture itinérante, le surpâturage et le manque de pratiques de conservation des sols sont quelques-unes des causes anthropiques de l'érosion hydrique. La principale cause de la dégradation des terres est l'utilisation non appropriée des terres. Les problèmes économiques et sociaux,

la pression démographique, la pauvreté, le régime foncier, les systèmes agricoles, le manque de conseils techniques, l'utilisation d'outils inappropriés, etc. sont les raisons de cette mauvaise gestion.

La déforestation fait référence à la conversion d'une forêt en une utilisation non forestière telle que les terres agricoles, les prairies, les zones urbaines et les sols nus. Selon Osman (2014), la superficie forestière totale du monde est d'un peu plus de quatre (04) milliards d'hectares. Environ la moitié de cette superficie a été défrichée avec une disparition de 16 millions d'hectares supplémentaires chaque année. Les processus de déforestation comprennent l'exploitation forestière industrielle, l'abattage des arbres, les incendies de forêt, la culture itinérante et l'empiètement.

La forêt intervient essentiellement dans la régulation des processus hydrologiques : évaporation, transpiration, infiltration et écoulement de surface. Elle intervient également dans la fixation et la fertilité des sols et le maintien de sa stabilité structurale. En contrepartie, la déforestation dans des vastes étendues entraîne un changement climatique dans ces régions. Le déboisement expose le sol nu à l'effet torride du soleil et au battement des pluies, ce qui entraîne une perte d'une quantité importante de terre végétale par l'érosion. En raison de la température élevée, la matière organique du sol se décompose plus rapidement et les agrégats du sol vont être soumis à l'impact des gouttes de pluie. Le taux d'infiltration, de ce fait, sera faible en faveur de l'écoulement de surface et du ruissellement (Osman, 2014).

Le surpâturage est l'une des causes majeures de l'érosion hydrique. Le cheptel défriche rapidement la végétation en réduisant considérablement le couvert végétal. Ce qui rend le sol exposé aux impacts des gouttes de pluies. Le piétinement du bétail brise facilement les agrégats et tasse le sol en le laissant vulnérable au ruissellement (Roose, 1994).

La monoculture est la pratique de cultiver une seule culture année après année sur la même terre, en l'absence de rotation avec d'autres cultures. Le blé, l'orge, le maïs et l'avoine sont les cultures les plus courantes en monoculture céréalière. C'est un système économiquement efficace, mais il peut avoir un impact négatif indirect sur l'érosion. Les racines de la culture tirent le même type et la même proportion de nutriments du sol pendant une longue période de temps. L'état nutritionnel du sol devient déséquilibré après une période prolongée de culture. La fertilité du sol est donc menacée, ce qui rend le sol plus fragile et apte à être érodé (Guo et *al.*, 2023)..

Le compactage du sol est la consolidation physique du sol par une force appliquée, généralement par des outils de travail du sol, qui détruit la structure du sol, comprime le volume du sol, augmente la densité apparente, réduit la porosité et limite le mouvement de l'eau et de l'air dans le sol. Il s'agit d'un problème complexe dans lequel les interactions machine - sol - culture – climat, jouent un rôle important et peuvent avoir des conséquences économiques et environnementales pour l'agriculture. Oldeman et *al.* (1990) ont suggéré que le compactage est de loin le type de détérioration physique le plus important des sols agricoles.

1.3. Impact et conséquences de l'érosion hydrique

Les effets et les conséquences de l'érosion hydrique peuvent être classés en deux catégories : effets sur site (*on-site effects*) et effets hors site (*off-site effects*). Les effets sur site de l'érosion hydrique comprennent la perte de sol ainsi que la perte de la matière organique et des éléments nutritifs. Hicks et Anthony (2001) ont trouvé que 1 cm de perte de terre végétale est équivalent à 350 kg/ha d'azote, 90 kg/ha de phosphore, 1000 kg/ha de potassium, 1050 kg/ha de calcium et 650 kg/ha de magnésium. Selon Roose (1994) les pertes en nutriments croissent parallèlement au volume ruisselé et érodé. Ce même auteur a souligné qu'il existe plus d'éléments nutritifs dans les eaux et les terres érodées que dans le sol en place (horizon : 10 cm). Ceci est net pour le carbone, azote, phosphore, l'argile, les limons, et encore plus flagrant pour les bases échangeables (14 à 18 fois plus sous culture). La croissance des pertes chimiques est donc parallèle à celle des pertes en terre, et elle est fonction inverse du couvert végétal.

D'après Roose (1994), « *le ruissellement et l'érosion peuvent avoir une influence néfaste immédiate sur les rendements des cultures en place. Ils peuvent aussi modifier progressivement les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol (par érosion sélective des éléments les plus fertiles) et réduire les potentialités à long terme de certains sols, en particulier des sols peu épais (faible capacité de stockage de l'eau et des engrais) et des sols forestiers (dont la fertilité et les activités biologiques sont concentrées dans les horizons superficiels)* ».

Selon Girard *et al.* (2011), l'érosion limite la disponibilité des terres cultivables et contribue à la dégradation des terres et des eaux par les actions suivantes :

- Abrasion progressive de la couverture pédologique,
- Diminution de la fertilité des terres,
- Entrainement des polluants véhiculés par les fractions colloïdales et particules de terre (phosphore, pesticides, métaux lourds ...etc.).

Roose (1994) a affirmé que la déstabilisation de la structure et de la macroporosité du sol est l'une des conséquences de l'érosion hydrique, qui provient entre autres de la squelettisation ou l'enrichissement en sable des horizons de surface par érosion sélective des particules fines, des matières organiques ou des nutriments.

Osman (2014) a mentionné quelques autres effets sur site y compris : l'imperméabilisation de la surface et le compactage du sol, l'exposition des racines, la déformation du terrain, la difficulté des opérations de travail du sol, l'exposition du sous-sol, la réduction de la croissance et du rendement des cultures, la perte de cultures en croissance, la baisse de la qualité du sol et la réduction de la capacité des fonctions de l'écosystème.

Les effets hors site de l'érosion hydrique ne sont pas toujours faciles à remarquer. Les matériaux érodés sont transportés vers des endroits éloignés et s'y déposent dans les plans d'eau, y compris les lacs, les ruisseaux, les oueds, les barrages et sur les terres agricoles, les routes, les fermes et autres installations. Les effets hors site de l'érosion hydrique

comprennent l'enfouissement des cultures et des ménages, l'envasement des terres, la sédimentation des réservoirs, les inondations, l'eutrophisation des plans d'eau, la pollution des terres et de l'eau et la baisse de la qualité de l'eau (Bonthagorla *et al.*, 2022). Les sédiments qui atteignent les ruisseaux ou les cours d'eau peuvent obstruer les fossés de drainage et les canaux des cours d'eau et réduire la qualité de l'eau en aval. Les pesticides et les engrais, fréquemment transportés avec les sédiments, peuvent contaminer ou polluer les sources d'eau en aval. En raison de la gravité potentielle de certains des impacts hors site, le contrôle de la pollution des terres agricoles est devenu de plus en plus important (Osman, 2014).

D'après Roose (1994), les conséquences de l'érosion à l'aval, c'est d'abord la baisse de la qualité des eaux des rivières par les matières en suspension qui accompagnent les crues formées en majorité par le ruissellement. Ce même auteur a rapporté que « *les nuisances proviennent aussi des transports solides liés aux grandes crues qui laissent des torrents de boue au bas des champs, dans les fossés, sur les routes, dans les caves. Une fois le débit de pointe passé, des masses considérables de sédiments se déposent dans les lacs, les fleuves, les canaux et les ports* ». Demmak (1982) montre que la majorité des sédiments piégés dans les réservoirs proviennent du ravinement, des glissements de terrain, des éboulements des berges et de la divagation des oueds.

L'impact de l'érosion hydrique sur les terres agricoles est généralement considéré comme négatif pour les sites d'érosion. Toutefois, d'après Kirkels *et al.* (2014), il peut être positif surtout pour les sites de dépôt dans lesquels il peut y avoir un apport de sédiments, d'éléments nutritifs et de carbone organique du sol. Xiao *et al.* (2018), ont affirmé que les trois processus d'érosion ont de forts impacts sur la dynamique du carbone organique du sol, avec des mécanismes d'influence impliquant principalement : (i) l'élimination et le remplacement du carbone organique sur les sites d'érosion ; (ii) minéralisation de carbone organique pendant le transport ; et (iii) l'enfouissement profond du carbone allochtone et autochtone sur les sites de dépôt.

Les expériences de Xiong *et al.* (2018) ont montré que le taux des pertes en sol a une certaine corrélation avec la teneur en carbone organique, en azote total et en phosphore dans le profil du sol et le long de la pente, ce qui indique qu'ils peuvent avoir des voies de perte similaires.

1.4. Tolérance des terres à l'érosion hydrique

La formation et l'érosion du sol sont deux processus naturels opposés. De nombreux sols naturels non perturbés ont un taux de formation équilibré par un taux d'érosion. Dans ces conditions, le sol semble rester dans un état constant à mesure que le paysage évolue. En général, les taux d'érosion du sol sont faibles à moins que la surface du sol ne soit directement exposée au vent et à l'eau de pluie. Le problème de l'érosion survient lorsque la couverture végétale naturelle est supprimée et que les taux d'érosion du sol sont considérablement accélérés. Ensuite, le taux d'érosion du sol dépasse largement le taux de formation du sol et

il y a un besoin de pratiques de contrôle de l'érosion qui réduiront le taux d'érosion et maintiendront la productivité du sol (Zachar, 1982).

Les chercheurs ont attribué aux sols un taux de tolérance à l'érosion (valeur T), qui sert de base à l'évaluation du risque potentiel d'érosion et de la durabilité des sols. La valeur T est la quantité d'érosion du sol qui ne diminue pas de manière significative la productivité du sol (Osman, 2014). Selon Kenneth et Spaeth (2020), la valeur T est influencée par dix facteurs à savoir :

- Taux de formation du sol à partir du matériau d'origine ;
- Taux de développement de la couche arable à partir du sous-sol ;
- Profondeur du sol ;
- Réduction du rendement des cultures par érosion ;
- La transition des propriétés du sol associée à la croissance des plantes ;
- Perte de nutriments végétaux due à l'érosion ;
- Incidence de l'érosion en rigoles et ravines ;
- Dépôt de sédiments ;
- Livraison de sédiments hors champ ;
- Application de pratiques durables de conservation des sols.

Le niveau moyen estimé de tolérance à l'érosion du sol (T) utilisé dans la planification de la conservation des sols et de l'eau aux États-Unis est de 11 (t.ha⁻¹.an⁻¹).

1.5. Différentes formes de l'érosion hydrique

L'érosion hydrique s'explique à plusieurs échelles. La plus petite échelle c'est la goutte de pluie qui, selon le climat, est évidemment variable en taille et en effet. Les pluies régulières associées à des petites gouttes s'infiltrent dans le sol, mais les plus grosses gouttes associées aux orages et aux pluies irrégulières ont un impact sur la surface du sol, presque comme des explosifs, jetant des débris dans toutes les directions (Chesworth, 2008). Au stade initial, les particules de sol sont détachées des agrégats par l'impact des gouttes de pluie ou de l'écoulement de l'eau, qui est suivi par le transport des particules détachées par l'eau de ruissellement. L'eau de ruissellement chargée de particules en suspension détache également plus de particules de sol sur son chemin à travers la surface. L'érosion hydrique est un processus de perte de sol, en particulier de la surface, mais parfois une grande masse de sol peut être perdue, comme dans les glissements de terrain et l'érosion des berges.

1.5.1. Erosion par éclaboussures (*Splash Erosion*)

Au début d'un événement pluvieux, les gouttes de pluie qui tombent battent les agrégats du sol, les cassent et détachent les particules de sol. Ces particules obstruent les grands pores du sol et réduisent ainsi la capacité d'infiltration du sol. L'eau ne peut pas pénétrer dans le sol et bientôt une fine pellicule d'eau recouvre le sol. De plus, les gouttes de

pluie battent l'eau et éclaboussent les particules de sol en suspension. Les particules de sol sont transportées à une certaine distance par les éclaboussures (figure 1). Les particules éclaboussées peuvent s'élever jusqu'à 60 cm au-dessus du sol et se déplacer jusqu'à 1,5 m du point d'impact. L'érosion par éclaboussures est le début d'autres types d'érosion du sol, en particulier l'érosion en nappe (Osman, 2014).



Figure 1 : Impact de la goutte de pluie (splash) (<http://utexas.edu>)

1.5.2. Erosion en nappe (*sheet erosion*)

Lorsqu'une mince couche de sol est enlevée par l'impact d'une goutte de pluie et par un écoulement superficiel peu profond de toute la pente, on parle d'érosion en nappe (Osman, 2014). Cette forme d'érosion peut entraîner un décapage de la majorité de l'horizon humifère ainsi que la terre végétale de première qualité avec beaucoup de nutriments et de matière organique (figure 2). C'est le type d'érosion du sol le plus dangereux car il se produit progressivement et presque silencieusement. L'érosion en nappe entraîne la dégradation du sol sur l'ensemble de sa surface. Le signe le plus connu de l'érosion en nappe est la présence de plages de couleur claire aux endroits les plus décapés (Roose, 1994). Le deuxième signe est la remontée des cailloux en surface par les outils de travail du sol. Après quelques pluies, les terres fines sont entraînées par les pluies soit par drainage en profondeur, soit par érosion sélective, tandis que les cailloux trop lourds s'accumulent à la surface du sol.

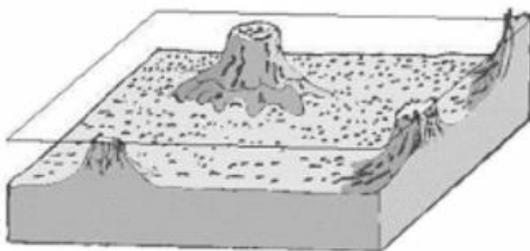


Figure 2 : Erosion en nappe (Adoptée par : *Soil and Water Conservation District*)

La cause de l'érosion en nappe est l'énergie de la battance des pluies sur les sols dénudés. L'arrachement des particules de terre vient de l'énergie des gouttes de pluie, lesquelles sont caractérisées par une vitesse de chute et par un certain poids, fonction de leurs diamètres. D'après Roose (1994) l'érosion en nappe observée sur parcelle d'érosion dépend à la fois :

- de l'intensité maximale des pluies qui déclenchent le ruissellement (1 max en 15 mn sur pentes fortes ou 1 max en 30 minutes sur les pentes moyennes),
- de l'énergie des pluies (EC) qui détachent les particules susceptibles de migrer,
- de la durée des pluies et/ou de l'humidité avant les pluies.

S'il existe effectivement une intensité limite de pluie en-dessous de laquelle on n'observe pas de ruissellement, cette intensité varie en fonction du degré d'humectation du sol et de la dégradation de la surface du sol avant le début de la pluie.

Wischmeier et Smith (1978) ont combiné dans un seul indice d'érosivité (EI_{30}) l'énergie de chaque averse multiplié par l'intensité maximale en 30 minutes (en mm/h). Cet indice tient bien compte des trois conditions exprimées plus haut : énergie, intensité de pointe et durée des pluies.

1.5.3. Erosion linéaire

D'après Roose (1994), lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'infiltration de la surface du sol, une érosion linéaire se produit. Des flaques d'eau se forment à la surface du sol, ensuite ces dernières communiquent par des filets d'eau, et lorsque ceux-ci atteignent une certaine vitesse, ils génèrent une énergie propre et produisent une érosion limitée dans l'espace à travers des lignes d'écoulement. Cette énergie n'est plus dispersée sur toute la surface du sol, mais concentrée sur des lignes de plus forte pente. Par conséquent, l'érosion linéaire est une indication que le ruissellement est organisé, indiquant que ce dernier a pris de la vitesse et a acquis l'énergie cinétique pour creuser le sol et transporter des particules de plus en plus grosses, non seulement des argiles et des limons comme l'érosion en nappe sélective, mais des graviers ou des cailloux et des blocs lorsqu'il sera plus intense.

L'érosion linéaire peut prendre plusieurs formes dans le sol. Dès qu'il y a ruissellement, s'organise le transport des particules légères, en particulier de la matière organique, des résidus de culture, du fumier et des particules fines, de l'argile, du limon et du sable. A la surface du sol on peut observer des "délaissés de crues" composés souvent de matières organiques longues et fibreuses ou alors de dépôts sableux organisés en filets comme dans les oueds. L'érosion linéaire, à travers le processus de ruissellement, creuse des formes de plus en plus profondes. On parle de griffes lorsque les petits canaux ont quelques centimètres de profondeur, de rigoles lorsque les canaux dépassent 10 cm jusqu'à 30 cm de profondeur (figure 3). Les deux premières formes sont effaçables par les techniques culturales.

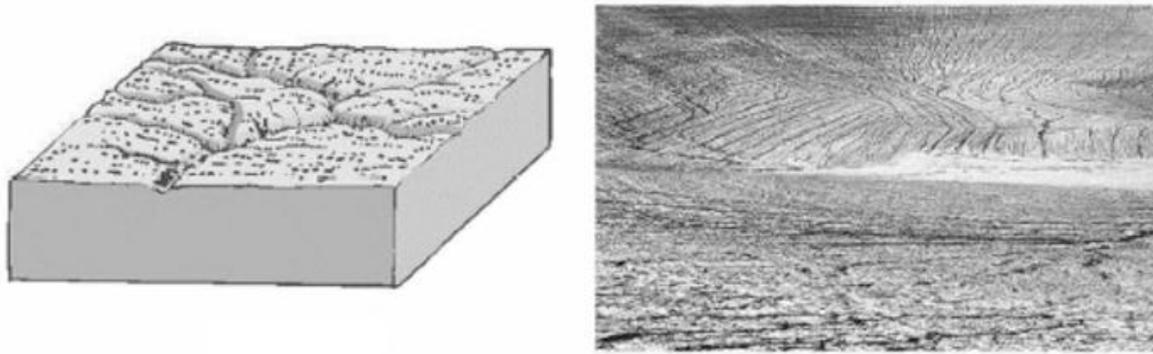


Figure 3 : Erosion en griffes et en rigoles (Adoptée par : *Soil and Water Conservation District*)

On parle de nappe ravinante lorsque les creux ne dépassent pas 10 à 20 cm mais que leur largeur atteint plusieurs mètres (figure 4). Et enfin, on parle de ravines lorsque les creux atteignent plusieurs dizaines de cm de profondeur. Elles sont plus de 30 cm d'après Osman (2014), et parfois plus de 50 cm selon Roose (1994), en particulier, lorsqu'elles ne sont plus effaçables par les techniques culturales. A l'intérieur des ravines on peut encore distinguer des petites ravines dont le lit est encore encombré de végétation herbacée et surtout arbustive et qu'on pourra fixer rapidement par des méthodes biologiques. Par contre, dans des grandes ravines qui peuvent s'étaler sur plusieurs kilomètres, le canal central comporte des blocs rocheux, témoins d'un charriage important et d'une certaine torrencialité. Ces fonds étant mobiles, il n'est plus question de les stabiliser uniquement par des méthodes biologiques ; il sera nécessaire d'utiliser des seuils cimentés et des méthodes mécaniques coûteuses (Roose, 1994).

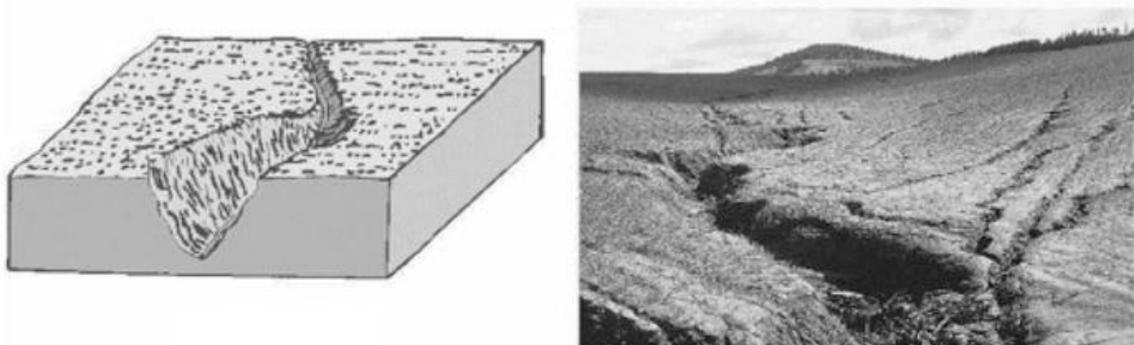


Figure 4 : Erosion ravinante (Adoptée par : *Soil and Water Conservation District*)

1.5.4. Erosion en masse

Les mouvements de masse concernent un décapage d'un volume de sol à l'intérieur de la couverture pédologique. Ces mouvements sont causés par des conditions géologiques instables, des pentes abruptes, des précipitations intenses, des sols fragiles, des tremblements de terre et des changements de relief induits par l'homme (Osman, 2014). Les causes anthropiques sont l'excavation, le chargement, la déforestation, l'irrigation, l'exploitation minière, les vibrations et les retenues d'eau. Les phénomènes de mouvement de masse sont

très nombreux mais ils peuvent être regroupés en différentes formes (Roose, 1994) telles que :

a. Le glissement lent ou la reptation (*creeping*)

C'est un glissement lent des couches superficielles de la couverture pédologique vers le bas des versants, généralement sans décollement, qui s'observe assez généralement sur les pentes fortes.

b. Le glissement de terrain (*landslide*)

Est un décollement d'une couche plus ou moins épaisse de sol, glissant sur un horizon plus compact (souvent de la roche altérée). Ce décollement peut prendre une forme d'une planche glissante suivant un plan de glissement (glissement en planche), comme il peut être rotationnel de telle sorte qu'il apparait une contre pente sur le versant laissant au paysage un aspect moutonné (glissement en coups de cuillère).

c. Les coulées boueuses (*mudflow*)

Ce sont des mélanges d'eau et de terre à haute densité ayant dépassé le point de liquidité et qui emportent à grande vitesse des masses considérables de boue et de blocs de roches de taille imposante. Lorsqu'elles viennent de se produire, elles se présentent sous forme d'un canal terminé par une langue de matériaux de texture très hétérogène (cône de déjection).

1.6. Facteurs de l'érosion hydrique

L'érosion est due à la force de dispersion et de transport de l'eau. Comme dans le cas de l'érosion par éclaboussures, les particules de sol sont d'abord détachées de la surface du sol par l'action des gouttes de pluie puis transportées avec le ruissellement de surface. Il existe une relation directe entre la perte de sol et les précipitations ainsi que le volume de ruissellement. Comme il existe également une relation étroite entre la perte de sol et certains facteurs géomorphologiques, édaphiques, biotiques et anthropiques. Les principaux facteurs, qui affectent la quantité d'érosion du sol dans une large mesure, peuvent être résumés comme suit :

1.6.1. Les précipitations

Les précipitations constituent l'agent essentiel de l'érosion hydrique. L'érosivité de la pluie est son aptitude à provoquer les phénomènes d'érosion. Elle dépend surtout de l'intensité de la pluie ou de son énergie cinétique (Girard et *al.*, 2011). Certains auteurs ont suggéré que chaque changement de 1% des précipitations pourrait entraîner un changement de 1,7% de l'érosion et de 2% du ruissellement (Pruski et Nearing, 2002). Des fourchettes plus élevées ont également été rapportées par certains d'autres, de sorte qu'ils ont constaté qu'une augmentation de 4 à 18% des précipitations entraînerait une augmentation de 49 à 112% du ruissellement et une augmentation de 31 à 167% de la perte de sol (Zhang, 2007).

Aux Etats Unies, O'Neal et *al.* (2005) ont prévu le changement de l'érosion hydrique dans 11 régions pour la période 2040-2059 et ont constaté qu'une augmentation de 10 à 14% des précipitations annuelles va engendrer une accentuation jusqu'à environ 300% du ruissellement et de la perte de sol. Par conséquent, si les autres facteurs de l'érosion hydrique sont stables, le ruissellement et l'érosion hydrique sont susceptibles d'augmenter avec l'augmentation des précipitations.

Les changements dans la quantité totale de précipitations à un endroit donné peuvent se produire de différentes manières, principalement soit en raison d'une augmentation du nombre de jours de pluie, soit en raison d'une augmentation des précipitations moyennes par jour de pluie. Un changement dans la quantité moyenne de précipitations pendant les jours de pluie induit généralement un changement dans l'intensité des précipitations. En d'autres termes, la distribution des quantités de précipitations par jour est généralement corrélée à la distribution des intensités des précipitations. Ces deux facteurs de changement des précipitations influenceront l'érosion et la perte de sol.

Selon Nearing et *al.* (2004), l'érosion hydrique ne dépend pas toujours de la quantité de pluie. L'intensité des précipitations est également connue pour influencer considérablement sur l'érosion des sols. Pruski et Nearing (2002) ont suggéré que toute augmentation de précipitations, que ce soit en quantités de pluie par événement, en intensité des tempêtes ou en fréquence des précipitations, peut directement aggraver l'érosion. Ils estiment que pour chaque augmentation de 1% de la quantité totale de précipitations, l'érosion augmente en conséquence de 0,85% en maintenant l'intensité des précipitations constante. Cependant, si l'intensité et la quantité des précipitations augmentent de 1%, l'érosion prévue augmente de 1,7%. Hardaha (2018) a affirmé que les caractéristiques pluviométriques qui influencent l'érosion hydrique comprennent la quantité, l'intensité, la fréquence et la durée des précipitations. De plus, il a suggéré que l'intensité des précipitations d'une plus grande taille de goutte de pluie, va engendrer une énergie cinétique plus élevée ainsi qu'une puissance érosive plus élevée. Quant à la fréquence des pluies, il a indiqué qu'elle maintienne l'humidité du sol dans une gamme souhaitable, ce qui réduit la capacité d'infiltration du sol et produit ainsi plus de ruissellement. Enfin, il a proclamé qu'une répartition uniforme des précipitations tout au long de l'année réduit toujours l'érosion hydrique en maintenant l'humidité du sol dans la gamme optimale pour une bonne végétation sur la surface du sol.

1.6.2. La couverture pédologique

Ce facteur joue un rôle essentiel dans les processus d'érosion à travers sa capacité d'infiltration et son érodibilité. La capacité d'infiltration est le flux d'eau maximal qu'il peut infiltrer dans des conditions données. Ce paramètre dépend des conditions hydriques initiales du sol et de ses propriétés intrinsèques. Les caractéristiques les plus déterminantes sont celles de l'horizon de surface qui est directement soumis à l'influence des agents atmosphériques. L'érodibilité du sol est la facilité avec laquelle le sol est érodé. Elle dépend surtout de la stabilité structurale, qui est un indicateur de la cohésion des agrégats et de leur résistance à la désagrégation sous l'effet de la pluie. La stabilité dépend des propriétés qui donnent une cohésion au sol (la texture et la teneur en matière organique) (Girard et *al.*, 2011). Selon

Kumar (2020), la stabilité des agrégats à l'énergie des gouttes de pluie est déterminée également par la structure du sol, qui est utilisée pour mesurer la résistance du sol à l'érosion. Ce paramètre est associé à la fréquence et à l'intensité des précipitations lorsque des précipitations élevées et intenses détruisent les agrégats du sol.

Roose (1994) a mentionné la rugosité de la surface du sol comme paramètre qui intervient dans la réduction de l'érosion. Si des graviers et des cailloux sont posés à la surface du sol, ils protègent celle-ci contre le splash et protègent également la macroporosité sous-jacente. Ils vont avoir donc une influence positive sur l'infiltration.

Hardaha (2018) a souligné que toutes les propriétés du sol responsables d'un taux d'infiltration plus élevé, une faible densité apparente, une porosité élevée, une grande taille de particules, une faible teneur en humidité, une structure granulaire, etc. provoquent un faible taux d'érosion. La force de cohésion entre les particules de sol réduit le risque d'érosion hydrique de sorte qu'elle se traduit par une faible dispersion des particules, comme dans le cas des sols argileux. D'autre part, pour ce qui est des particules détachées de plus grande taille, leur transport par le ruissellement est faible à cause de leur taille.

Selon Kenneth et Spaeth (2020), les propriétés physiques du sol qui jouent un rôle important dans le potentiel d'érosion sont la texture, la densité apparente, la stabilité des agrégats, la teneur en matière organique, la porosité inhérente et la structure du sol. Selon les mêmes auteurs, la matière organique est étroitement liée à la stabilité des agrégats et est un facteur de stabilisation avec les exsudats de micro-organismes du sol. Ils ont suggéré également que la teneur en humidité du sol joue un rôle dans l'érodibilité. En effet, sur un sol sec, une forte intensité de pluie est nécessaire pour disperser les agrégats et détacher les particules du sol. Alors que sur un sol mouillé, ça ne nécessite qu'une faible intensité de pluie.

Kumar (2020) a souligné que la structure du sol, la densité apparente, la porosité, le taux d'infiltration, la conductivité hydraulique, les agrégats du sol, l'état d'humidité du sol sont les principales caractéristiques du sol régissant l'érosion du sol. La densité apparente du sol, selon le même auteur, est considérée comme un indicateur utile pour l'évaluation de l'érosion du sol. Un sol à densité apparente élevée affecte négativement l'infiltration et la conductivité hydraulique des sols, ce qui entraîne une forte production de ruissellement de surface. La densité apparente est en général négativement corrélée avec la teneur en matière organique du sol.

1.6.3. Le couvert végétal

L'érosion hydrique est étroitement liée à la couverture végétale. Si de fortes pluies tombent sur les sols nus, l'érosion a tendance à augmenter. Au contraire, si des pluies extrêmes se produisent sur des sols bien protégés, on peut s'attendre à des taux d'érosion plus faibles. Ceci est dû, d'après Li et Fang (2016), au fait que la végétation aide à prévenir et à contrôler l'érosion hydrique en interceptant les précipitations, en diminuant l'énergie cinétique des gouttes de pluie contre le détachement des particules et en piégeant et en réduisant le ruissellement. Selon Roose (1994), le couvert végétal protège le sol contre la

battance des pluies, donc prolonge la perméabilité du sol et réduit le volume d'eau ruisselé. Sa litière entretient la mésofaune, laquelle creuse la macroporosité, et intercepte une grande quantité de pluie. En plus de ce qui a été dit, Hardaha (2018) a souligné que la végétation contribue à réduire l'érosion à travers les manières suivantes:

- Les racines des plantes lient les particules du sol entre elles,
- En présence d'une bonne végétation, le taux d'évapotranspiration est plus rapide ; ainsi, l'humidité du sol diminue et l'infiltration augmente,
- Les racines mortes contribuent à augmenter la porosité du sol,
- Le développement de la faune du sol comme les vers de terre est accéléré en présence de la végétation. Cette faune ameublie le sol et augmente la porosité.

D'après Kenneth et Spaeth, (2020) la couverture végétale influence de nombreux processus hydrologiques, notamment l'interception, l'infiltration, l'évaporation, la transpiration, la percolation, le ruissellement de surface, le stockage de l'eau du sol, l'érosion du sol et le dépôt de sédiments.

Serpa et *al.* (2015) ont montré l'impact du changement du couvert végétal sur atténuation de l'érosion du rendement en sédiment dans deux bassins versants méditerranéens, en favorisant le maintien d'une végétation à couvert permanent, comme dans le cas des prairies, les oliveraies ou les arbustes naturels. García-Ruiz et Lana-Renault (2011) ont trouvé que l'expansion de la végétation arbustive et arborescente dans les bassins méditerranéens européens explique, d'une part, la réduction des pertes en sol et de l'apport en sédiments, et d'autre part, l'amélioration progressive des caractéristiques du sol. Après avoir fait une analyse des données de parcelles d'érosion à travers 19 pays européens, Cerdan et *al.* (2010) a confirmé l'influence dominante de l'utilisation et de la couverture des terres sur les taux d'érosion des sols. Ils ont trouvé que les pertes sont plus élevées sur un sol nu, suivi par les vignobles puis par les autres terres arables (cultures de printemps, vergers et cultures d'hiver). Ils ont trouvé que les terres à couverts végétales permanents (arbustes, prairies et forêts) se caractérisent par des pertes de sol généralement inférieures de plus d'un ordre de grandeur à celles des terres arables. Enfin, ils ont remarqué que la perturbation de la végétation permanente par le feu entraîne des taux d'érosion momentanément plus élevés, mais les taux sont encore inférieurs à ceux mesurés sur les terres arables.

Selon Girard et *al.* (2011), l'érosion hydrique est surtout problématique dans des milieux où le taux de couvert végétal est faible, voire nul. De ce fait, la couverture végétale est indispensable pour aider à réduire l'érosion quel que soit le type d'utilisation des terres. Cependant, les terres cultivées présentent les risques de ruissellement et d'érosion les plus élevés d'après Kenneth et Spaeth (2020).

1.6.4. La topographie

La topographie influence largement le mécanisme d'érosion hydrique. Plusieurs variables sont à prendre en considération pour juger le rôle du facteur topographique. Selon

Roose (1994), il s'agit de l'inclinaison, la longueur et la forme de la pente. En outre, El Hage Hassan et *al.* (2018) a cité l'état de surface et la position topographique.

La pente du terrain et la longueur de la pente sont les deux facteurs topographiques qui influencent fortement l'érosion du sol. Au fur et à mesure que la longueur du terrain dans le sens de la pente augmente, le détachement des particules de sol continue d'augmenter. Lorsque la pente du terrain est doublée, la taille des particules, pouvant être transportées, augmente 16 fois (Hardaha, 2018). Le degré de la pente agit directement sur la vitesse du ruissellement, d'où la capacité de détachement des particules. Sur un versant en pente forte, le ruissellement atteindra une vitesse plus grande et sa capacité de transport sera plus forte qu'au contact des pentes douces du fond de la vallée Roose (2010). Ainsi l'action de l'érosion augmente fortement de manière exponentielle avec la pente (Dumas, 2010). Le degré de la pente agit également sur la forme d'érosion. Selon Roose (1994), sur faible pente (4 %), l'énergie des gouttes de pluie disloque les agrégats et libère les particules fines (matières organiques, argile et limons), par contre les sables s'accumulent à la surface du sol. Dès que la pente atteint 7 % il va y avoir un décapage du sol par l'érosion en nappe. Lorsque la pente dépasse 20 %, la surface du sol devient extrêmement accidentée du fait de rigoles profondes et de multiples figures engendrées par la pluie et le ruissellement. Roose et *al.* (2000) ont assuré qu'à plus de 60% de pente, les glissements de terrain et les mouvements de masse commencent à se déclencher.

En termes de dégât, dans les zones méditerranéennes à fortes pentes, le ravinement, qui se fait sur des terres à pente élevée, déplace dix fois plus de terre que l'érosion en nappe (Roose et *al.*, 2000). En Algérie, les terres les plus touchées par l'érosion hydrique sont celles situées dans les massifs telliens à forte pente (Achite et *al.*, 2006).

Plusieurs études ont montré que la vitesse de ruissellement et le pouvoir érosif croissent avec la longueur de la pente (McCool et *al.*, 1989 ; Moore et Wilson, 1992 ; Ben Slimane, 2013). Des expériences ont montré que le fait de doubler la longueur de pente conduisait à une augmentation de l'érosion de l'ordre de 3 fois (Borges, 1993). Morschel et Fox (2004) ont montré que l'action de l'inclinaison de la pente sur le ruissellement est amplifiée par la longueur de la pente, même si l'impact de ce dernier demeure limité. Quant au type d'érosion, la longueur de pente peut avoir une incidence importante sur l'érosion en rigoles, par contre son effet sur l'érosion en nappe est faible (Roose, 1994), car le ruissellement en nappe a une vitesse limitée par la rugosité du sol.

Bergonse et Reis (2015) ont mis en évidence l'effet de la pente et de la courbure, en tant que paramètres dérivés de la topographie, dans l'atténuation ou l'aggravation du processus érosif. La pente est responsable dans le contrôle de la vitesse de l'écoulement, tandis que la courbure convexe favorise son accélération. Alors que la courbure concave fait le contraire.

Selon Gómez-Gutiérrez et *al.* (2015), la topographie est un facteur clé pour l'initiation et le développement des ravines car elle détermine le pouvoir érosif de l'écoulement. La zone de drainage de chaque emplacement dans le paysage est contrôlée par les changements de topographie, tandis que le gradient de pente local contrôle la vitesse d'écoulement. Kumar

(2019) ont utilisé des indices numériques de certains paramètres topographiques, à savoir l'indice d'humidité, l'indice de puissance fluviale et l'indice de transport des sédiments, pour caractériser le potentiel topographique de l'érosion du sol dans un bassin versant à terrain topographique complexe. Sabzevari et Talebi (2019) ont étudié le taux d'érosion de neuf pentes complexes, qui se distinguent entre eux par le plan (convergent, parallèle, divergent) et la courbure (convexe, droite, concave). Ils ont trouvé que l'érosion moyenne des pentes convexes était 1,43 fois celle des pentes concaves et 1,19 fois celle des pentes droites. De plus, ils ont constaté que l'effet de la forme de courbure sur l'érosion était beaucoup plus important que l'effet de forme de plan. Les travaux de Setyawan *et al.* (2019) ont montré que les taux d'érosion critiques se produisent en grande partie dans des zones à forte pente.

1.6.5. Les pratiques anti-érosives

Les pratiques anti-érosives sont essentielles pour contrôler l'érosion hydrique et préserver la santé des sols. Ces pratiques intègrent trois catégories de gestion et de méthode (Maetens *et al.* 2012) :

- Gestion des cultures telle que cultures de couverture, paillage, bandes tampons enherbées, culture en bandes ;
- Gestion des sols telle que non-labour, travail minimum du sol, travail du sol en courbe de niveau, travail du sol en profondeur, drainage et amendement du sol ;
- Méthodes mécaniques telles que terrasses, diguettes en courbe de niveau et géotextiles.

La mise en place de cultures de couverture, telles que les légumineuses ou les graminées, protègent le sol contre l'érosion hydrique. L'utilisation de techniques de travail du sol minimal réduit l'exposition du sol aux intempéries et préserve sa structure. L'aménagement de bandes enherbées le long des pentes et des cours d'eau ralentit l'écoulement de l'eau, permettant ainsi une infiltration plus efficace et la réduction des ruissellements.

L'utilisation des pratiques anti-érosives a abouti à des résultats concluants dans le contrôle et l'atténuation du risque érosif. Les résultats de Prosdocimi *et al.* (2016) ont montré les effets bénéfiques du paillage dans la lutte contre l'érosion hydrique. Cette technique a permis de réduire à la fois la concentration moyenne en sédiments, la perte de sol et le volume de ruissellement jusqu'à 90 %. L'analyse de 1589 parcelles expérimentales, effectuée par Xiong *et al.* (2018b) à travers 22 pays, a montré l'efficacité des techniques de conservation des sols dans la réduction la perte annuelle de sol jusqu'à 84 % et le ruissellement annuel jusqu'à 53 %. Keesstra *et al.* (2016) ont étudié l'effet des techniques culturales sur les propriétés du sol et l'érosion hydrique dans un verger méditerranéen. Les résultats ont montré que la concentration des sédiments de ruissellement était significativement plus élevée dans les parcelles labourées. Les valeurs les plus basses ont été identifiées dans les parcelles couvertes d'une végétation permanente. Le travail du sol a augmenté la densité apparente, le coefficient de ruissellement, le ruissellement total, le rendement en sédiments et l'érosion hydrique. En Algérie, les travaux effectués par Mazour et Roose (1996) dans l'ouest du pays ont montré l'effet positif de l'augmentation de la biomasse et sa bonne gestion dans la diminution de l'érosion hydrique traduit par une bonne structuration du sol et une meilleure

infiltration de l'eau. Dans cette partie du pays des pratiques de gestion telles que les terrasses avec murs et diguettes, qui sont construites pour assurer l'accumulation progressive des sédiments et pour la protection des ouvrages d'irrigation, ont montré leur efficacité dans le contrôle de l'érosion hydrique dans les terrains en pente (Mazour et *al.* 2008).

2. Modélisation de l'érosion hydrique

La modélisation de l'érosion hydrique consiste à décrire la relation mathématique entre les facteurs et les processus de l'érosion du sol. La modélisation de l'érosion peut prendre en compte plusieurs des interactions complexes qui influencent les taux d'érosion en simulant les processus d'érosion dans le sol (Kumar, 2020). Elle se base sur une compréhension des lois physiques et des processus de génération de ruissellement de surface et de leur capacité de détachement et de sédimentation dans le paysage (Kumar, 2019). Les modèles aident à améliorer la compréhension de l'interaction entre les facteurs et les processus d'érosion des sols.

En général, les modèles se répartissent en trois catégories principales, en fonction des processus physiques simulés par le modèle, des algorithmes du modèle décrivant ces processus et de la dépendance des données du modèle (Merritt et al., 2003) :

- Empiriques (statistiques / métriques) ;
- Conceptuels (semi-empiriques) ; et
- Physiques (déterministes).

2.1. Modèles empiriques

Les modèles empiriques sont généralement les plus simples des trois types de modèles. Ils sont de nature statistique (Patil, 2018), et reposent principalement sur l'analyse des observations et cherchent à caractériser la réponse à partir de ces données. Les exigences en matière de calcul et de données pour de tels modèles sont généralement moindres que pour les modèles conceptuels et physiques (Merritt et al., 2003). Ces modèles sont principalement développés en établissant une relation entre les facteurs et les taux d'érosion hydrique pour un paysage ou une région particulière. Ils sont les plus couramment utilisés car ils sont simples à appliquer et nécessitent très peu de paramètres. Ils sont basés sur de simples relations d'observations et ne fournissent aucun détail du processus physique d'érosion (Kumar, 2019).

2.2. Modèles conceptuels

Les modèles conceptuels jouent un rôle intermédiaire entre les modèles empiriques et basés sur des processus physiques. Ils sont basés sur la représentation d'un bassin versant comme une série de stockages internes. Ils incorporent généralement les mécanismes de transfert sous-jacents de la génération de sédiments et de ruissellement dans leur structure, représentant les chemins d'écoulement dans le bassin versant comme une série de stockages, chacun nécessitant une certaine caractérisation de son comportement dynamique. Les modèles conceptuels ont tendance à inclure une description générale des processus du bassin versant, sans inclure les détails spécifiques des interactions des processus, ce qui nécessiterait des informations détaillées sur le bassin versant. Cela permet à ces modèles de fournir une indication des effets qualitatifs et quantitatifs des changements d'utilisation des terres, sans nécessiter de grandes quantités de données d'entrée réparties dans l'espace et le

temps. Les modèles conceptuels fournissent des résultats d'une manière spatialement distribuée. Ils peuvent être appliqués de manière semi-distribuée en désagrégeant un bassin versant en sous-bassins liés auxquels le modèle est appliqué (Merritt et al., 2003). D'après Kumar (2019), ces modèles décrivaient mieux certains facteurs d'érosion et leurs relations avec les pertes en sol. Ils prennent en compte les paramètres qui se répartissent dans l'espace et calculent la perte de sol et le rendement en sédiments au niveau du bassin versant. Ces modèles sont couramment utilisés pour simuler le changement d'utilisation des terres et les pratiques de gestion sur la performance des bassins versants avec des données d'entrée similaires réparties dans l'espace et dans le temps (Kumar, 2019).

2.3. Modèles physiques

Les modèles basés sur les processus physiques sont des modèles avancés qui décrivent les processus d'érosion de base, y compris l'impact des gouttes de pluie, le détachement, le transport et le dépôt des particules de sol par les précipitations et le ruissellement à travers le paysage. Ces modèles prennent en compte des processus fondamentaux de l'hydrologie, de la végétation et de la croissance des plantes, de l'érosion des sols et de la sédimentation. Ils ont émergé avec le développement des ordinateurs car ils ont besoin de simuler de nombreuses expressions mathématiques à l'aide d'équations différentielles. Ceux-ci sont principalement utilisés comme outil de recherche pour analyser l'impact de divers scénarios de climat, d'utilisation des terres, de système de culture et de pratiques de gestion sur le paysage naturel à l'échelle du bassin versant. Ils sont utilisés par les chercheurs pour estimer et valider l'érosion du sol, les éléments nutritifs du sol et le rendement des sédiments à diverses échelles de temps allant de la pluie, journalière, mensuelle, saisonnière et annuelle (Kumar, 2019). Les modèles basés sur les processus physiques prennent en compte la combinaison des composants individuels qui affectent l'érosion, y compris les interactions complexes entre divers facteurs et leur variabilité spatiale et temporelle. Ces modèles sont comparativement sur-paramétrés (Patil, 2018).

2.4. Exemples de quelques modèles d'estimation de l'érosion hydrique

2.4.1. Equation universelle des pertes en sol (USLE)

C'est l'un des modèles d'érosion les plus largement utilisés pour prédire l'érosion hydrique au niveau de la parcelle ou à l'échelle d'un champ dans divers systèmes de gestion des cultures. Il s'agit d'un modèle empirique développé à partir de l'analyse de plus de 10 000 données annuelles sur le ruissellement et la perte de sol provenant de petites parcelles. Le taux d'érosion dépend de nombreux facteurs, notamment l'intensité des précipitations, le type de sol, la topographie, le type d'occupation du sol et la gestion des cultures. Les relations complexes entre ces facteurs et l'érosion hydrique sont intégrées dans l'équation universelle de perte de sol (USLE). Ce modèle empirique a été introduit il y a plus de 50 ans (Wischmeier et Smith, 1978). Il peut être écrit comme suit :

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

Où,

A représente le taux annuel des pertes en sol ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$),

R est le facteur d'érosivité des pluies ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$),

K est le facteur d'érodibilité des sols ($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$),

LS est le facteur de longueur et d'inclinaison de la pente,

C est le facteur du couvert végétal,

P est le facteur des pratiques de conservation des sols.

Les trois derniers facteurs (LS, C et P) sont adimensionnels.

La carte de l'érosion générée à l'aide d'un modèle empirique fournit une analyse quantitative et qualitative qui aide à identifier la zone et le classement du degré d'intensité et de la probabilité d'occurrence du risque d'érosion. Le modèle USLE (Wischmeier et Smith, 1978) est largement utilisé dans la planification de la conservation des sols au cours des 30 dernières années. La simplicité de cette équation et la disponibilité des valeurs des paramètres ont rendu ce modèle relativement facile à utiliser.

Il y a un certain nombre de limitations à l'USLE. Le modèle n'est pas basé sur des événements et il ne peut pas identifier les événements les plus susceptibles d'entraîner une érosion à grande échelle. L'érosion des ravines et les mouvements de masse sont ignorés et le dépôt de sédiments n'est pas pris en compte dans ce modèle. En raison des limitations identifiées de l'USLE, un certain nombre de modifications et de révisions du format de base ont été proposées dans la littérature pour améliorer le calcul mathématique des facteurs d'érosion afin d'étendre ses applications dans diverses conditions. Le modèle a été modifié en tant qu'équation universelle modifiée de la perte de sol (USLE-M) (Kinnell et Risse, 1998) pour calculer les pertes de sol et de sédiments au niveau du bassin versant, ainsi qu'elle est révisée en tant qu'équation universelle révisée de la perte de sol (RUSLE) (Renard et al., 1997) pour calculer l'érosion du sol dans les terrains complexes et dans les diverses conditions d'utilisation des terres et d'occupation des sols (Kumar, 2019).

2.4.2. Équation universelle modifiée de la perte de sol (USLE-M)

L'USLE-M est une version modifiée de l'USLE pour calculer la perte de sédiments à l'échelle du bassin versant. Ce modèle est basé sur le facteur d'érosivité des précipitations (R) qui est égal au produit de l'indice d'érosivité à 30 minutes (EI_{30}) par le taux de ruissellement (QR). Les autres facteurs sont restés inchangés. D'après Kinnell et Risse (1998), la formule de l'USLE-M offre une amélioration par rapport à l'USLE car elle considère plus directement l'effet du ruissellement sur l'érosion avec des modifications du facteur R. De même, elle est mieux adaptée à la prédiction de l'érosion causée par des événements petits à moyens. L'avantage de cette amélioration est la réduction des surestimations importantes de la perte de sol lorsque le ruissellement est négligeable et que la quantité et les taux de précipitations sont importants.

2.4.3. Équation universelle révisée de la perte de sol (RUSLE)

Le modèle RUSLE est une version améliorée du modèle USLE. Il a conservé la structure de base du modèle USLE, mais les algorithmes utilisés pour calculer les facteurs d'érosion ont été considérablement modifiés (Renard et *al.*, 1997). Il a amélioré le calcul des facteurs d'érosivité des précipitations et d'érodibilité du sol en fonction des saisons, de l'inclinaison et de la longueur de la pente et d'une nouvelle méthode pour calculer le couvert végétal et le facteur de gestion des cultures. Le modèle RUSLE estime l'érosion en nappe et en rigoles, mais pas l'érosion des ravins ou des berges. C'est actuellement le modèle le plus largement utilisé pour calculer la perte annuelle à long terme par érosion des sols dans divers paysages du monde entier (Kumar, 2020). Il a été amélioré pour des applications à différentes conditions de couverture terrestre telles que les terres cultivées, les pâturages et les terres forestières pour l'estimation de l'érosion hydrique et l'évaluation de ses risques et pour guider à la préparation des plans de conservation des sols.

2.4.4. RUSLE-3D

RSUSLE-3D a tous les autres facteurs similaires à RUSLE à l'exception du facteur topographique (facteur LS). La longueur de la pente (L) a été remplacée par la surface contributive de la pente ascendante par unité (Mitasova et *al.*, 1996). Ce paramètre a été estimé en comptant le nombre de cellules de grille contribuant à l'accumulation de flux dans une cellule de grille particulière. Le remplacement de la longueur de la pente par l'accumulation de flux de surface a permis d'intégrer RUSLE dans l'environnement SIG à l'aide du modèle numérique d'élévation (MNE) (Kumar, 2020). Ce modèle a la propriété de refléter l'impact de l'écoulement concentré sur l'augmentation de l'érosion dans le paysage. Merritt et *al.* (2003) ont souligné que les changements de forme du facteur de longueur de pente (L) dans RUSLE permettent de prédire la perte de sol due à l'écoulement de surface dans des terrains tridimensionnels avec des pentes convergentes et divergentes.

2.4.5. Modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*)

Le SWAT est un modèle appliqué à l'échelle du bassin hydrographique en temps continu, semi-distribué et basé sur la physique. Il est conçu pour simuler le transport de l'eau, des sédiments, des nutriments et des pesticides à l'échelle du bassin versant sur une échelle de temps quotidienne. Il intègre les conditions météorologiques, l'hydrologie des eaux de surface et souterraines, les propriétés du sol, la croissance des plantes et les pratiques de gestion des terres pour prédire le ruissellement de surface, les sédiments et les apports en éléments nutritifs dans le bassin versant (Kumar, 2020). Dans ce modèle, le bassin hydrographique est divisé en plusieurs sous-bassins hydrographiques qui sont ensuite subdivisés en unités homogènes de même type de sol, occupation, pente et pratique de gestion, appelées unités de réponse hydrologique (HRU). Le SWAT calcule l'érosion des sols dans chaque HRU sur la base de l'équation universelle modifiée de perte de sol (USLE-M) à travers la formule suivante :

$$\text{Sed} = 11,8 \times (Q_{\text{surf}} \times q_{\text{peak}} \times a_{\text{HRU}})^{0,56} K \times LS \times C \times P \times \text{CFRG} \quad (2)$$

Où :

Sed est le rendement en sédiments d'un jour donné (tonnes métriques) ;

Q_{surf} est le volume de ruissellement de surface ($\text{mm} \cdot \text{ha}^{-1}$) ;

q_{peak} est le taux de ruissellement de surface de pointe ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;

a_{HRU} est la superficie du HRU (ha) ;

K est le facteur d'érodibilité du sol ;

C est le facteur de couverture et de gestion ;

P est le facteur de pratique de soutien ;

CFRG est le facteur de la fraction grossière.

Le modèle calcule les composantes hydrologiques telles que le ruissellement, l'écoulement fluvial et l'évapotranspiration. Il calcule séparément les composants de transpiration et d'évaporation. Le modèle peut être utilisé dans la génération de futurs scénarios de changement climatique afin d'étudier son effet sur l'érosion des sols et le rendement en sédiments dans les bassins versants (Giang et al., 2014). Le modèle SWAT dispose des limitations comme pour tous les modèles d'évaluation de l'érosion des sols. Etant donné que l'érosion est estimée sur la base de l'équation universelle modifiée de perte de sol (USLE-M), toutes les limites liées à ce modèle sont rapportées dans le modèle SWAT. Etant donné que le modèle est basé sur la génération de ruissellement dans le bassin versant, celle-ci nécessite une collecte de données étendues (Pandey et al., 2021), ce qui implique que le modèle a une utilisation limitée.

2.4.6. Modèle AGNPS (*Agricultural NonPoint Source*)

Est un modèle informatique basé sur les événements. Il simule le ruissellement, le transport de sédiments et de nutriments dans les bassins versants agricoles pour hiérarchiser les problèmes potentiels de qualité de l'eau. Le modèle divise le bassin versant en cellules carrées, de 0,4 à 16 ha de surface, uniformément réparties sur le bassin versant. Les variables en question sont simulées pour chaque cellule puis acheminées vers l'exutoire. Ce modèle permet de caractériser les conditions des zones sources de sédiments (*uplands*) et accumulatrices des sédiments (*channels*). Les zones sources peuvent être identifiées et classées en fonction de leur contribution à la génération de sédiments. Selon l'ordre de priorité, des mesures correctives peuvent être initiées pour améliorer la qualité de l'eau le plus efficacement possible (Young et al., 1989). Une version améliorée d'AGNPS a été développée sous le nom d'AnnAGNPS qui prend en charge la simulation continue avec les dernières technologies de manipulation de données et les caractéristiques physiques du bassin versant dans le SIG (Kumar, 2019). Ce modèle, bien qu'il soit efficace dans l'estimation du ruissellement et du transport de sédiments, il présente certaines limites dues à son exigence en données d'entrée et à la complexité de calcul par rapport aux modèles empiriques. De plus, la taille de la grille choisie par l'utilisateur du modèle est un facteur majeur influençant les calculs de rendement en sédiments. Par conséquent, des précautions

doivent être prises lors de l'application d'un tel modèle pour s'assurer que la résolution choisie pour la modélisation est adéquate pour la tâche (Merritt *et al.*, 2003).

2.4.7. Modèle WEPP (*Water Erosion Prediction Project*)

Le modèle WEPP est un modèle physique continue, qui a été lancé en août 1985 pour développer une technologie de prédiction de l'érosion hydrique de nouvelle génération en remplaçant des technologies de prédiction de l'érosion basées sur des données empiriques. Ce modèle simule de nombreux processus physiques importants dans l'érosion des sols, notamment l'infiltration, le ruissellement, le détachement des gouttes de pluie et du flux, le transport des sédiments, le dépôt, la croissance des plantes et les résidus décomposition (Flanagan *et al.*, 2007). Le modèle WEPP peut être appliqué à l'échelle des parcelles, des versants et des petits bassins versants. Il a été utilisé avec succès dans l'évaluation d'importants problèmes de ressources naturelles aux États-Unis et dans de nombreux autres pays (Flanagan *et al.*, 2007). D'après Kumar (2020), c'est le modèle basé sur les processus les plus largement utilisés pour simuler un scénario climatique futur afin d'étudier l'érosion des sols, les sédiments et le ruissellement des versants ou des bassins versants. Le modèle est basé sur un événement pluvieux unique et peut être appliqué aux pentes et aux petits bassins versants jusqu'à 50 ha (Pandey *et al.*, 2021). Contrairement aux nombreux avantages de ce modèle, il comprend de nombreuses restrictions par rapport à son utilisation. Ce modèle nécessite un grand nombre de données sur le sol, les cultures et le terrain, ce qui limite ses larges applications. Merritt *et al.* (2003) ont souligné un certain nombre de critiques liées au modèle. Premièrement, les grandes exigences de calcul et de données du modèle peuvent limiter son applicabilité dans les bassins versants où il y a souvent peu de données ou de ressources disponibles. Deuxièmement, le WEPP ne tient pas compte de l'érosion ravinatoire. Et enfin, le concept d'érosion en nappe utilisé par le WEPP peut ne pas être applicable aux sols qui n'ont pas été cultivés et ne présentent pas initialement de formations de rigoles.

2.4.8. Modèle EUROSEM (*EUROpean Soil Erosion Model*)

EUROSEM est un modèle de simulation distribué, événementiel, utilisé pour prédire l'érosion en nappe et en rigoles sur les versants et dans les bassins versants (Morgan *et al.*, 1998). Le modèle calcule le ruissellement de surface, l'érosion du sol et la perte de sédiments, l'hydrogramme des tempêtes et le graphique des sédiments pluviaux. Il nécessite des données complètes sur les conditions météorologiques quotidiennes, les paramètres hydrologiques du sol, les caractéristiques des bassins versants et les paramètres de croissance des plantes. Le modèle a été conçu comme un modèle événementiel vu que l'érosion n'était dominée que par quelques événements par an. Le modèle peut être utile comme un outil de sélection des mesures de protection des sols. Le modèle s'est avéré utile pour les tempêtes de courte durée, caractérisées par une seule impulsion de pluie (Aksoy et Kavvas, 2005). Par rapport à d'autres modèles similaires, EUROSEM a été évalué comme efficace dans la simulation des effets du travail du sol et du couvert végétal de manière dynamique et prend en compte les mesures de protection des sols en décrivant les conditions microtopographiques et végétales du sol associées à chaque mesure (Botterweg *et al.*, 1998). Toutefois, le modèle présente

certaines limitations, à la fois, dans les conditions d'utilisation et dans le calcul. Les résultats rapportés dans les travaux de Cai et *al.* (2005) indiquent que ce modèle peut assez bien simuler le ruissellement, mais souvent, il ne peut pas simuler avec précision la concentration de sédiments et le taux de perte de sol en un seul événement. Botterweg et *al.* (1998) ont noté que l'estimation de l'érosion par ce modèle pour des événements individuels peut comporter des erreurs liées à la représentativité des conditions de chaque événement sur la période totale décrite par le modèle. Enfin, Pandey et *al.* (2021) ont cité que ce modèle prend en compte le ruissellement dans la détermination des contraintes érosives qui nécessitent elles-mêmes des données exhaustives en temps réel et un jaugeage, ce qui limite son utilité dans des conditions non jaugées.

2.4.9. Modèle ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Response Simulation*)

ANSWERS est un modèle de simulation continue à l'échelle du bassin versant, basé sur un événement unique, utilisé pour calculer le ruissellement de surface et l'érosion du sol. Il divise un bassin versant en petits éléments indépendants. Au sein de chaque élément, les processus de ruissellement et d'érosion sont traités comme des fonctions indépendantes des paramètres hydrologiques et d'érosion de cet élément. Il décrit les processus de ruissellement par une méthode empirique, tandis que l'érosion du sol et le transport des sédiments par des équations de continuité basées sur la physique. Le modèle suppose que les sédiments peuvent être détachés à la fois par les précipitations et le ruissellement, mais ne peuvent être transportés que par le ruissellement (Aksoy et Kavvas, 2005). Le modèle ANSWERS a été évalué dans différents environnements à travers le monde, principalement pour la prédiction du ruissellement, de l'érosion, de la charge sédimentaire et des rejets de nutriments Pandey et *al.* (2016). Le modèle ANSWERS présente un certain nombre de lacunes qui limitent son efficacité. L'applicabilité du modèle est limitée dans de nombreux bassins versants suite aux grandes exigences de données d'entrée spatiales et temporelles. De nombreuses sorties du modèle étaient insensibles aux changements dans la distribution spatiale des variables d'entrée du modèle. Ces résultats indiquent les lacunes possibles dans la modélisation efficace des processus abordés par ce modèle. Enfin, le modèle considère l'érodibilité comme un paramètre relativement constant dans le temps, contrairement aux grandes variations de ce paramètre qui ont été enregistrées. Cette hypothèse est susceptible de limiter l'efficacité du modèle pour prédire le ruissellement et l'érosion des sols (Merritt et *al.*, 2003).

3. Télédétection et SIG dans l'évaluation de l'érosion hydrique

L'évaluation de l'érosion du sol peut prendre en compte plusieurs interactions complexes qui influencent les taux d'érosion en simulant les processus d'érosion dans le bassin versant. La plupart des modèles d'évaluation de l'érosion ont besoin d'informations sur le type de sol, l'utilisation des terres, la forme du relief, le climat et la topographie pour estimer la perte de sol. L'un des plus grandes difficultés lors de l'emploi de ces modèles est la génération de données d'entrée au niveau spatial. Les méthodes conventionnelles se sont avérées trop coûteuses et trop longues pour générer ces données d'entrée. Grâce aux progrès de la technologie de systèmes d'information géographique (SIG) et de la télédétection, la dérivation des informations spatiales sur les paramètres d'entrée est devenue plus pratique et plus rentable. Grâce aux puissantes capacités de traitement des données spatiales du SIG et à sa compatibilité avec les données de télédétection, les approches de modélisation de l'érosion des sols sont devenues plus complètes et plus robustes (Patil, 2018).

3.1. Systèmes d'information géographique (SIG)

Le développement des systèmes d'information géographique (SIG) suit de près les progrès de l'informatique. Comme les ordinateurs peuvent gérer des opérations plus gourmandes en données, l'utilisation du SIG s'est également étendue pour gérer des ensembles de données plus volumineux. Les SIG sont principalement utilisés pour traiter et afficher des données, qui ont une composante spatiale. Les informations spatiales déterminent l'emplacement du modèle de données dans le monde réel. Les attributs de l'objet ou des caractéristiques spécifiques sont également contenues dans le modèle de données. Les attributs tels que la longueur, la surface et le nombre sont importants pour faire la distinction entre les modèles de données. Les logiciels SIG actuels sont capables de stocker des informations spatiales complexes dans des couches thématiques distinctes (Patil, 2018). Les deux types de données spatiales utilisés sous SIG sont des fichiers vectoriels et raster. Les données vectorielles contiennent des entités définies par un point, une ligne ou un polygone. Les modèles de données vectorielles sont utiles pour stocker et représenter des entités discrètes telles que des bâtiments et des routes. Le logiciel ArcGIS, par exemple, implémente les données vectorielles en tant que fichiers de formes. Les données raster sont composées d'une matrice rectangulaire de cellules. Chaque cellule a une largeur et une longueur et constitue une partie de la zone entière représentée par le raster. Chaque cellule a une valeur numérique, qui représente le phénomène décrit par l'ensemble de données raster, comme une catégorie, une magnitude, une distance ou une valeur spectrale. Les dimensions de la taille des cellules peuvent être aussi grandes ou aussi petites que nécessaire, pour représenter avec précision la zone d'étude. L'emplacement de chaque cellule est défini soit par son système de référence, soit par sa projection. L'utilisation du même système de projection permet à une couche raster de chevaucher une autre couche (Patil, 2018).

3.2. Télédétection

La télédétection est l'acquisition d'informations sur un objet ou un phénomène à distance. Cet objet peut être à la surface de la terre, dans l'atmosphère ou dans les océans. L'acquisition de l'information se fait généralement à partir d'avions ou de satellites. La télédétection passive et la télédétection active sont les principaux types de télédétection (Zhao *et al.*, 2013), où les capteurs passifs détectent le rayonnement naturel émis ou réfléchi par l'objet ciblé ou les zones environnantes, en particulier sur la base de la lumière du soleil réfléchi par le rayonnement. Étant donné que la télédétection passive enregistre le rayonnement réfléchi par la surface de la terre, généralement du soleil, les capteurs passifs ne peuvent être utilisés que pour collecter des données pendant la journée. Au contraire, la télédétection active utilise des capteurs pour émettre de l'énergie pour balayer les objets et les zones ciblées, puis détecte et mesure le rayonnement qui est réfléchi ou bien rétrodiffusé par les cibles. Un système de détection laser typique projette un laser sur la surface de la cible (généralement la Terre) et mesure ensuite le délai nécessaire pour que le laser se réfléchisse vers son capteur (la source laser). Les exemples typiques de télédétection active comprennent RADAR et LiDAR. La télédétection est largement utilisée dans divers domaines, en particulier dans des conditions où il est dangereux ou inaccessible de collecter des données sur des zones ciblées, par exemple, l'observation de la terre. De plus, la télédétection est le meilleur moyen de surveiller des zones à très grande échelle dans des résolutions spatiales et temporelles variables. Par exemple, la télédétection est le meilleur moyen de surveiller les catastrophes naturelles, le changement climatique mondial, l'utilisation et la transformation des terres, la gestion des ressources naturelles, etc. Actuellement, la télédétection a changé, voire remplacé les méthodes coûteuses et lentes d'acquisition de données dans de nombreux domaines, notamment la météorologie, l'écologie, l'hydrologie, l'agriculture, l'urbanisme, la santé publique, les enquêtes archéologiques, la cartographie des maladies, l'observation militaire et les levés géomorphologiques, etc. (Zhao *et al.*, 2013).

3.3. Évaluation de l'érosion hydrique par USLE basée sur SIG et télédétection : un aperçu

L'USLE est parmi les modèles d'estimation de l'érosion hydrique. Ce modèle considère les précipitations (R), la topographie (LS), l'érodibilité du sol (K), la gestion du couvert végétal (C) et les pratiques de conservation (P) comme des facteurs importants affectant l'érosion hydrique. Malgré ses limitations, l'utilisation de ce modèle a augmenté de façon continue, car il représente toujours un bon compromis entre applicabilité facile et précision des estimations dérivées de la perte de sol (Phinzi et Ngetar, 2019). La prolifération dans l'utilisation de l'USLE peut aussi, dans une large mesure, être attribuée aux progrès des SIG et des technologies de télédétection. L'intégration de la télédétection, sous un environnement SIG, dans l'estimation de ce modèle fournit un cadre idéal pour évaluer l'érosion des sols et ses facteurs.

3.3.1. Estimation du facteur R :

La valeur numérique utilisée pour R dans l'équation de perte de sol intègre dans son calcul l'effet de l'impact des gouttes de pluie et doit également fournir des informations relatives sur la quantité et le taux de ruissellement susceptibles d'être associés à la pluie. Les travaux de recherches effectuées par Wischmeier et Smith (1978) indiquent que, lorsque les facteurs autres que les précipitations sont maintenus constants, les pertes de sol dans les champs cultivés sont directement proportionnelles à un paramètre de tempête pluviométrique identifié comme (EI). Ceci est une abréviation pour exprimer à la fois l'énergie et l'intensité de la pluie. Par définition, la valeur de (EI) pour une tempête de pluie donnée est égale au produit de l'énergie totale de la tempête (E) multipliée par l'intensité maximale de 30 minutes (I_{30}). La somme des valeurs de tempête (EI) pour une période donnée est une mesure numérique du potentiel érosif de la pluviométrie au cours de cette période. Le produit (EI), est un terme statistique qui reflète la manière dont l'énergie totale et l'intensité maximale sont combinées au cours de chaque tempête. Techniquement, il indique comment le détachement des particules est combiné à la capacité de transport.

La somme des valeurs de tempête EI pour une période donnée est une mesure numérique du potentiel érosif de la pluviométrie au cours de cette période. Le total annuel moyen des valeurs de la tempête EI dans une localité donnée est l'indice d'érosivité R pour cette localité. L'indice d'érosivité des pluies est égal donc à la moyenne annuelle des sommes des tempêtes pluviométriques EI pour une période donnée et dans une localité donnée.

$$R = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{m_j} (E \times I_{30})_k \quad (3)$$

Où :

R est l'érosivité moyenne annuelle des pluies en MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.an⁻¹

E est l'énergie cinétique totale de l'événement pluvieux en MJ.ha⁻¹

I_{30} est l'intensité maximale des pluies durant 30 minutes en mm.h⁻¹

n est le nombre d'années d'enregistrement

m_k est le nombre d'événements érosifs au cours d'une année donnée j

EI_{30} est l'indice d'érosivité des pluies pour l'événement k

L'énergie cinétique de la pluie E est donnée par la formule suivante :

$$E_i = 0.1190 + 0.0379 \ln I_i \quad i \leq 76,2 \text{ mm.h}^{-1}$$

$$E_i = 0.283 \quad i > 76,2 \text{ mm.h}^{-1}$$

La valeur I est limitée à 76,2 mm.h⁻¹, de telle sorte que la taille médiane de la goutte de pluie ne continue pas d'augmenter lorsque les intensités dépassent 76,2 mm.h⁻¹ (Wischmeier et Smith, 1978).

Pandey *et al.* (2007) ont utilisé la technique USLE et GIS pour l'identification des zones critiques sujettes à l'érosion dans les petits bassins versants agricoles. Dans cette étude, le facteur d'érosivité des précipitations (R), agit comme le facteur clé de l'USLE, a été calculé sur la base de l'équation de Wischmeier et Smith (1978) en utilisant la formule suivante :

$$R = \sum_{i=1}^n (E \times I_{30}) \quad (4)$$

Où : $E = 210,3 + 89 \log_{10} I$

Cette approche directe est difficile à appliquer dans les régions où les données pluviométriques horaires ne sont pas disponibles. Étant donné que ces méthodes de calcul nécessitent des données sur l'intensité des précipitations à long terme et que ces données ne sont pas disponibles pour tous les sites d'application, de nombreuses équations alternatives permettent cependant le calcul de R en fonction des précipitations mensuelles et annuelles.

Rompaey *et al.* (2005) ont mené une étude sur la modélisation des rendements de sédiments dans les bassins versants italiens. Les taux annuels moyens d'érosion des sols pour les différents bassins versants ont été évalués à l'aide de l'USLE. Dans ce modèle, le facteur d'érosivité des précipitations (R) s'est avéré jouer un rôle vital et a été estimé à l'aide de l'équation suivante :

$$R_{\text{annuelle}} = \sum_{i=1}^{12} 1,3 P_{\text{mensuelle}} \quad (5)$$

Où :

R : facteur d'érosivité moyen annuel (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.an⁻¹)

P : pluviométrie mensuelle totale (mm)

Renard et Freimund (1994) ont décrit une approche pour estimer le facteur R en utilisant les précipitations moyennes annuelles :

$$R = 0,0483P^{1,61} \text{ si } P \leq 580 \text{ mm} \quad (6)$$

$$R = 0,004105P^2 - 1,219P + 587,8 \text{ si } P > 850 \text{ mm} \quad (7)$$

Arnoldus (1980) a développé un indice pour le calcul du facteur R appelé « indice de Fournier modifié (IFM) ». La formule de calcul de cet indice tient compte du rapport entre la somme carrée de la pluviosité moyenne mensuelle de chaque mois de l'année à la pluviosité moyenne annuelle.

$$\text{IFM} = \sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P} \quad (8)$$

Où P_i : précipitation moyenne de chaque mois (mm) et P : précipitation moyenne annuelle (mm)

Le calcul de l'érosivité de la pluie à partir de la formule d'Arnoldus (1980) (Eq. 8) a fait l'objet par plusieurs auteurs en Algérie comme dans plusieurs pays du monde. Dabral et *al.* (2008) ont évalué l'érosion des sols dans un bassin versant montagneux du nord-est de l'Inde à l'aide de l'USLE, du GIS et de la télédétection. Comme le bassin versant n'a aucun enregistrement de l'intensité des précipitations, les données de précipitations mensuelles et annuelles ont été utilisées pour calculer le facteur d'érosivité des précipitations (R) en utilisant une relation à base de l'IFM :

$$R = \sum_{i=1}^{12} 1,735 \times 10^{\left(1,5 \log_{10} \left(\frac{P_i^2}{P}\right) - 0,08188\right)} \quad (9)$$

En vue d'évaluer l'indice d'agressivité des pluies de Wischmeier à l'échelle d'un bassin versant, Roose (1994) a tenté d'estimer cet indice à partir de l'IFM, et il a pu trouver de bonnes corrélations régionales entre ces deux indices. De plus, Renard et Freimund (1994) ont suggéré l'utilisation de l'indice d'Arnoldus (1980) pour déterminer l'érosivité de la pluie dans les régions où les données sur l'intensité de Wischmeier à long terme n'étaient pas disponibles. Au Maroc, tous les auteurs : (Elbouqdaoui et *al.*, 2005 ; El Garouani et *al.*, 2008 ; Issa et *al.*, 2016), ont cartographié l'érosivité de la pluie à partir de l'IFM. Les estimations de l'érosivité de la pluie qui ont été faites par Vrieling et *al.* (2010) dans des différents pays africains ont donné de bons résultats en utilisant cet indice. Andoh et *al.* (2012) ont estimé l'érosivité de la pluie au Ghana en utilisant cet indice. En Turquie, Apaydin et *al.* (2006) ont pu évaluer l'érosivité de la pluie en appliquant cette formule. De même, Olivares et *al.* (2011) au Chili et El Hage Hassan et *al.* (2015) au Mont-Liban et Capra et *al.* (2017) dans le sud de l'Italie, ont tous cartographié l'érosivité de la pluie par l'utilisation de cet indice. Dans une autre étude, et afin d'estimer l'érosivité à l'échelle nationale en Espagne, Hernando et Romana (2016) ont réalisé des équations de régression entre R de Wischmeier et Smith (1978) et 4 indices différents. Les analyses menées ont montré clairement que l'indice d'Arnoldus était le premier parmi les indices évalués.

En Algérie, Haoues (2008) a constaté que l'indice d'Arnoldus reste le plus nuancé dans l'estimation de l'érosivité de la pluie dans le bassin versant de l'Oued Labiod dans le massif des Aurès. De même, Meddi (2013) a constaté que l'indice d'Arnoldus explique une grande partie de la dégradation spécifique dans le centre et l'ouest algérien. De ce fait, il a montré la prédominance de cet indice, par rapport à d'autres indices, dans la représentation de l'agressivité des pluies. Dans un autre contexte, Meddi et *al.* (2014) ont étudié le comportement spatial et la tendance temporelle de l'agressivité des pluies, représentée par l'indice d'Arnoldus, sur le nord de l'Algérie. Maamar-Kouadri et *al.* (2016) ont utilisé l'indice d'Arnoldus pour cartographier les risques d'érosivité des pluies dans le Tell oranais. Dans le cadre d'une étude plus approfondie, Meddi et *al.* (2016) ont développé un modèle d'estimation de R sur la base de l'IFM, de la longitude, de l'altitude et des précipitations journalières maximales moyennes :

$$R = 0,47 * IFM^{0,49} * X^{0,12} * Z^{-0,05} * Pjmax^{0,99} \quad (10)$$

Après avoir testé le modèle, ils ont élaboré une carte de R pour le Nord de l'Algérie.

3.3.2. Estimation du facteur K :

Le facteur K est la description quantitative de l'érodibilité qui est liée aux propriétés inhérentes du sol. D'après Wischmeier et Smith (1978), ce facteur est pris en considération car les sols ne s'érodent pas de la même façon sous les mêmes conditions. Certains sols s'érodent plus facilement que d'autres même si les autres facteurs de l'érosion sont constants. Aux Etats-Unis, Wischmeier et Smith (1978) ont mesuré expérimentalement le taux d'érosion sur des parcelles de différents types de sols soumises à des conditions standards, sous lesquelles tous les facteurs de l'équation universelle sont égaux à 1 sauf R et K. La répétition des expérimentations a permis à ces auteurs de calculer des régressions multiples entre l'érodibilité des sols et 23 paramètres pédologiques. Après simplification de la régression, il ont développé statistiquement une équation (Eq. 11) pour le calcul de l'érodibilité des sols :

$$K = 2,1 \times M^{1,14} \times 10^{-4}(12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3) \times \frac{0,1317}{100} \quad (11)$$

Où M est calculé par la formule $M = (\% \text{ sable fin} + \text{ limon}) \cdot (100 - \% \text{ argile})$

a est le pourcentage de matière organique

b est le code de la structure

c est le code de la perméabilité

0,1317 est un facteur de conversion des unités américaines en unités internationales.

A partir de leurs observations, Wischmeier et Smith (1978) ont établi un normographe (figure 5) permettant de faciliter l'évaluation de l'érodibilité en fonction du pourcentage de sable et de matière organique, et du code de la perméabilité et de la structure. Les codes de la perméabilité et de la structure sont exprimés en chiffres entiers naturels. Ces chiffres sont étalés de 1 à 4 pour la structure indiquant des degrés croissants de structuration. Pour la perméabilité, ils sont de 1 à 6 et correspondent à un drainage décroissant (figure 5).

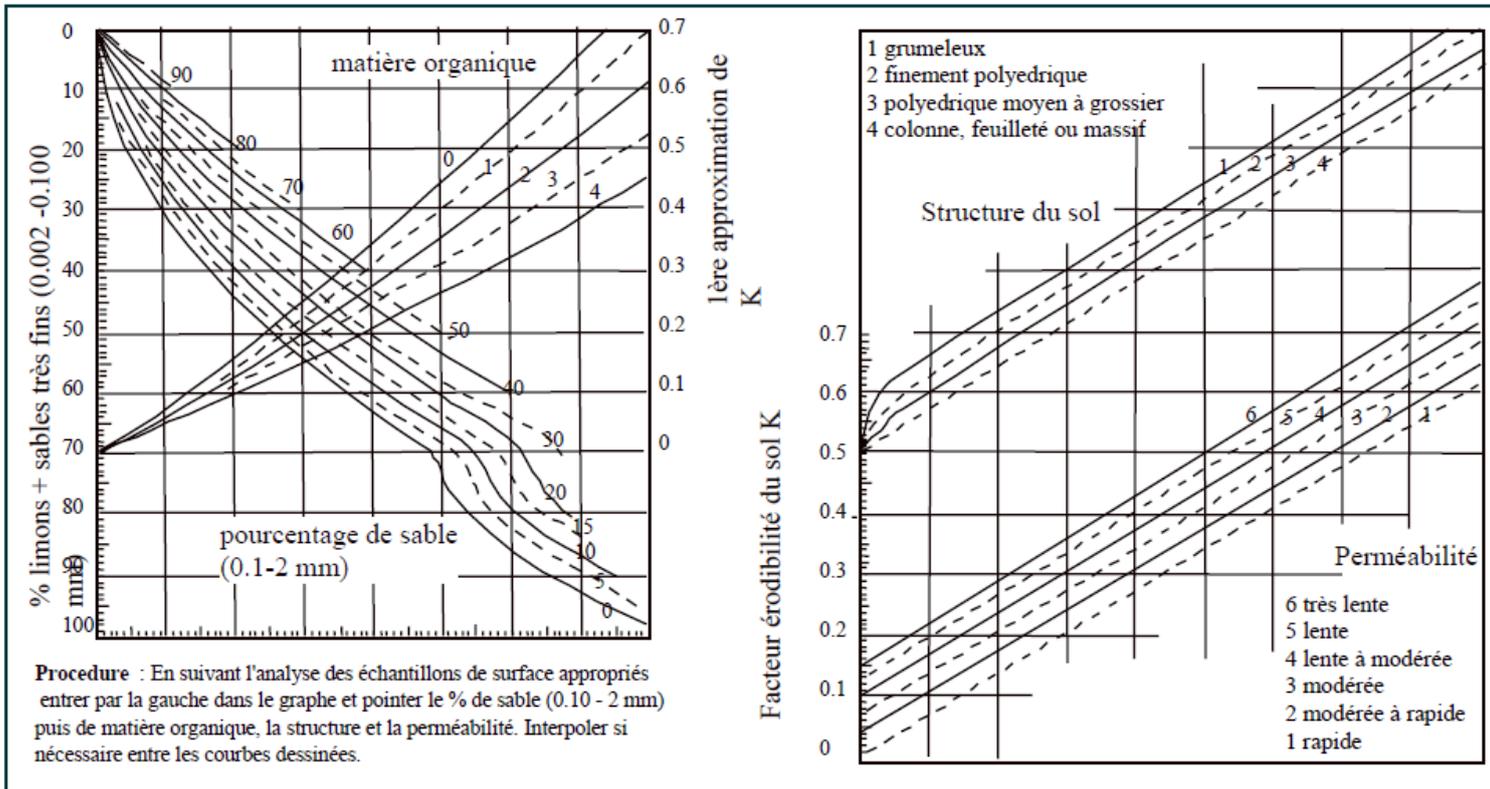


Figure 5 : Nomographe d'évaluation du facteur K (Wischmeier et Smith, 1978)

Stone et Hilborn (2000) ont évalué la relation entre la texture, le taux de la matière organique et le facteur K et ils l'ont résumé dans un tableau de correspondance. D'après le tableau 1, on remarque que les textures grossières (sable, sable loameux, loam sableux grossier et sable fin) présentent les valeurs d'érodibilité les plus faibles, contrairement aux textures moyennes (sable très fin, sable très fin loameux, loam limoneux et loam limono-argileux) qui présentent les valeurs les plus fortes. Roose (1994) a affirmé que les sols à texture plus grossière sont moins sensibles au détachement par la pluie. D'après Wischmeier et Smith (1978), les sols les plus érodibles sont ceux qui sont riches en limons et sables fins. De plus, Bou Kheir et *al.* (2001) ont noté que les sols limoneux et limono-sableux sont très susceptibles à l'érosion hydrique. D'après Roose (1994), les sols qui ont une texture voisine des sables fins sont plus sensibles à l'arrachement par le ruissellement. D'après le tableau 1 on remarque également que l'amélioration du taux de la MO de moins de 2% jusqu'à plus de 2% réduit l'érodibilité des sols de 0,01 à 0,19 soit une diminution de 4 % à 67 %. La matière organique joue un rôle important dans la structuration et la cohésion du sol lorsqu'elle est bien décomposée, et quand elle est maintenue en surface elle protège le sol de l'énergie des pluies et du ruissellement (Roose, 1994).

Tableau 1. Relation entre Texture, MO et le facteur K

Classe texturale	Teneur en matière organique		
	Moyenne	Moins de 2%	Plus de 2%
Argile	0,22	0,24	0,21
Loam argileux	0,3	0,33	0,28
Sable fin	0,08	0,09	0,06
Loam sableux fin	0,18	0,22	0,17
Argile lourde	0,17	0,19	0,15
Loam	0,3	0,34	0,26
Sable fin loameux	0,11	0,15	0,09
Sable loameux	0,04	0,05	0,04
Sable très fin loameux	0,39	0,44	0,25
Sable	0,02	0,03	0,01
Loam sableux	0,13	0,14	0,12
Loam limoneux	0,38	0,41	0,37
Argile limoneuse	0,26	0,27	0,26
Loam limono-argileux	0,32	0,35	0,3
Sable très fin	0,43	0,46	0,37
Loam sableux très fin	0,35	0,41	0,33

Singh et Phadke (2006) ont adopté l'approche USLE et SIG pour l'évaluation de la perte de sol par érosion hydrique dans le bassin de la rivière Jamni en Inde. Ils ont indiqué que le facteur d'érodibilité du sol K est le principal intrant des modèles de prévision de la perte de sol. Dans cette étude, l'équation suivante (Eq. 12) a été utilisée pour l'estimation de ce facteur :

$$K = 0,01292[(2,1w^{1,14})(12 - x)] + [3,25(y - z) + 2,5(z - 3)] \quad (12)$$

Où :

$w = (100 - \% \text{ argile})$

x est le pourcentage de matière organique

y est le code de la structure

z est le code de la perméabilité

Vaezi et al. (2011) ont développé un nomographe pour l'estimation du facteur d'érodibilité (K) des sols calcaires dans le nord-ouest de l'Iran. Le facteur K a été mesuré dans 36 parcelles expérimentales et estimé à l'aide du nomographe USLE basé sur les propriétés du sol. Les résultats ont montré que les estimations basées sur le nomographe étaient 8,77 fois plus élevées que les valeurs mesurées. L'équation de régression suivante (Eq. 13) a été appliquée pour l'estimation du facteur K :

$$K = 2,8 \times 10^{-7} M^{1,14} (12 - a) + 4,3 \times 10^{-3} (b - 2) + 3,3 \times 10^{-3} (c - 3) \quad (13)$$

Où $M = (\% \text{ sable fin} + \text{limon}) \cdot (100 - \% \text{ argile})$

a est le pourcentage de matière organique

b est le code de la structure

c est le code de la perméabilité

Dans la version révisée de l'USLE, Renard et *al.* (1997) ont adopté une formule pour le calcul du facteur K :

$$K = 0,003 \times 0,405 \exp \left[\left(-0,5 \frac{\log D_g + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right] \quad (14)$$

$$D_g = \exp \left(0,01 \times \sum_{i=1}^n f_i n m_i \right) \quad (15)$$

Où D_g est le diamètre géométrique des particules (mm), basé sur les fractions des classes de texture et les moyennes arithmétiques du diamètre de particule de chaque classe de texture. f_i est le pourcentage en poids de la fraction granulométrique (%), m_i est la moyenne arithmétique des limites granulométriques (mm) et n est le nombre de fractions granulométriques.

L'érodibilité des sols peut être représentée graphiquement sous forme d'une carte en présentant les différentes classes d'érodibilité, sur la base des unités homogènes provenant de la superposition d'une carte pédologique, géologique, lithologique ou autres cartes. Plusieurs auteurs ont évalué le facteur K en utilisant la carte pédologique, c'est-à-dire qu'ils ont identifié ce facteur en relation avec le type de sol (Elbouqdaoui et *al.*, 2005 ; El Garouani et *al.*, 2008 ; Dahmani, 2012 ; Payet et *al.*, 2012 ; Rabarimanana et *al.*, 2012 ; El Hage Hassan et *al.*, 2015, 2018 ; Markhi et *al.*, 2015 ; Souidi et *al.*, 2017). Toutefois, cette approche a été critiquée par de nombreux auteurs. Roose (1994) a affirmé qu'il n'y a pas de relation stricte entre l'érodibilité et le type de sol. En effet les critères de séparation des classes de sols ne sont pas ceux de l'érodibilité des sols. Aussi bien, Bonn (1998) a dit que les classes pédogénétiques ne correspondent pas nécessairement aux classes d'érodibilité.

En revanche, certains auteurs ont utilisé l'information géologique pour cartographier l'érodibilité des sols. Cerdan et *al.* (2006) ont ressorti que l'information géologique est pertinente pour estimer l'érodibilité avec une grande précision. D'après Bou Kheir et *al.* (2001), les divers types de roches et leurs structures donnent une indication précieuse sur la quantité de sol susceptible d'être érodée. Dumas (2010) a considéré que la nature des formations superficielles a un impact sur l'érodibilité des terrains, du fait que celle-ci apporte des informations sur les produits d'altération en surface dérivés de la roche-mère. Il existe plusieurs auteurs qui ont évalué l'érodibilité en utilisant la carte lithologique (Sadiki et *al.*, 2004, 2009 ; Haoues, 2008 ; Dumas, 2010 ; Tourki, 2010 ; Toumi et *al.*, 2013 ; El Jazouli et *al.*, 2017, 2019). Dans ce cas-là, l'échantillonnage a été effectué à la surface des sols représentant les différentes unités lithologiques existantes dans le bassin versant. Autrement

dit, les points d'échantillonnage ont été choisis sur la base de différentes unités homogènes de la carte lithologique, et les valeurs de l'érodibilité ont été attribuées et généralisées aux classes de même type.

3.3.3. Estimation du facteur LS :

De nombreuses études montrent qu'il existe une forte relation entre l'inclinaison de la pente et sa longueur et l'érosion. Dans l'USLE, le facteur topographique implique les effets combinés du degré de la pente (S) et de sa longueur (L) sur le taux d'érosion. La longueur de pente (L) est le rapport de la perte de sol d'une longueur de pente donnée à celle du terrain ayant 22,13 m de longueur si toutes les autres conditions restent inchangées. De plus, le gradient de pente (S) est le rapport de la perte de sol à partir d'un gradient donné de la pente à celui d'une terre ayant une pente de 9% si toutes les autres conditions restent inchangées. La longueur et l'angle de la pente sont combinés en un facteur unique adimensionnel (LS), qui traduit l'impact des facteurs géomorphologiques dans le processus de l'érosion hydrique. Selon Wischmeier et Smith (1978), ce facteur peut être calculé par l'équation suivante :

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22,1} \right)^m \times (0,065\theta^2 + 0,045\theta + 0,065) \quad (16)$$

Où λ = La longueur de pente en mètre,

θ = L'inclinaison de la pente en %,

m = Un facteur établi en fonction de la pente :

$$m = 0,5 \text{ si } \theta \geq 5$$

$$m = 0,4 \text{ si } 3,5 < \theta \leq 4,5$$

$$m = 0,3 \text{ si } 1 < \theta \leq 3,5$$

$$m = 0,2 \text{ si } \theta < 1$$

La procédure pour l'obtention de la longueur et de l'inclinaison de la pente était à l'origine manuelle. Maintenant, ce facteur peut être obtenu sur SIG à partir du Model Numérique de Terrain (MNT). Pour adapter la formule empirique de Wischmeier et Smith (1978) aux conditions de terrain avec une topographie complexe, Moore et Burch (1986) ont développé une relation qui a permis de calculer la longueur (λ) et l'inclinaison de la pente (θ), de façon que le premier paramètre est égal au produit de l'accumulation de flux par la taille du pixel (pas du MNT). Tandis que le deuxième paramètre représente le taux de variation maximale des valeurs (z) de chaque pixel du MNT par rapport à ses voisins. D'après la méthode de calcul précitée, et en tenant compte les paramètres d'entrée obtenus à partir du traitement sous SIG, le facteur LS peut être calculé par la formule suivante :

$$LS = \left(\frac{\text{Accumulation de flux} * \text{Taille du pixel}}{22,1} \right)^m \times (0,065(\text{Pente})^2 + 0,045(\text{Pente}) + 0,065) \quad (17)$$

Plusieurs auteurs ont opté pour cette méthode de calcul (Payet et *al.*, 2012 ; Rabarimanana et *al.*, 2012 ; El Hage Hassan et *al.*, 2015 ; Markhi et *al.*, 2015 ; Issa et *al.*, 2016 ; Souidi et *al.*, 2017). De plus, une étude comparative de Hrabalíková et Janeček (2017) ont prouvé que la méthode de calcul du facteur LS fondée sur le SIG fournit des résultats avec un niveau de conformité acceptable avec les données mesurées sur terrain. McCool et *al.* (1989) ont développé une formule révisée du facteur LS de l'USLE pour les pentes non uniformes et dans les conditions où le sol est modérément sensible à l'érosion en nappe et en rigoles. Ils ont abouti à la formule suivante :

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22,13}\right)^m \times \begin{cases} (10,8 \sin \beta + 0,03) & \text{si } \beta < 0,09 \\ (16,8 \sin \beta - 0,5) & \text{si } \beta \geq 0,09 \\ (3 \sin 0,8\beta + 0,56) & \text{si } \lambda < 4,5m \end{cases} \quad (18)$$

$$m = F/(1 + F) \quad (19)$$

$$\text{Où : } F = \frac{\sin \beta/0,0896}{\sin^{0,8} \beta + 0,56}$$

Desmet et Govers (1996) ont développé un algorithme informatique sous SIG pour le calcul du facteur LS sur un paysage bidimensionnel, en tenant compte l'effet de la convergence/divergence des écoulements. La formule est présentée comme suit :

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times 22,13^m} \quad (20)$$

Où :

$A_{i,j-in}$ est la surface contributive à l'entrée de la cellule de grille (i, j) en m^2 ,

D est la taille de la cellule de la grille (m),

$$x_{i,j} = \sin(a_{i,j}) + \cos(a_{i,j})$$

$a_{i,j}$ est la direction de l'aspect de la cellule de la grille,

m est lié au rapport β entre l'érosion en nappe et en rigole,

$$m = \beta/(1 + \beta) \quad (21)$$

$$\beta = \frac{\sin \theta/0,0896}{3\sin^{0,8} \theta + 0,56} \quad (22)$$

3.3.4. Estimation du facteur C :

D'après Wischmeier et Smith (1978), le facteur C (couvert végétal) est le rapport entre la perte de sol sous un couvert végétal donné et celle sur une jachère travaillée continuellement, autrement-dit sous un sol toujours nu. Il représente l'effet des pratiques culturales, de gestion et du couvert végétal sur la réduction des pertes de sol (Wang et *al.*, 2002). Il varie de 1 sur sol nu à 0,001 sous forêt (Roose 1994). C'est-à-dire, si on considère que les autres facteurs de l'USLE sont constants, l'érosion est 1000 fois supérieure sur un sol nu par rapport à un sol bien protégé. La couverture végétale est, d'après Van der Knijff

et *al.* (2000), le deuxième facteur de l'USLE le plus important - après la topographie - qui contrôle le risque d'érosion des sols. La valeur de C dépend essentiellement du type de végétation, du stade de croissance et du pourcentage de couverture (Gitas et *al.*, 2009).

La végétation joue un rôle important dans la protection des sols contre l'érosion hydrique. Son importance apparaît à la fois dans l'interception des gouttes de pluies et l'absorption de son énergie cinétique, le recouvrement d'une grande proportion du sol durant les périodes pluvieuses, le ralentissement de l'écoulement du ruissellement, la fixation du sol et le maintien d'une bonne porosité à sa surface en évitant l'encroûtement superficiel (Wischmeier et Smith, 1978 ; Roose, 1994 ; Sadiki, 2005). Dans l'USLE, le facteur C est calculé à l'aide d'équations empiriques contenant les mesures sur le terrain de la couverture végétale. Après l'analyse d'environ un quart de million d'observations de perte de sol, Wischmeier et Smith (1978) ont établi un tableau de guidage qui permet d'évaluer le facteur C pour chaque type d'occupation des sols, de façon que ce dernier a été exprimé en valeur annuelle moyenne en tenant compte la variation du système de culture, la gestion de terre et la pluviosité durant l'année.

Étant donné que les données d'images satellites fournissent des informations actualisées sur la couverture terrestre, leur utilisation pour la préparation de cartes d'occupation du sol est largement appliquée dans les enquêtes sur les ressources naturelles (Patil et Sharma, 2013). L'évaluation du facteur C à l'échelle spatiale peut être effectuée, à l'aide de la carte d'occupation des sols, en attribuant les informations sur le facteur C, obtenues à partir du tableau de guidage USLE ou calculées à l'aide d'observations sur le terrain, sur la carte d'occupation des sols de la zone d'étude (Karaburun, 2010 ; Sulisty, 2016). Étant donné que tous les pixels d'un même type d'occupation ont la même valeur de facteur C, ils ne peuvent pas représenter la variation de ce type d'occupation sur la zone d'étude (Patil et Sharma, 2013). Dans ce cas, cette méthode produit une constante de facteur C sur une zone relativement large et ne reflète pas la variation de la végétation au sein d'une même classe d'occupation (Wang et *al.*, 2002). Cela aura certainement un impact sur le calcul de l'érosion (Sulisty, 2016). De même, Jamshidi et *al.* (2012) ont noté que l'utilisation d'une seule valeur moyenne pour le facteur C ne représente pas la variabilité des valeurs de C dans les types de végétation dans lesquels la diversité des espèces et la densité de la couverture végétale peuvent varier.

Face à cet inconvénient, les chercheurs ont mis au point de nombreuses méthodes pour estimer le facteur C à l'aide de NDVI pour évaluer les pertes de sol avec USLE. Ces méthodes consistent à effectuer une analyse de corrélation entre les valeurs de facteur C et les valeurs de NDVI dérivées d'images de télédétection. Les valeurs de facteur C inconnues relatives aux classes d'occupation des sols peuvent être estimées à l'aide de l'équation obtenue à partir d'une analyse de régression linéaire. L'étude suppose qu'il existe une corrélation linéaire entre le NDVI et le facteur C et utilise les valeurs de NDVI de sol nu et de forêt comme valeurs de référence. Des échantillons de NDVI sont collectés pour les classes de sol nu et de couvert forestier à partir d'une carte de NDVI moyenne. Comme les valeurs du facteur C vont de 0 pour un sol bien protégé à 1 pour un sol nu (López-Vicente et *al.*, 2008 ; Karaburun, 2010), on obtient une équation de régression entre C et NDVI avec

un coefficient de corrélation de l'analyse de régression. De nombreux chercheurs ont étudié les performances et la fiabilité de l'analyse de régression entre le NDVI et le facteur C, pour estimer les valeurs de C pour les différentes classes d'occupation du sol (De Jong et *al.*, 1999 ; Van der Knijff et *al.*, 2000 ; Wang et *al.*, 2002 ; Jamshidi et *al.*, 2012).

(De Jong, 1994) a proposé une relation entre le facteur C et le NDVI en utilisant l'équation suivante :

$$C = 0,431 - 0,805 \times NDVI \quad (23)$$

Cette méthode suppose une relation linéaire entre les deux variables. Cependant, cette hypothèse, d'après Phinzi et Ngetar (2019), n'est vraie que pour la végétation photosynthétique et non sénescente. Karaburun (2010) a estimé le facteur C pour la modélisation de l'érosion des sols dans le bassin versant de Buyukcekmece, et ceci à l'aide de NDVI de l'image Landsat 5 TM de 2007. La carte finale du facteur C a été générée à l'aide de l'équation de régression linéaire suivante :

$$C = 1,02 - 1,21 \times NDVI \quad (24)$$

Afin d'estimer le potentiel érosif en Italie, et lors de l'évaluation du facteur C, Van der Knijff et *al.* (1999) ont élaboré une équation de régression entre le facteur C, dérivé de la base de données CORINE pour l'occupation des sols, et le NDVI de l'image NOAA AVHRR. Ils ont trouvé une relation significative avec un coefficient de corrélation ($r = -0,64$). Ils ont évalué le facteur C en utilisant l'équation suivante :

$$C = e^{\left(-\alpha \frac{NDVI}{\beta - NDVI}\right)} \quad (25)$$

Où les paramètres α et β déterminent la forme de la courbe NDVI. Selon Phinzi et Ngetar (2019), ces deux paramètres donnent de meilleurs résultats en termes de relation entre le NDVI et les valeurs C pour certains emplacements qu'en supposant une relation linéaire. Durigon et *al.* (2014) ont évalué le facteur C dans un bassin versant au Brésil, en introduit une nouvelle méthode de calcul à l'aide de séries chronologiques NDVI issues de l'imagerie Landsat 5 de Thematic Mapper (TM) de 1986 à 2009. La méthode est donnée par l'équation suivante :

$$C = \left(\frac{1 - NDVI}{2}\right) \quad (26)$$

Des valeurs C plus réalistes peuvent être obtenues avec cette méthode, en particulier pour les régions tropicales.

3.3.5. Estimation du facteur P :

Par définition, le facteur P est le rapport entre la perte de sol observée sur un terrain protégé contre l'érosion d'une certaine façon et la perte correspondante sur une parcelle de référence où le terrain est labouré continuellement dans le sens de la plus grande pente, si tous les autres facteurs restent inchangés (Wischmeier et Smith, 1978). Le facteur P est un paramètre adimensionnel, qui permet d'évaluer l'action des techniques culturales anti-érosives dans la réduction de l'érosion hydrique. Ce paramètre intègre des techniques telles

que : les cultures en courbe de niveau, en bandes alternées, en terrasses, et le billonnage en courbes de niveau. Les valeurs de P sont comprises entre 0 pour un sol bien aménagé et 1 pour un sol non aménagé. Le facteur P peut être généré spatialement à travers les outils de SIG et de télédétection. Ceci nécessite des informations spatiales sur les différentes pratiques anti-érosives utilisées dans les régions à étudier. L'approche la plus couramment utilisée pour obtenir les informations sur le facteur P est l'observation sur le terrain et l'interprétation visuelle des images (Phinzi et Ngetar, 2019). Historiquement, cette dernière a été dominée par l'utilisation de photographies aériennes car celles-ci fournissent un niveau élevé de détails spatiaux pour évaluer les pratiques de gestion agricole. Les images Google Earth offrent également une résolution spatiale suffisante pour l'évaluation visuelle de ce facteur (Phinzi et Ngetar, 2019).

Sur la base de cette idée, certains auteurs ont pu estimer le facteur P, tandis que d'autres ne l'ont pas fait. Cela est dû soit au manque de données liées à ce facteur, soit au manque de pratiques de conservation sur le terrain. Dans le but de l'estimation des paramètres de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued Tlil en Tunisie, Cherni et Samaali (2012) ont évalué le facteur P par la combinaison entre la carte des aménagements existants dans le bassin avec celle de la pente. Sadiki et *al.* (2009) ont évalué l'érosion dans le bassin versant du barrage Sahla au Maroc. Pour le facteur P, ils ont attribué la valeur 1 dans toute la superficie du bassin, le fait qu'il n'y a pas de pratiques anti-érosifs. Les études du risque d'érosion effectuées par Gitas et *al.* (2009), au Nord de Chalkidiki en Grèce, n'ont pas pris en compte le facteur P car il n'a pas été possible d'obtenir des données sur les pratiques agricoles de soutien sur une échelle précise dans toute la région d'étude. Souidi et *al.* (2017) ont cartographié les zones à risque d'érosion hydrique dans le bassin versant d'Oued Fergoug dans les monts des Béni-Chougranes en Algérie. Pour le facteur P, ils ont fixé sa valeur à 1 sur l'ensemble du bassin versant compte tenu du manque d'information sur les travaux anti-érosifs de la région. Djoukbala et *al.* (2019) ont noté qu'aucune technique anti-érosive significative n'est pratiquée dans le bassin versant de l'Oued Gazouana en Algérie. De ce fait, la valeur 1 a été attribuée au facteur P dans toute la zone du bassin versant.

Deuxième partie

Matériel et Méthodes

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

1. Présentation de la zone d'étude

Le bassin versant de l'Oued El Hachem dont le code est 02-03 (ANRH), est l'un des sous bassins du « côtiers Algérois ». Il est situé dans la wilaya de Tipaza, à l'ouest d'Alger. Il est limité entre $36^{\circ} 24' 45''$ et $36^{\circ} 36' 50''$ N, et entre $2^{\circ} 7' 43''$ et $2^{\circ} 21' 45''$ E (figure 6).

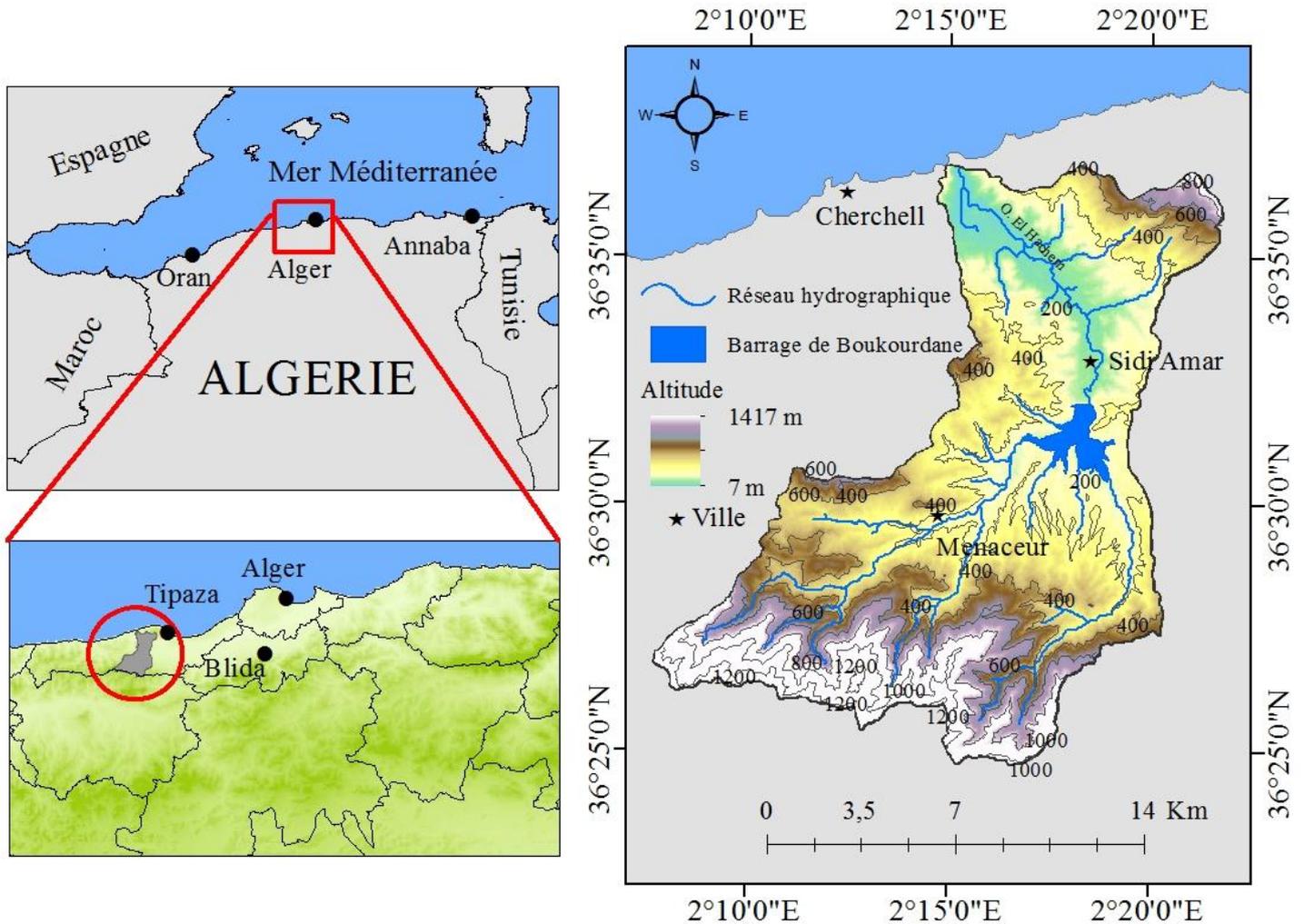


Figure 6 : Localisation de la zone d'étude

1.1. Caractéristiques topographiques et morphométriques du bassin

Le bassin versant de l'Oued El Hachem fait partie de l'atlas tellien littoral. Il se limite au nord par la méditerranée, au nord-ouest par Djebel Chem-El-Baida, au nord-est par le massif de Chenoua, séparant la plaine de l'Oued El Hachem de la mer, et au sud par les montagnes de Zaccar.

Le bassin occupe une superficie de 220,2 km² et un périmètre de 87,8 km. Il présente une forme allongée plus ou moins rectangulaire d'orientation sud – nord. Les altitudes extrêmes du bassin versant sont comprises entre 14 m à l'embouchure et 1417 m sur les bordures sud-ouest du Djebel Boumâad. Les hautes altitudes se trouvent dans le nord-est et le sud du bassin, tandis que les moyennes et les basses altitudes se trouvent au centre et au nord-ouest du bassin (figure 7). L'altitude moyenne du bassin est près de 400 m. La pente varie entre 0 et 124 % avec une valeur moyenne de 30 %. La figure 8 montre que les valeurs de pente les plus élevées suivent les zones de montagnes et les piémonts, tandis que les pentes les plus faibles se concentrent au niveau des plaines alluviales et des talwegs.

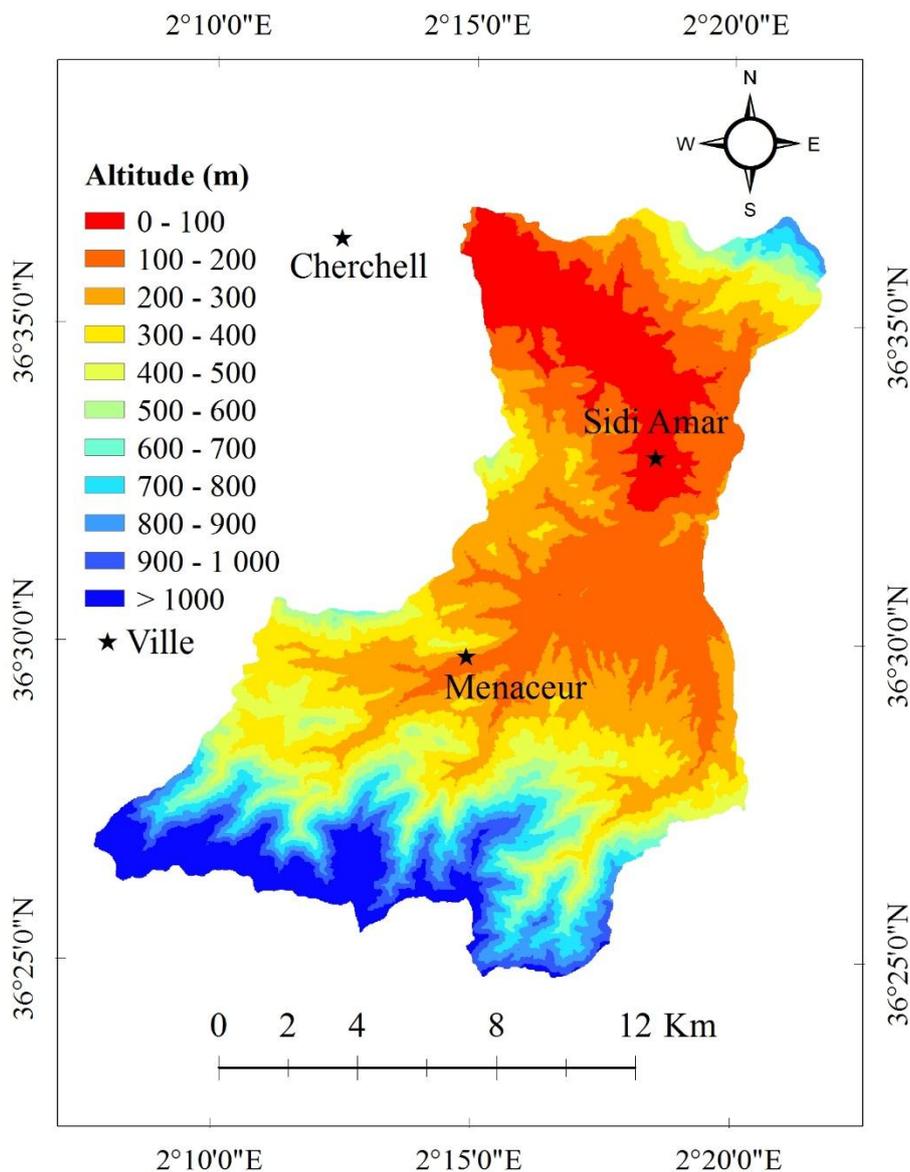


Figure 7 : Carte d'altitude du BV de l'Oued El Hachem

La topographie du bassin est subdivisée en trois unités géomorphologiques :

- Le versant sud-ouest du massif de Chenoua : c'est un massif littoral isolé, fait partie de l'atlas tellien septentrional, et arrive jusqu'à 900 m d'altitude dans la limite nord-est du bassin.
- La partie inférieure des montagnes de Zaccar : c'est une zone dont l'altitude moyenne est de 800 m. Les lignes de crête de Djebel Boumaâd et Ou Ilmetti constituent la limite sud et ouest du bassin, et à partir desquelles les altitudes diminuent vers le nord et le nord-est de façon irrégulière.
- La plaine alluviale de l'Oued El Hachem : prend naissance à partir du barrage de Boukourdane et continue vers le nord du bassin. Cette plaine est longue de 8 km et large de 800 m environ. L'altitude moyenne est de 50 m.

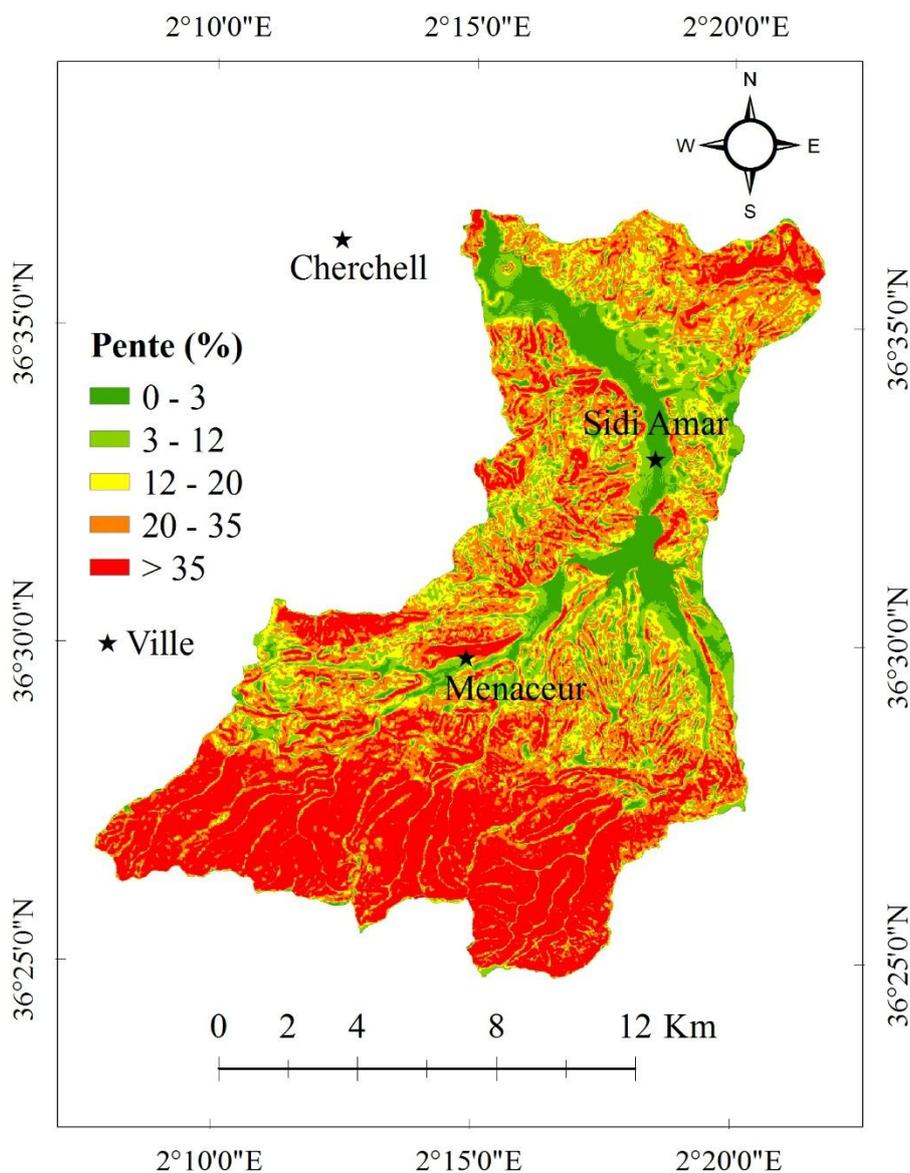


Figure 8 : Carte des pentes du BV de l'Oued El Hachem

1.2. Caractéristiques climatologiques du bassin

1.2.1 Précipitations

La pluviométrie moyenne à l'échelle du bassin versant a été déterminée par la méthode des isohyètes. Cette méthode consiste à tracer des courbes isohyètes à partir de l'interpolation spatiale des données enregistrées au niveau de 6 stations pluviométriques (tableau 2) environnant et à l'intérieur de la zone d'étude. Le nombre d'années de données climatiques enregistrées varie entre 22 et 46, avec des données collectées de 1967 à 2018.

Tableau 2. Pluviométrie moyenne annuelle de 6 stations pluviométrique pour la période de (1967 - 2018)

	Nom de la station	Coordonnées UTM (m)		Altitude (m)	Pluviométrie moyenne annuelle (mm)
		Longitude	Latitude		
1	Menaceur	431248	4038482	250	647,3
2	Bordj Ghobrini	433538	4051075	15	527,0
3	Bellah	431840	4051580	20	549,8
4	Iazabene	435341	4036169	420	536,0
5	barrage de Boukourdane	437315	4043913	110	578,5
6	Sidi Amar	437774	4046761	45	581,9

L'interpolation spatiale des données pluviométriques des 6 stations par la méthode IDW, a permis d'élaborer la carte pluviométrique du bassin (figure 9).

D'après la figure 9, on remarque que la pluviométrie moyenne annuelle dans le BV s'étale entre 520 et 650 mm. Les valeurs les plus faibles sont situées dans le nord-ouest et le sud-est du bassin, tandis que les valeurs les plus élevées se trouvent dans la partie ouest et sud-ouest du bassin. Selon la méthode des isohyètes, la précipitation moyenne annuelle à l'échelle du bassin est obtenue par la formule suivante :

$$Pm = \frac{\sum Pi * Si}{St} \quad (27)$$

Avec :

Pi : précipitation moyenne entre deux isohyètes (mm)

Si : Surface délimitée entre deux isohyètes (km²)

St : surface totale du BV (km²)

Pm : Précipitation moyenne annuelle du BV (mm)

Les paramètres de calcul de la précipitation moyenne annuelle par la méthode des isohyètes sont portés dans le tableau 3.

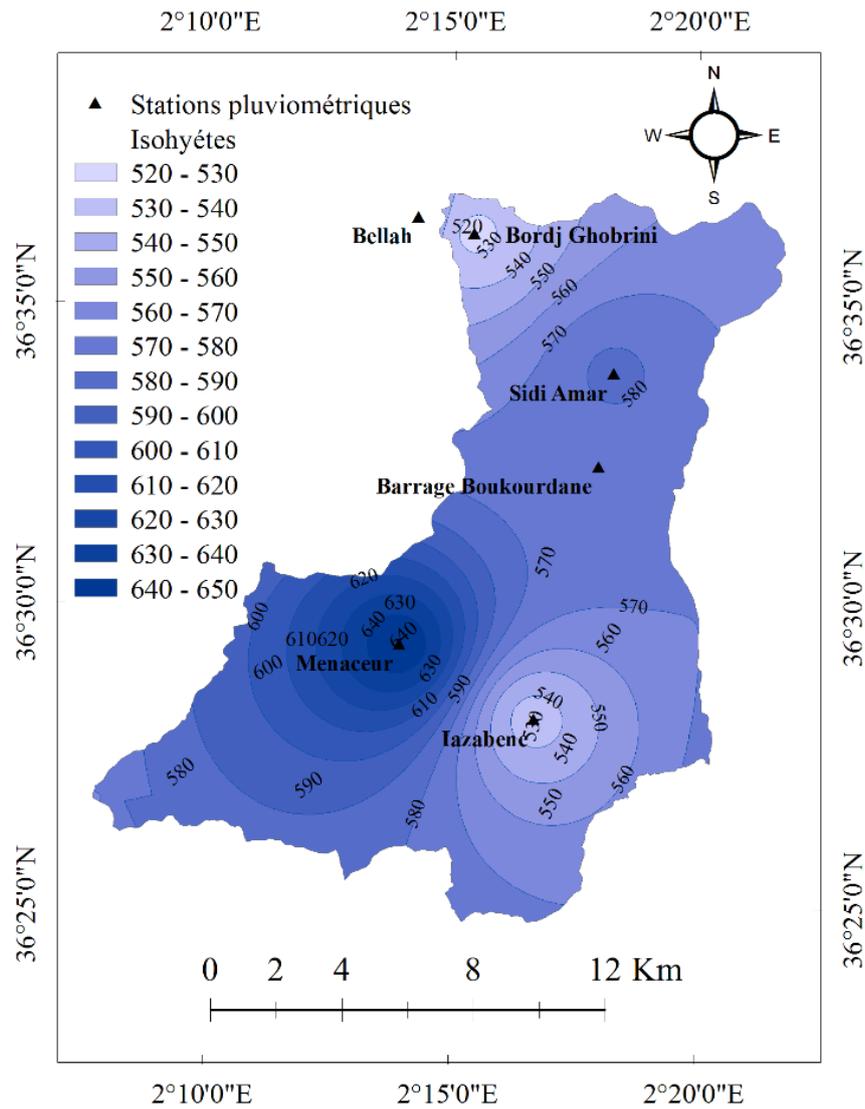


Figure 9 : Carte pluviométrique du Bassin versant de l'Oued El Hachem

Tableau 3. Paramètres de calcul de la lame d'eau précipitée sur le BV par la méthode des isohyètes

Isohyètes (mm)	Pi (mm)	Si (km ²)
520 – 530	529	108,3
530 – 540	536	656,4
540 – 550	545	1066,7
550 – 560	556	1982,4
560 – 570	565	4191,4
570 – 580	575	6295,2
580 – 590	585	2474,8
590 – 600	595	1884,0
600 – 610	605	1211,1
610 – 620	615	830,4
620 – 630	625	610,5
630 – 640	635	459,5
640 – 650	644	265,9

Les résultats obtenus à partir des données du tableau 3 montrent que Pm du BV de l'Oued El Hachem est estimée à 578 mm pour la période (1967 - 2018).

1.2.2. Température

Les températures mensuelles en (°C), enregistrées à la station du barrage de Boukourdane pour la période (1988-2015), sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4. Les températures minimales, moyennes et maximales de la station de barrage de Boukourdane (1988-2015)

	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
T moy. min. (°C)	16,39	12,33	9,38	7,26	5,62	5,87	7,95	9,66	12,84	17,5	19,84	19,63
T moy. (°C)	23,1	19,52	15,41	12,22	11,22	11,88	13,64	15,46	18,8	22,22	26,16	26,49
T moy. max. (°C)	30,94	28,63	22,47	18,37	17,96	18,33	20,61	22,41	26,3	29,66	33,45	33,42

Ce tableau montre que le régime thermique de la région est caractérisé par des températures élevées en été et relativement basses en hiver. La température minimale moyenne enregistrée est de 5,62 °C en janvier et la température maximale moyenne est de 33,45 °C en juillet. Les températures moyennes les plus élevées sont enregistrées durant le mois d'août, où elles atteignent un maximum de 26,49 °C. Les basses températures se manifestent aux mois de janvier avec une température moyenne de 11,22 °C. La valeur de la température moyenne annuelle dans cette station est de 18,01 °C. L'évaluation de ces résultats montre bien que les variations des températures dans le bassin sont soumises aux influences maritimes qui régularisent les amplitudes en atténuant les maxima et en augmentant les minima.

1.2.3. Diagramme Ombrothermique

Le diagramme ombrothermique de la station du barrage de Boukourdane est présenté dans la figure 10. L'analyse de ce diagramme montre que les précipitations sont réparties suivant deux périodes distinctes à savoir :

- Une période humide qui s'étale du mois d'octobre vers le mois de mai, avec un maximum de pluies enregistré au mois de novembre,
- Une période sèche qui s'étend du mois de juin au mois de septembre avec un minimum de pluviométrie au mois de Juillet.

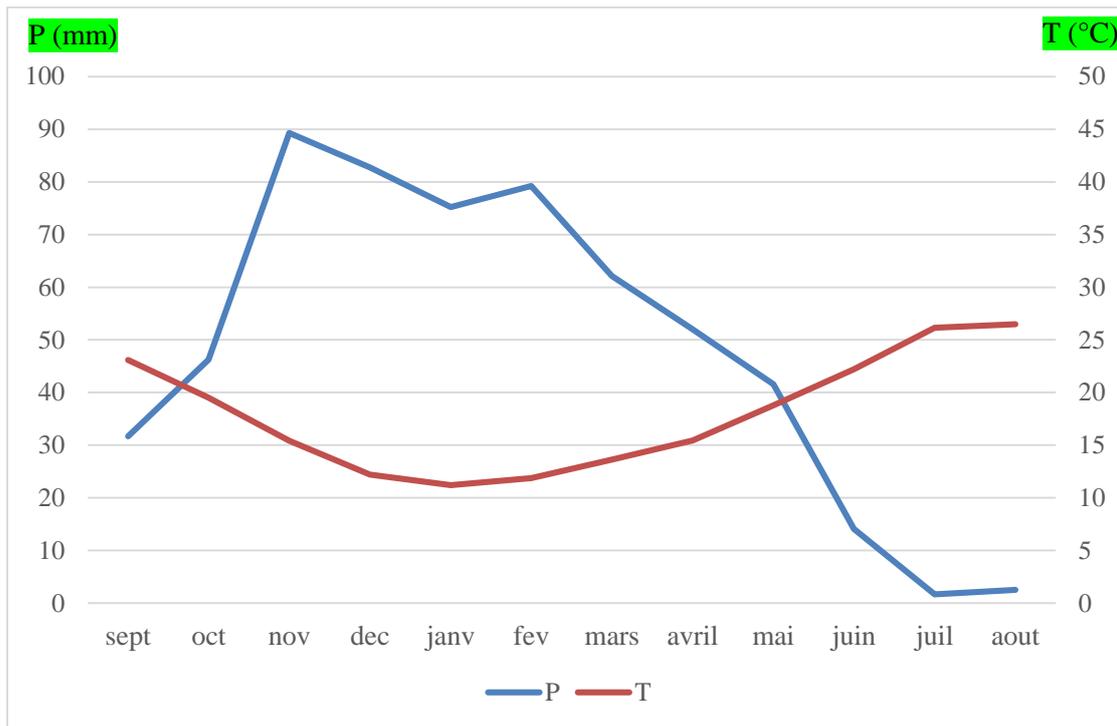


Figure 10 : Diagramme ombrothermique

1.2.4. Etage bioclimatique

Le régime bioclimatique peut être évalué par le calcul du quotient pluviométrique, suivant la formule de Stewart (1969). L'interprétation de ce paramètre nécessite l'emploi du climagramme d'Emberger. La formule de Stewart est donnée par l'équation suivante :

$$Q = 3.43 * \frac{P}{M - m} \quad (28)$$

Q : Quotient pluviométrique de Stewart (1969)

P : Pluviométrie moyenne annuelle (mm)

M : Température maximale du mois le plus chaud (°C)

m : Température minimale du mois le plus froid (°C)

L'application numérique de cette formule donne une valeur de 71,24. D'après le climagramme d'Emberger (figure 11), le climat de la zone d'étude appartient à l'étage bioclimatique semi-aride à hiver tempéré.

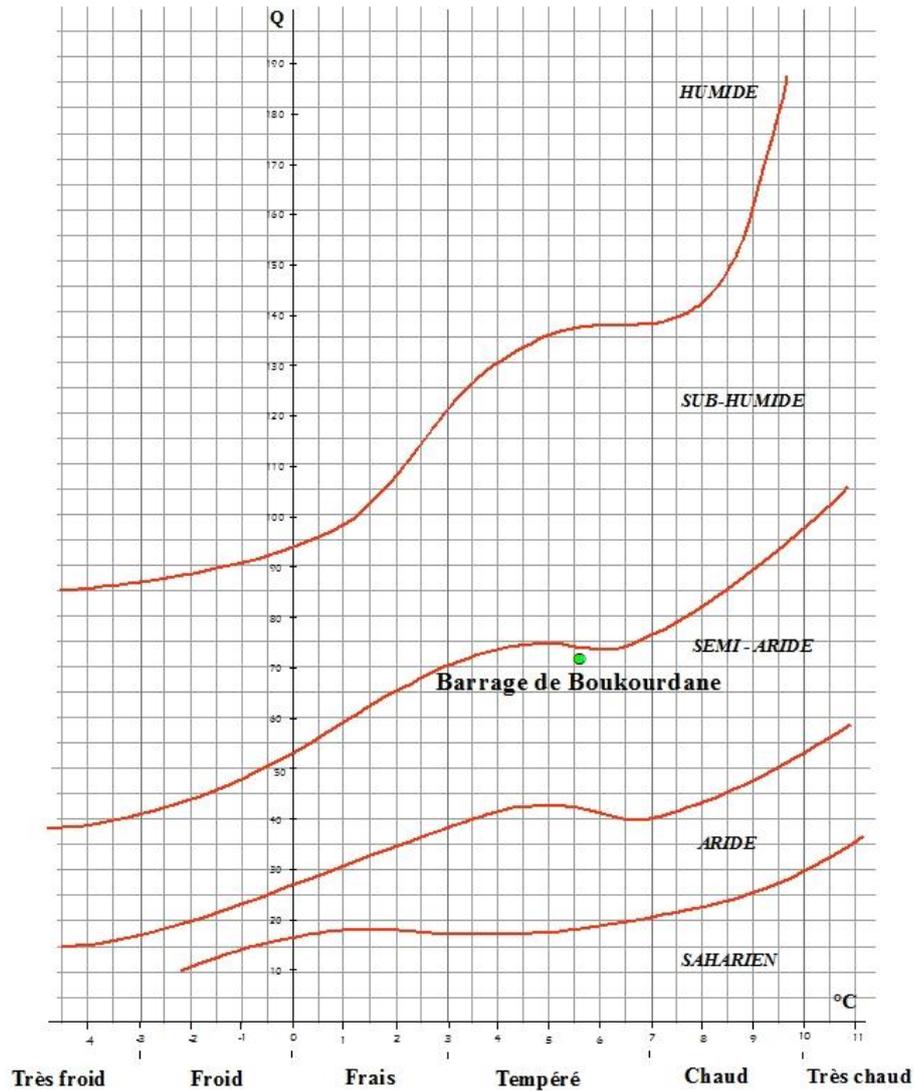


Figure 11 : Climagramme d'Emberger

1.3. Géologie

La géologie de la zone d'étude fait partie du Tell septentrional, qui détermine plusieurs régions naturelles correspondant à des zones stratigraphiques et tectoniques différenciées à la suite des plissements nummulitiques. Les données géologiques provenant des cartes 1:50.000 de Cherchell (39) et Menacer (61), et de la carte 1:500.000 du Nord de l'Algérie montrent que les formations géologiques rencontrées dans le bassin versant sont prédominées par des roches sédimentaires et métamorphiques avec un pourcentage de 91 %, le reste est représenté par des roches éruptives (9 %). Les formations lithologiques sédimentaires et métamorphiques qui affleurent dans le bassin (figure 12) sont très diversifiées en termes de nature et d'âge. Les schistes et calcaires (d'âge Néocomien inférieur, Jurassique supérieur Dévonien et Barrémien), qui est l'unité la prédominante, couvrent une superficie de plus de 5600 ha soit plus d'un quart de la superficie du bassin.

Les formations de type schistes et quartzites (d'âge Flysch Albo-Aptien), marnes et calcaires (d'âge Cénomaniens, Aptien, Albien et Crétacé supérieur), marnes et schistes (d'âge Cénomaniens), grès et calcaires (d'âge Oligocène), cailloutis et argiles sableuses (d'âge Pliocène supérieur), et terrasses alluviales (actuelles et récentes du fond des vallées) couvrent une superficie de moins de 2000 ha pour chacune d'elles, soit des pourcentages qui s'étendent de 4 à 9 % de la superficie du bassin. Les types marnes et argiles (d'âge Burdigalien et Miocène supérieur) et marnes bleues (d'âge Pliocène inférieur) occupent une superficie de 2811 ha et 2197 ha respectivement, soit un pourcentage de 13 % et 10 %.

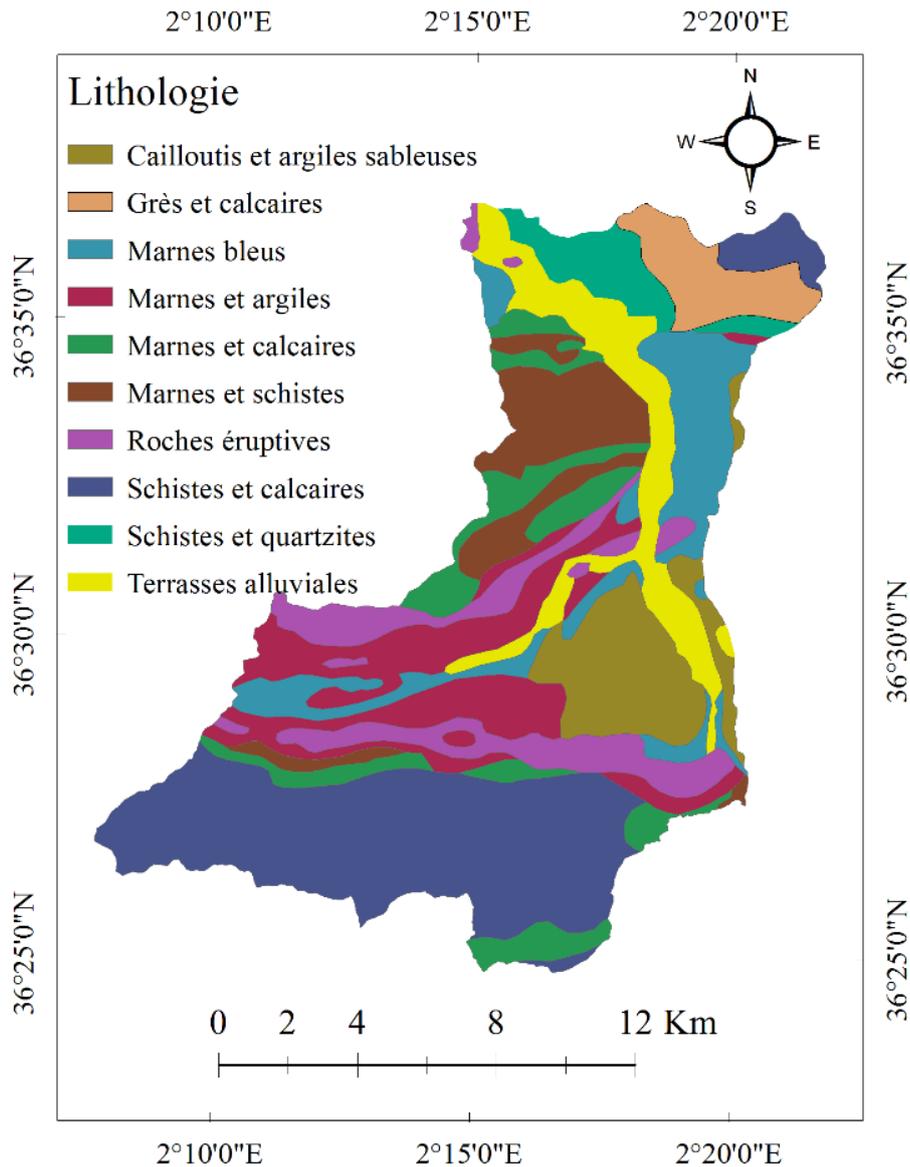


Figure 12 : carte des formations lithologiques du BV de l'Oued El Hachem

1.4. Occupation des sols

D'après la carte d'occupation des sols effectuée par l'INSID en 2013 (figure 13), la zone d'étude connue une diversification en termes d'utilisation des terres. Les terres forestières (forêts, maquis et reboisements) occupent 12964 ha, correspondant à un taux de 59 %. D'après Tadriss et *al.* (2016), les principales espèces forestières sont constituées de chêne liège (*Quercus suber*), chêne vert (*Quercus ilex*), pins (*Pinus* sp.), cyprès (*Cupressus* sp.), genévriers (*Juniperus* sp.) et peupliers (*Populus* sp.). Les terres agricoles sont occupées par des grandes cultures en sec, des cultures maraichères, de l'arboriculture et de la vigne avec une superficie de 7122 ha correspondant à 32 %. Les zones de parcours couvrent une superficie de 1200 ha soit 5 % de la superficie du bassin. Les plans d'eau et les espaces bâtis occupent une surface de 388 ha et 347 ha respectivement, soit 2 % de la superficie totale du bassin pour chacune des deux classes. Les données du tableau 5 montrent clairement que la zone d'étude est d'une tendance forestière et agricole.

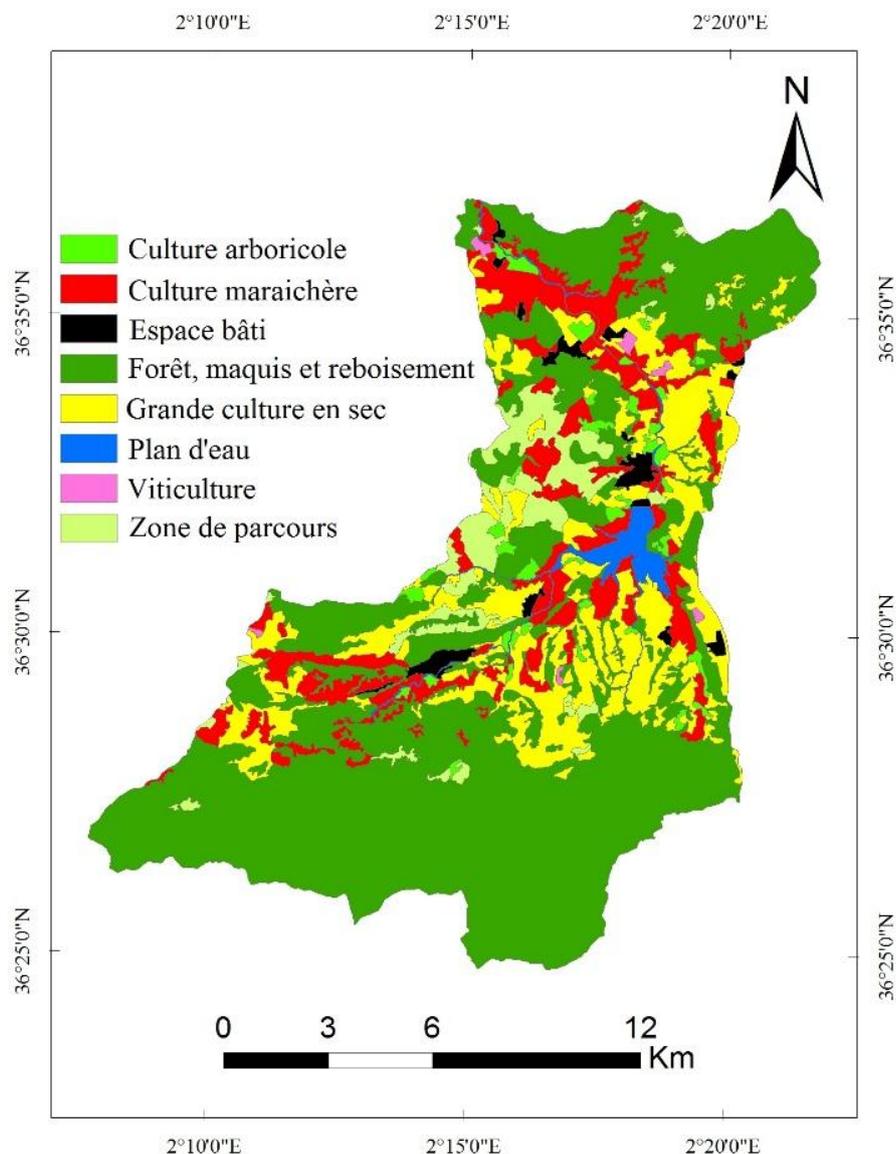


Figure 13 : Carte d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem

Tableau 5. Types d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem

Type d'occupation	Surface (ha)	Pourcentage (%)
Culture arboricole	464	2,1
Culture maraîchère	2786	12,7
Espace bâti	347	1,6
Forêt, maquis et reboisement	12964	58,8
Grande culture en sec	3795	17,2
Plan d'eau	388	1,8
Viticulture	78	0,4
Zone de parcours	1200	5,4
Total	22020	100

1.5. Réseau hydrographique

Le BV de l'Oued El Hachem est composé de plusieurs oueds. Le principal oued qui est l'Oued El Hachem s'écoule vers l'exutoire, au nord-ouest du bassin (figure 6). C'est un affluent des oueds Fadjana, Touailm, Mansour, Romane et Ouchechou. A l'embouchure de ces derniers est construit le barrage de Boukourdane.

1.6. Barrage de Boukourdane

Le barrage Boukourdane est construit sur le lit de l'Oued El Hachem à 1 km au sud de la ville de Sidi Amar, dans la wilaya de Tipaza. Il est mis en service en 1992, d'une capacité initiale de 97 Hm³ et de 105 Hm³ lors du dernier levé bathymétrique (2004). Le lac du barrage (Figure 14) s'étend sur une superficie de 3,25 km² et un périmètre de 19,24 km². La digue du barrage présente une hauteur de 74,41 m au-dessus du lit de l'oued et une longueur de 500 m. Le barrage est destiné à l'alimentation en eau potable (AEP) de Cherchell, Tipaza, Nador et Alger, ainsi qu'à l'irrigation du périmètre de la Mitidja ouest, du Sahel et de la vallée de l'Oued El Hachem. Le barrage est alimenté en amont par un bassin versant d'une superficie de 157,5 km². Le taux d'envasement annuel du barrage de Boukourdane est estimé à 0,3 million de m³ par an.



Figure 14 : Image satellite de la retenue du barrage de Boukourdane (prise en septembre 2018)

2. Méthodes et Techniques

2.1. Cartographie de l'érosion par USLE, SIG et télédétection dans le bassin versant de l'Oued El Hachem (Nord de l'Algérie)

L'équation universelle des pertes en sol (USLE) exprime l'effet combiné du climat, de la topographie, du sol, du couvert végétal, et des pratiques culturales sur l'érosion hydrique. L'équation est donnée par la formule suivante :

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

Où, A est le taux annuel des pertes en sol ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$), R est le facteur d'érosivité des pluies ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$), K est le facteur d'érodibilité des sols ($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$), LS est le facteur de longueur et d'inclinaison de la pente, C est le facteur du couvert végétal, et P est le facteur des pratiques de conservation des sols. Les trois derniers facteurs (LS, C et P) sont adimensionnels. L'estimation de A s'est effectuée en calculant chaque facteur indépendamment, puis en les multipliant, à travers les techniques de SIG et de télédétection comprises dans le logiciel ArcGIS 10.4. Le résultat de A est présenté en valeur moyenne annuelle ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) et en pertes totales ($t \cdot an^{-1}$). Les principales étapes de l'évaluation de l'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem sont illustrées dans l'organigramme ci-dessous (Figure 15). Les résultats des facteurs de l'USLE sont générés sous forme de tableaux statistiques et de cartes de distribution à travers tout le bassin.

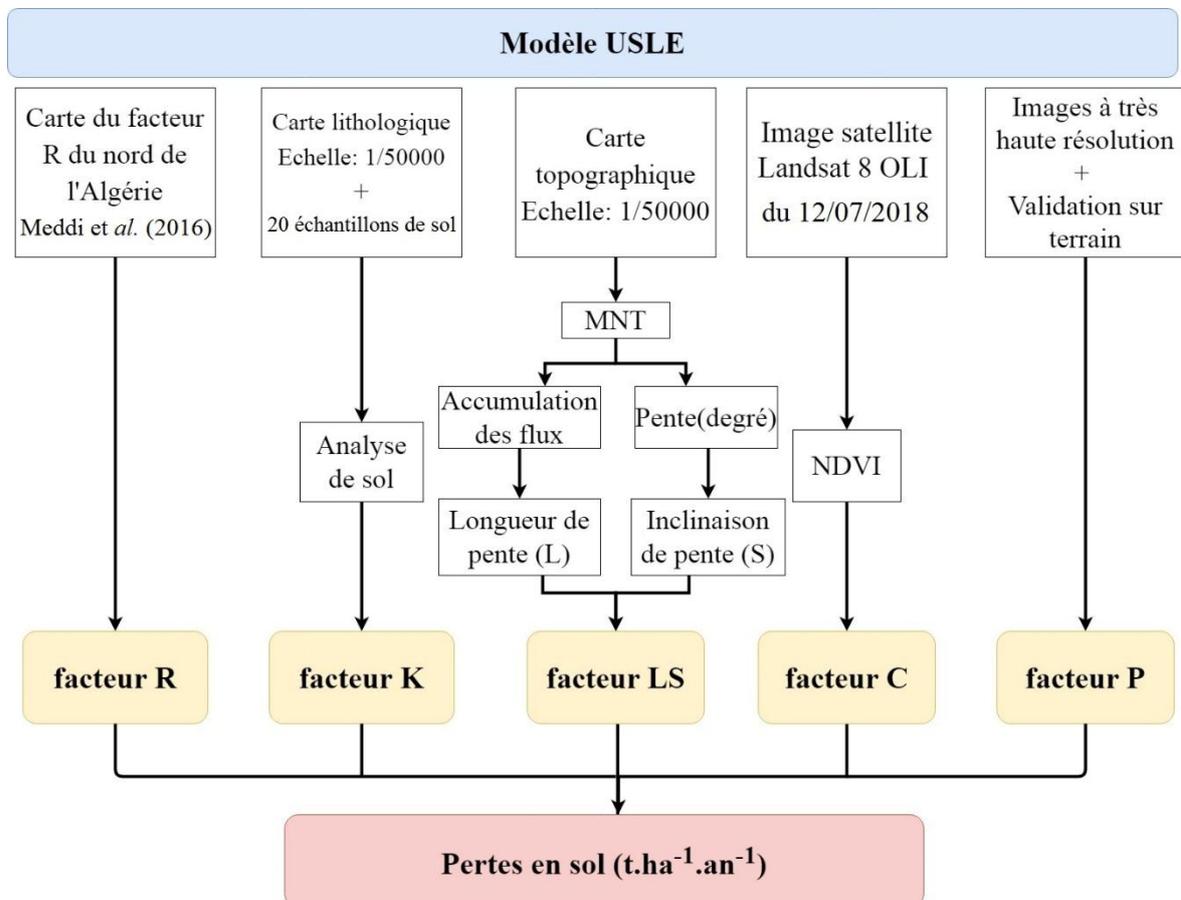


Figure 15 : Présentation de l'approche USLE

2.1.1. Facteur R

D'après Wischmeier et Smith (1978), l'estimation de ce facteur s'effectue en appliquant l'Eq. (3) citée dans la partie bibliographique. Vue la non disponibilité des données nécessaires pour appliquer cette équation, Meddi et *al.* (2016) ont élaboré une carte de R pour le Nord de l'Algérie en utilisant une formule adoptée aux conditions Algériennes (Eq. 10). Les données de cette carte ont été utilisées pour cartographier le facteur R dans notre bassin à travers l'extraction de la zone d'étude par le biais d'un masque.

$$R = 0,47 * IFM^{0,49} * X^{0,12} * Z^{-0,05} * Pjmax^{0,99} \quad (10)$$

2.1.2. Facteur K

L'estimation de l'érodibilité est effectuée par l'application de la formule de Wischmeier et Smith (1978) (Eq. 11).

$$K = 2,1 \times M^{1,14} \times 10^{-4} (12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3) \times \frac{0,1317}{100} \quad (11)$$

Le facteur K a été calculé en utilisant les données de 20 échantillons de sol collectés de différents endroits du bassin versant (tableau 14). L'échantillonnage du sol est de type aléatoire stratifié basé sur les dix (10) unités lithologiques distribuées dans la région d'étude (figure 12). De cette manière, deux (02) échantillons de sol ont été prélevés à partir de chacune des unités lithologiques. Les 20 échantillons prélevés ont fait l'objet de deux types d'analyse de sol à savoir dosage du carbone organique et analyse granulométrique. Le dosage du carbone organique a été réalisé par la méthode ANNE. Le taux de carbone obtenu est multiplié par 1,72 pour l'obtention du taux de la matière organique. L'analyse granulométrique est réalisée par la méthode internationale à la pipette de Robinson. Elle permet de déterminer la texture du sol en séparant les fractions granulométriques. Il s'agit des argiles (0 à 2 μm), des limons (2 à 50 μm) et des sables (50 à 2000 μm).

La représentation graphique du facteur K est réalisée sous forme d'une carte afin de mettre en évidence les valeurs moyennes d'érodibilité spécifiques à chaque classe lithologique présente dans la région d'étude.

2.1.3. Facteur LS

Dans l'USLE, le facteur topographique implique les effets combinés du degré de la pente (S) et de sa longueur (L) sur le taux d'érosion. La longueur et l'angle de la pente sont combinés en un facteur unique (LS), qui traduit l'impact des facteurs géomorphologiques dans le processus de l'érosion hydrique (Yjjou et *al.*, 2012). Ce facteur peut être obtenu sous SIG à partir du Modèle Numérique de Terrain (MNT). Selon Mitasova et *al.* (1996), ce facteur peut être calculé par l'équation suivante :

$$LS = \left(\frac{A}{22.13} \right)^{0.4} \times \left(\frac{\sin \theta \times 0.1745}{0.0896} \right)^{1.4} \quad (28)$$

Où A est la zone de contribution de la pente ascendante par unité de largeur de contour ($m^2.m^{-1}$), et θ est l'angle de pente en degrés. Le MNT utilisé pour le calcul du facteur LS, est généré à partir de la digitalisation de la carte topographique de la zone d'étude à 1:50.000.

2.1.4. Facteur C

De nombreux chercheurs ont mis au point des équations pour estimer le facteur C à l'aide de NDVI. Dans le cas de notre étude, nous avons opté pour l'utilisation de la formule de Durigon *et al.* (2014) (Eq. 26).

$$C = \left(\frac{1 - NDVI}{2} \right) \quad (26)$$

Le NDVI est calculé à partir de l'image satellite Landsat 8 OLI pour le mois de juillet de l'année d'étude, 2018. L'image est téléchargée à partir de l'interface « Earth Explorer » fournie par le service géologique des Etats-Unis (USGS) dans le site web (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Les caractéristiques de l'image acquise sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 6. Caractéristiques de l'image satellitaire utilisée pour calculer le facteur C du modèle USLE

Nom de l'image Satellitaire	Landsat 8	Résolution spatiale	30 m
Type du capteur	OLI-TIRS	Résolution temporelle	16 jours
Date d'acquisition	12 juillet 2018	path/row	196/35
Niveau de traitement	L1TP	Couverture nuageuse de la scène (%)	0,06
Résolution radiométrique	12 bits	Terre couverte de nuages (%)	0,03

L'image satellite du mois de juillet a été sélectionnée parmi les douze mois de l'année 2018 car elle présente le pourcentage le plus faible de « couverture nuageuse » et de « terre couverte de nuage », qui sont respectivement égales à 0,06 et 0,03 %. Ces deux paramètres fournissent une image de bonne qualité et conduiront à de bons résultats de traitement. Le niveau de traitement de l'image est de type « L1TP », c'est-à-dire qu'elle est préalablement corrigée radiométriquement et géométriquement. Il est important de noter que l'image acquise présente les valeurs numériques de la réflectance de surface, cela veut dire que l'image est soumise à une correction atmosphérique par le service générateur de données (USGS).

2.1.5. Facteur P

Le facteur P est un paramètre adimensionnel, qui permet d'évaluer l'action des techniques culturales antiérosives dans la réduction de l'érosion hydrique. Ce paramètre intègre des techniques telles que les cultures en courbes de niveau, en bandes alternées, en

terrasses, et le billonnage en courbes de niveau. Les valeurs de P sont comprises entre 0 pour un sol bien aménagé et 1 pour un sol non aménagé. Après visualisation de la zone d'étude à travers l'utilisation des images à très haute résolution (Google Earth Pro) suivie d'une validation sur terrain, nous avons trouvé que les parcelles sur lesquelles des pratiques antiérosives ont été effectuées ne représentent qu'une petite superficie non significative relativement à la superficie totale du bassin. En effet, elle ne représente que 0,13 % de la surface du bassin. De ce fait, nous avons attribué la valeur 1 à l'ensemble du bassin.

2.1.6. Influence de chaque facteur de l'USLE sur les pertes en sol

Afin de rechercher les relations pouvant exister entre A et les différents facteurs de l'USLE, nous avons divisé les jeux de données de chaque facteur en 4 à 5 intervalles égaux (quartiles ou quintiles), de sorte que chaque intervalle comporte le même nombre de données. Les facteurs : R, LS et C ont été divisés en 5 quintiles, 20 % pour chacun. Tandis que le facteur K a été classé en 4 quartiles, chacune représente 25 % de la population. Ensuite, pour chaque facteur nous avons calculé les valeurs moyennes de chaque classe et leurs pertes moyennes et totales correspondantes. Un test de corrélation a été effectué entre les valeurs moyennes de chaque facteur et les pertes en sol moyennes correspondantes. Le test de corrélation a été évalué à l'aide du coefficient de corrélation «r», et le niveau de signification « p ». Le logiciel statistique utilisé est le « SPSS Statistics 20 ».

2.2. Estimation de l'érosion des sols et du rendement en sédiments dans le bassin versant de l'oued El Hachem (Algérie) en utilisant l'approche RUSLE-SDR

Afin d'atteindre les objectifs de cette étude en utilisant le modèle combiné RUSLE-SDR, la méthodologie de recherche comporte deux étapes : (i) l'estimation de A à l'aide du modèle RUSLE, et (ii) le calcul de SY à l'aide du modèle SDR. Cette méthodologie est présentée sous la forme d'un organigramme (Figure 16).

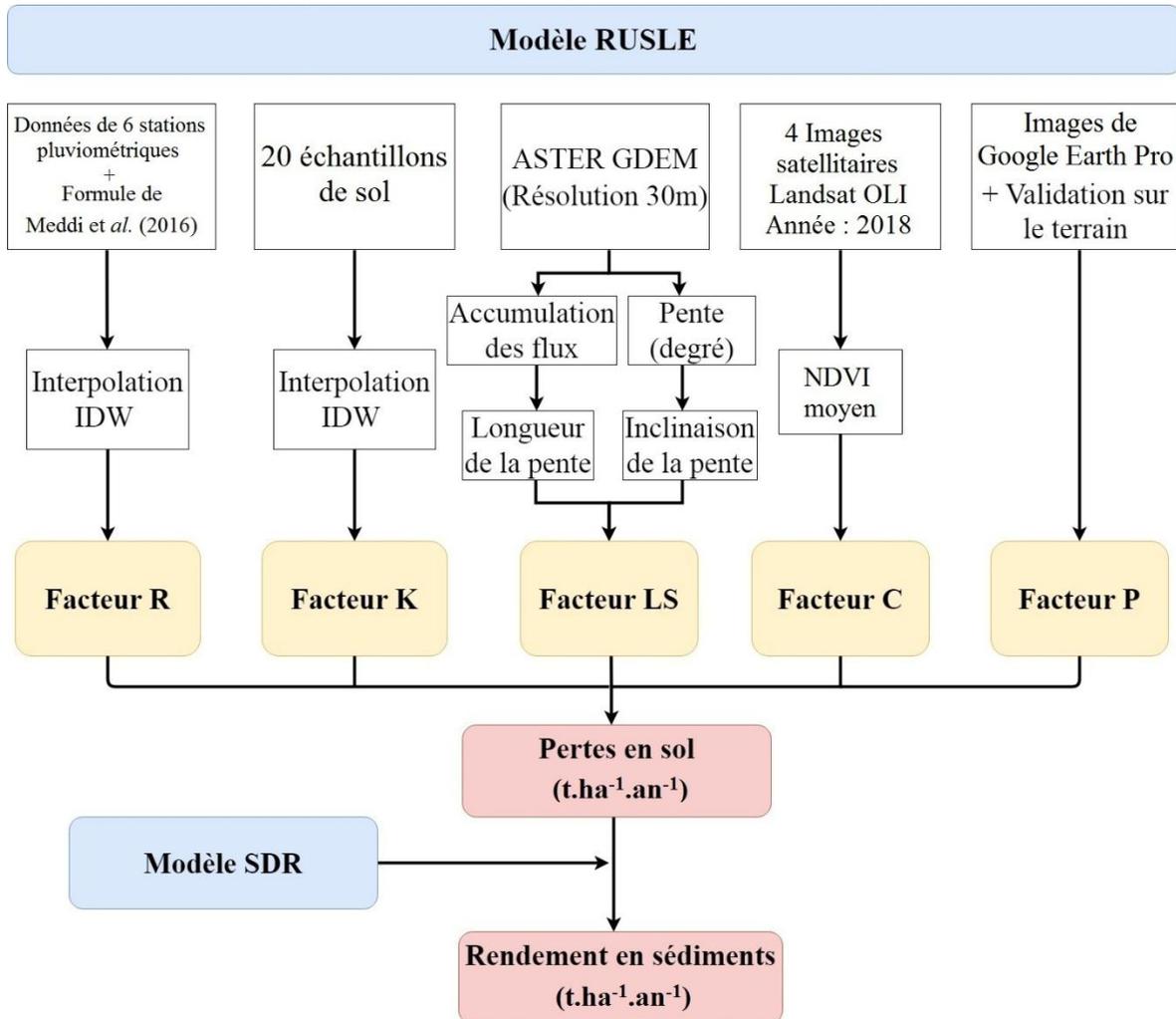


Figure 16 : Présentation de l'approche RUSLE-SDR

2.2.1. Estimation des pertes en sol

Dans cette étude, la perte annuelle moyenne de sol du bassin versant de l'Oued El Hachem est estimée par le modèle RUSLE, comme indiqué par (Eq. 1) :

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

Le facteur R est l'indice d'érosivité de la pluie utilisé pour prédire l'érosion hydrique. En raison du manque de données nécessaires pour calculer ce facteur en utilisant la formule originale, Meddi et al. (2016) ont développé une équation alternative (Eq. 10) adaptée aux conditions Algériennes, qui a été utilisée dans notre étude :

$$R = 0.47 \times MFI^{0.49} \times X^{0.12} \times Z^{-0.05} \times Pjmax^{0.99} \quad (10)$$

Où MFI est l'indice de Fournier modifié (mm), X est la longitude (km), Z est l'altitude (m), et Pjmax est la précipitation journalière maximale (mm).

L'estimation du facteur R à l'aide de l'équation (10) est effectuée à travers les données de six (06) stations pluviométriques situées sur l'ensemble du bassin versant (tableau 20). La carte du facteur R est générée en utilisant la méthode d'interpolation IDW.

Le facteur K est une mesure quantitative de la résistance inhérente du sol à l'érosion. Ce facteur est estimé en utilisant l'équation de Wischmeier et Smith (1978) (Eq. 11), à travers les données des 20 échantillons de sol (tableau 14). La carte du facteur K est générée par la méthode d'interpolation IDW.

$$K = [2,1 \times M^{1,14} \times 10^{-4}(12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3)] \times \frac{0,1317}{100} \quad (11)$$

Pour estimer le facteur LS à travers le bassin versant, nous avons utilisé le modèle numérique global d'élévation (GDEM) de l'Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) avec une résolution de 30 mètres. Le facteur LS est calculé suivant l'équation de Moore et Burch (1986) (Eq. 29).

$$LS = \left(\frac{A}{22,13} \right)^m \times \left(\frac{\sin\beta}{0,0896} \right)^n \quad (29)$$

Où A est la surface contribuant à la pente ascendante par unité de largeur de contour (m^2m^{-1}), β est l'angle de pente en degrés, $m = 0,4$, and $n = 1,3$.

Le facteur C peut être estimé à l'aide de l'Indice de Différence de Végétation Normalisé (NDVI). Dans notre étude, la génération de la carte du facteur C est obtenue en utilisant l'équation suivante (Durigon et al., 2014) (Eq. 26) :

$$C = \left(\frac{-NDVI + 1}{2} \right) \quad (26)$$

Où NDVI = (PIR-R)/(PIR+R), PIR est la bande proche infrarouge de l'image du satellite Landsat 8 OLI (bande 5), et R est la bande rouge de l'image du satellite Landsat 8 OLI (bande 4).

Dans notre exemple, nous avons calculé un NDVI moyen dérivé de quatre (04) différentes images du satellite Landsat 8 OLI représentatives de l'année 2018 et qui présentent les taux de couverture nuageuse les plus faibles possibles (tableau 7).

Tableau 7. Caractéristiques des images Landsat 8 de l'année 2018 utilisées pour calculer le facteur C du modèle RUSLE

Images satellitaires	Date d'acquisition	Couverture nuageuse (%)	Résolution (m)
Landsat 8	17/01/2018	0,02	30
Landsat 8	07/04/2018	0,11	30
Landsat 8	12/07/2018	0,03	30
Landsat 8	30/09/2018	0,01	30

Le facteur P tient compte de l'efficacité des pratiques de conservation du sol pour réduire l'érosion. L'agriculture en courbes de niveau, la culture sur pentes croisées et la culture en bandes sont les pratiques de conservation les plus utilisées (Stone et Hilborn, 2000). Dans notre zone d'étude, seulement 0,13% de la superficie totale du bassin versant est utilisée pour les pratiques de conservation (Saoud et Meddi, 2022). Par conséquent, la valeur 1 a été attribuée à l'ensemble du bassin versant.

2.2.2. Calcul du rendement en sédiments

Le rendement en sédiments (SY) est défini comme la partie du sol érodée et déposée vers l'exutoire d'un bassin versant (Ebrahimzadeh et al., 2018). Le SY moyen peut être calculé à l'aide de la formule suivante (Eq. 30) :

$$SY = SDR \times A \quad (30)$$

Où SDR est le taux de délivrance des sédiments (sans dimension), et A est la perte moyenne de sol du bassin versant ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$).

Il existe deux sortes de modèles de SDR basés sur leurs données d'entrée : ceux basés sur la surface de drainage et ceux basés sur les caractéristiques morphométriques du bassin versant (Bhattacharya et Das Chatterjee, 2021). Dans notre étude, le SY a été estimé à l'aide de quatre (04) modèles de SDR (Tableau 8). Pour sélectionner le meilleur modèle, nous avons comparé le SY dérivé de chacun des quatre modèles SDR (SY_{est}) au SY observé à la sortie du bassin versant (SY_{obs}). Les critères utilisés sont l'erreur standard (SE) (Eq. 31), l'écart-type (SD) (Eq. 32), le coefficient de variation (CV) (Eq. 33). (Rostami et Salajeghe 2011 ; Boufeldja et al., 2020), et l'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) (Eq. 34) (Nash et Sutcliffe, 1970). Le meilleur modèle est choisi en ayant les SE, SD et CV les plus bas, ainsi que le NSE le plus élevé.

$$SE = \frac{|SY_{est} - SY_{obs}|}{SY_{est}} \times 100 \quad (31)$$

$$SD = \sqrt{\frac{(SY_{est} - SY_{obs})^2}{SY_{obs}}} \quad (32)$$

$$CV = \frac{SD}{SY_{obs}} \times 100 \quad (33)$$

$$NSE = 1 - \frac{(SY_{obs} - SY_{est})^2}{SY_{obs}^2} \quad (34)$$

Où SE est l'erreur standard (%), SD est l'écart-type, CV est le coefficient de variation (%), NSE est l'efficacité de Nash-Sutcliffe, SY_{est} est le rendement en sédiments estimé à partir de l'équation (30), et SY_{obs} est le rendement en sédiments observé à la sortie du bassin versant.

Tableau 8. Différents modèles de SDR utilisés pour le calcul de SY_{est}

Modèles de SDR	Source	Description
$SDR = 1,8768 - 0,4191 \times \log(10 A)$	Maner (1962)	A : Surface du BV (mile ²)
$SDR = 0,42 \times A^{-0,125}$	Vanoni (1975)	A : Surface du BV (mile ²)
$SDR = 0,417762 \times A^{-0,134958} - 0,127097$	SCS (1983)	A : Surface du BV (mile ²)
$\log(SDR) = 2,94259 + 0,82362 \times \log\left(\frac{R}{L}\right)$	Renfro (1983)	R : Hauteur maximale du bassin versant - hauteur à l'exutoire (km) L : Longueur maximale du bassin versant mesurée parallèlement au cours d'eau principal (km)

2.3. Etude diachronique de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued El Hachem

L'évaluation de l'occupation des sols et de l'érosion hydrique, ainsi que leur évolution dans le temps, ont été réalisées en adoptant une série d'étapes et de processus comprenant la collecte d'images satellitaires, le prétraitement, la classification supervisée, la détection de changement d'occupation et l'évolution interannuelle de l'érosion. La méthodologie adoptée pour cette section est schématisée dans la figure 17.

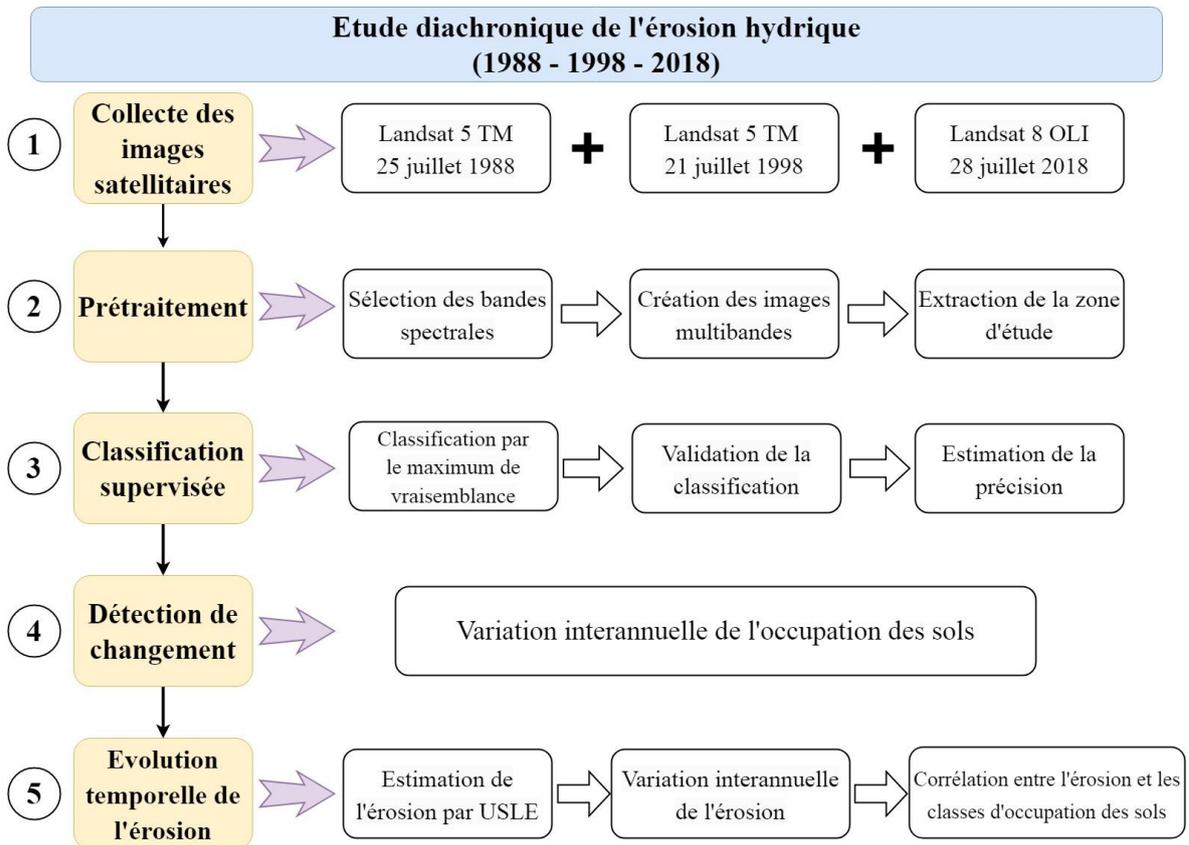


Figure 17 : Présentation de l'approche utilisée pour l'étude diachronique

Afin d'identifier les changements d'occupation des sols dans la zone d'étude, nous avons utilisé des images satellites de trois (03) dates différentes (tableau 9). Toutes les images Landsat ont été téléchargées à partir du site web de « United States Geological Survey » (USGS). Les images collectées ont été traitées dans le logiciel ArcGIS 10.4. Les dates ont été choisies de manière à pouvoir décrire les changements d'occupation entre deux périodes qui viennent avant et après la mise en eau du barrage de Boukourdane en 1993, et pouvoir les comparer à l'année en cours 2018. Les dates d'acquisition des trois images comprennent le même mois pour éviter les changements saisonniers en occupation des sols. Le mois de juillet a été choisi pour assurer des taux de couverture nuageuse les plus faibles possible pendant les trois périodes.

Les images satellitaires choisies sont préalablement corrigées de point de vue géométrique et radiométrique et atmosphérique. Le prétraitement de l'image dans notre cas consiste en la sélection des bandes spectrales avec lesquelles nous devons travailler,

l'empilement des bandes et la création d'une image multi-bandes, et enfin l'extraction de la zone d'étude sur l'image multi-bandes au moyen d'un masque.

Tableau 9. Caractéristiques des images satellitaires utilisées dans l'étude diachronique

Nom de l'image	Type de capteur	Date d'acquisition	Couverture nuageuse (%)	Résolution (m)
Landsat 5	TM	25 juillet 1988	0,00	30
Landsat 5	TM	21 juillet 1998	0,00	30
Landsat 8	OLI	28 juillet 2018	0,07	30

La classification supervisée a pour objectif d'attribuer chaque cellule de la zone d'étude à une classe connue (classification assistée) Girard et Girard (1999). Dans ce cas, l'entrée dans la classification est un fichier de signatures contenant les statistiques multivariées de chaque classe ou agrégat. Le fichier de signatures a été créé en utilisant des échantillons d'apprentissage contenant des cellules jugées homogènes en termes de signature spectrale pour chaque classe. Dans la zone étudiée, six (06) classes d'occupation ont été identifiées à savoir : « Eau », « bâtis », « sols nus », « agriculture », « matorral » et « forêt ».

La classification supervisée de l'image satellitaire a été effectuée à l'aide de la méthode du maximum de vraisemblance, qui est la méthode la plus couramment utilisée (Eskandari *et al.*, 2022). Le classificateur de vraisemblance maximale calcule, pour chaque classe d'occupation des sols, la probabilité d'appartenance de la cellule à cette classe, en fonction de ses valeurs attributaires. La cellule est attribuée à la classe ayant la plus haute probabilité, d'où l'expression "vraisemblance maximale" (Hagner et Reese, 2007). Le résultat de la classification est une carte qui partitionne la zone d'étude en classes connues.

La validation de la classification par l'utilisation de la matrice de confusion est nécessaire afin d'évaluer sa précision. Pour ce faire, les cartes d'occupation du sol créées à l'aide de différentes échelles de temps ont été comparées aux images à très haute résolution (images de Google Earth) ainsi qu'aux images Landsat de la même date. Grâce à cette comparaison, il est possible d'évaluer les performances de cette classification en estimant le pourcentage de points d'évaluation de la précision correctement classés à l'intérieur de chaque catégorie de terre. L'objectif est de quantifier le nombre de pixels d'une classe de référence que l'on trouve dans la même classe d'affectation. Les valeurs bien classées sont situées sur la diagonale de la matrice de confusion (Lu *et al.*, 2017). Elles sont exprimées en pourcentage. A l'aide de ce tableau matriciel un certain nombre de paramètres ont été calculés. La précision globale (*Overall accuracy*) (Eq. 35) et le coefficient Kappa (Eq. 36), sont les paramètres choisis pour évaluer la précision de la classification.

$$\text{Précision Globale (\%)} = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{n} \times 100 \quad (35)$$

$$\text{Coefficient Kappa} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})} \quad (36)$$

où r est le nombre de lignes de la matrice,

x_{ii} exprime le nombre total de pixels correctement classés dans la ligne i et la colonne i ,

x_{i+} et x_{+i} sont les totaux de la ligne i et de la colonne i , respectivement, et

N est le nombre total de pixels dans le tableau matriciel.

L'indice de Kappa a été introduit pour la première fois par Landis et Koch (1977). Ils ont proposé des niveaux d'accord pour chaque intervalle de valeurs qui vont de 0 à 1 (tableau 10). L'indice kappa a été qualifié comme excellent au-delà de 0,81, modéré à important entre 0,41 et 0,80, passable entre 0,21 et 0,40 et pauvre à léger en dessous de 0,20.

Tableau 10. Niveaux d'accord associés aux valeurs Kappa par Landis et Koch (1977)

Valeurs de coefficient Kappa	Niveaux d'accord
0	Pauvre
0,00 – 0,20	Léger
0,21 – 0,40	Passable
0,41 – 0,60	Modéré
0,61 – 0,80	Important
0,81 – 1,00	Excellent

Après avoir généré des cartes d'occupation des sols pour les trois dates fixées, une étude de détection de changement a été lancée pour évaluer la variation interannuelle de l'occupation des sols. Les résultats de cette évaluation sont présentés dans le tableau 30 qui montre les superficies de chaque catégorie d'occupation des sols évoluées entre deux dates différentes.

Une évolution temporelle de l'érosion des sols dans la zone d'étude a été évaluée, ainsi que sa relation avec les différentes classes d'occupation des sols. L'estimation de l'érosion à travers la série chronologique des trois années a été effectuée en utilisant le modèle USLE expliqué dans la première section de la méthodologie adoptée. Les facteurs R, K, LS et P ont maintenu stables, sauf le facteur C. Ce dernier a été généré en utilisant les valeurs de facteur C trouvées dans la littérature (tableau 11) en leur attribuant à chaque type d'occupation.

Tableau 11. Valeurs de facteur C de chaque catégorie d'occupation des sols

Classes d'OCT	Facteur C	Source
Plan d'eau	0	(Ganasri et Ramesh, 2016)
Bâtis	1	(Dabral et <i>al.</i> , 2008)
Sols nus	1	(Roose 1994)
Agriculture	0,28	(Dabral et <i>al.</i> , 2008)
Matorral	0,008	(Dabral et <i>al.</i> , 2008)
Forêt	0,004	(Dabral et <i>al.</i> , 2008)

Pour estimer la relation entre l'érosion et les classes d'occupation des sols, un test de corrélation a été réalisé entre les valeurs de facteur C pour chaque catégorie de terre et les valeurs moyennes des pertes de terre correspondantes.

Troisième partie

Résultats et discussion

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

1. Cartographie de l'érosion par télédétection et SIG dans le bassin versant de l'Oued El Hachem (Nord de l'Algérie)

Les résultats sont présentés sous forme de tableaux statistiques, de diagrammes et de figures.

1.1. Résultats du facteur R

Les valeurs de R oscillent entre 395 et 490 avec un écart très faible ($CV = 6\%$) (Tableau 12), ce qui indique que les valeurs de l'érosivité varient peu autour de la moyenne. On remarque dans le tableau 13 que près de la moitié des valeurs sont comprises entre 452 et 490. Après la lecture de la carte de la distribution de R (figure 18), nous observons que les valeurs les plus élevées se situent dans la partie nord et centre ouest du bassin. Tandis que les valeurs les plus faibles se concentrent dans la partie sud et sud-est du bassin. Ce qui indique que le gradient croissant des valeurs est orienté du sud-ouest vers le nord-est du bassin. La gamme des valeurs de R obtenue est comparable à celle de certains bassins en Algérie et de climat méditerranéen (Alexakis et al., 2013; Benchettouh et al., 2017; Toubal et al., 2018).

Tableau 12. Statistiques descriptives des facteurs de l'USLE et des pertes en sol

Stat.	R (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .an ⁻¹)	LS	C	A (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Minimum	395	0	0,0825	0
Moyenne	446,14	2	0,26	19.4
Maximum	490	7	0,537	68
C V (%)	6	90	27	102

Tableau 13. Distribution des classes de R dans le BV de l'Oued El Hachem

R (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .an ⁻¹)	Surface (ha)	Surface (%)
395 – 414	3177,76	14,6
414 – 433	4352,64	20,1
433 – 452	4076,84	18,8
452 – 471	5505,28	25,4
471 – 490	4583,12	21,1
Total	21695,64	100

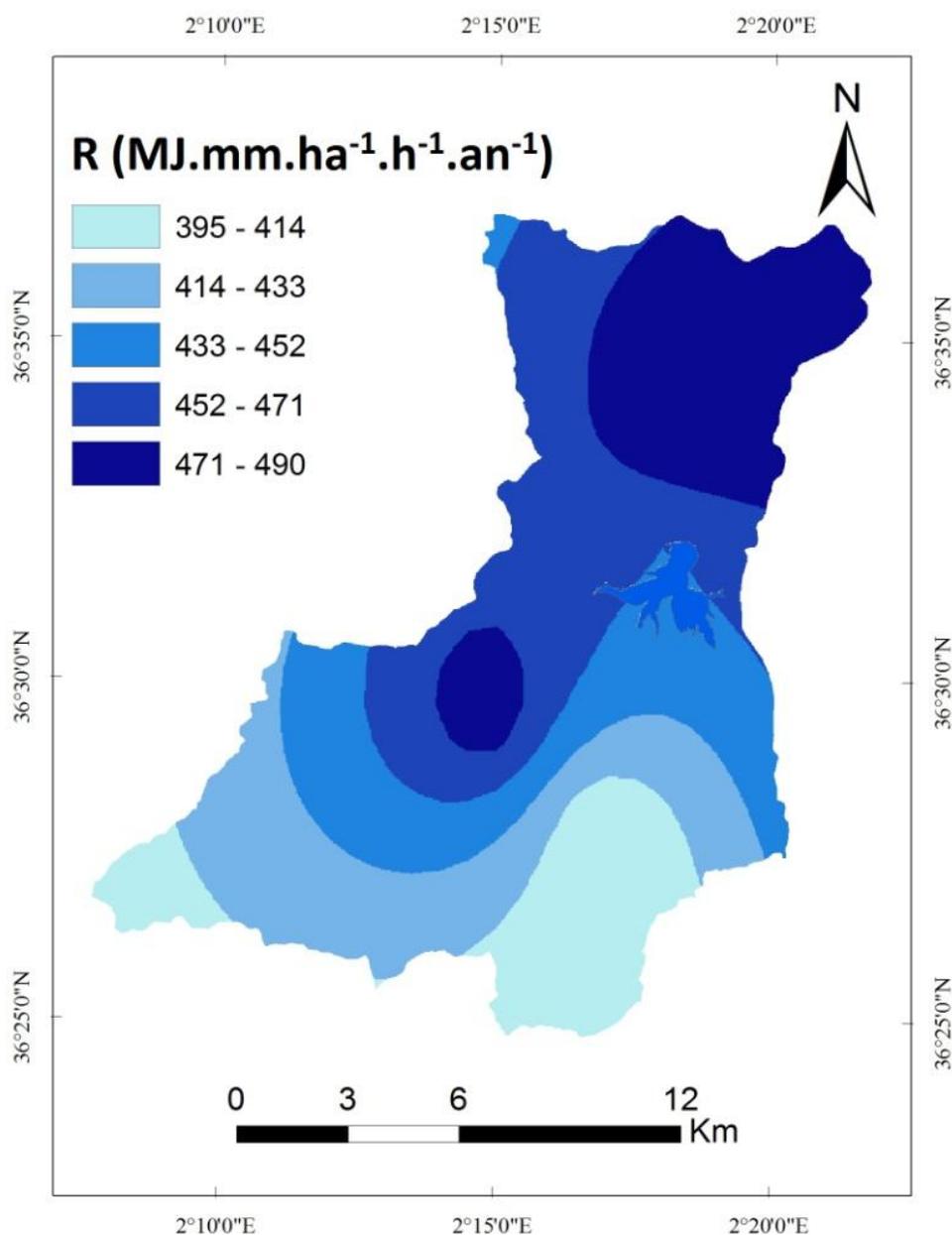


Figure 18 : Carte du facteur R-USLE

1.2. Résultats du facteur K

Le facteur K a été calculé en utilisant les données de 20 échantillons de sol prélevés à divers emplacements du bassin versant (tableau 14). Les statistiques descriptives des différents paramètres pédologiques mesurés ainsi que du facteur K sont présentées dans le tableau 15. Les résultats de ce tableau montrent que les échantillons de sol présentent un pourcentage de sable variant de 5 % (minimum) à 58 % (maximum), avec une moyenne de 28,55 %. Les valeurs de pourcentage de sable montrent une dispersion significative autour de la moyenne, indiquée par un coefficient de variation élevé de 48%. Le pourcentage d'argile dans les échantillons varie de 13 à 51 %, avec une moyenne de 35,35 %. Les valeurs d'argile ont une dispersion modérée par rapport à la moyenne, avec un coefficient de variation de 30 %. Les échantillons de sol présentent un pourcentage de limon allant de 19 à

46 %, avec une moyenne de 36,15 %. Les valeurs de limon montrent une dispersion relativement faible autour de la moyenne, avec un coefficient de variation de 21 %. Le pourcentage de matière organique dans les échantillons varie de 0,56 à 3,42 %, avec une moyenne de 1,87 %. Les valeurs de matière organique ont une dispersion importante autour de la moyenne, indiquée par un coefficient de variation élevé de 51 %. Les valeurs d'érodibilité des échantillons se situent entre 0,027 et 0,058, avec une moyenne de 0,039. L'érodibilité présente une variation relativement faible, avec un coefficient de variation de 16 %.

Tableau 14. Résultats des paramètres de sol du bassin versant de l'Oued El Hachem

N°	Longitude (degré décimal)	Latitude (degré décimal)	Sable (%)	Argile (%)	Limon (%)	Texture	MO (%)	K (t.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)
1	2,23	36,50	42	30	28	Clay Loam	1,46	0,037
2	2,22	36,48	25	49	26	Clay	0,56	0,036
3	2,33	36,58	18	43	39	Clay	3,08	0,039
4	2,26	36,61	15	44	41	Silty Clay	3,06	0,039
5	2,29	36,54	29	27	44	Loam	2,20	0,035
6	2,26	36,53	24	49	27	Clay	0,83	0,032
7	2,29	36,55	44	28	28	Clay Loam	1,19	0,035
8	2,26	36,57	27	30	43	Clay Loam	3,19	0,038
9	2,31	36,60	20	38	42	Silty Clay Loam	0,58	0,041
10	2,34	36,60	40	19	41	Loam	2,86	0,046
11	2,27	36,45	54	13	33	Sandy Loam	2,98	0,027
12	2,16	36,47	23	35	42	Clay Loam	3,42	0,035
13	2,27	36,51	23	44	33	Clay	1,35	0,037
14	2,28	36,48	18	42	41	Silty Clay	1,39	0,042
15	2,32	36,56	38	27	35	Clay Loam	1,82	0,058
16	2,19	36,49	58	23	19	Sandy Clay Loam	1,10	0,039
17	2,30	36,51	18	41	41	Silty Clay	1,05	0,043
18	2,31	36,49	19	35	46	Silty Clay Loam	1,17	0,044
19	2,30	36,58	31	39	31	Clay Loam	1,61	0,034
20	2,27	36,59	5	51	43	Silty Clay	2,48	0,035

Tableau 15. Statistiques descriptives des paramètres de sol et du facteur K

	Nombre	Minimum	Maximum	Moyenne	C. V. (%)
Sable (%)	20	5	58	28,55	48
Argile (%)	20	13	51	35,35	30
Limon (%)	20	19	46	36,15	21
MO (%)	20	0,56	3,42	1,87	51
K (t.h.MJ⁻¹.mm⁻¹)	20	0,027	0,058	0,039	16

Les résultats du facteur K présentés dans la figure 19 sont classés suivant les unités lithologiques distribuées dans le bassin versant. Ils s'étalent de 0,031 pour « schistes et calcaires », qui est l'unité la plus dominante, à 0,048 pour « marnes bleues », qu'ils s'agissent des formations très tendres et facilement érodibles. Les valeurs de K trouvés sont comparables à celles estimées dans certains bassins Tunisiens (Gaubi et *al.*, 2017 ; Chafai et *al.*, 2020).

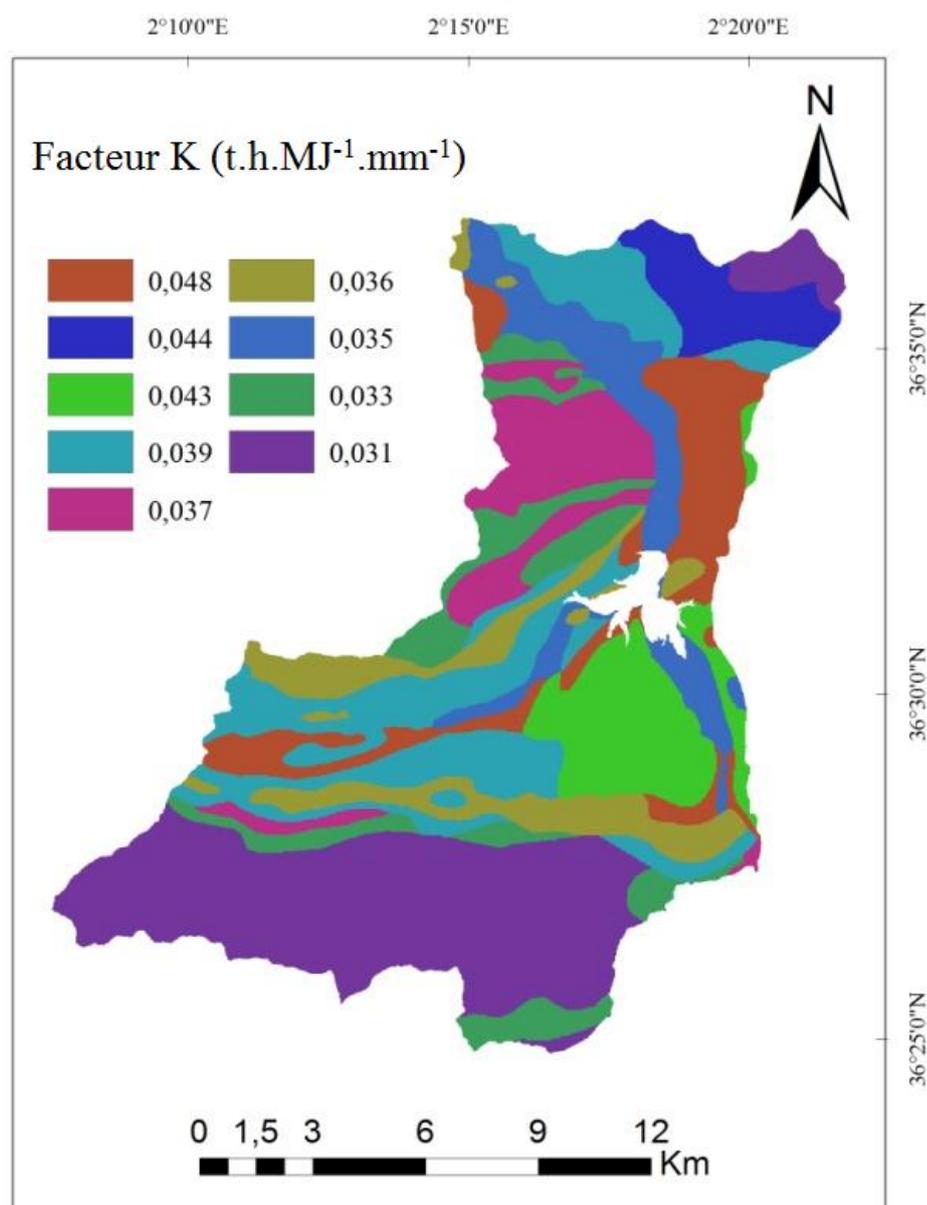


Figure 19 : Carte du facteur K-USLE

1.3. Résultats du facteur LS

L'observation du tableau 12 révèle que les valeurs de LS oscillent entre 0 et 7. L'écart entre le minimum et le maximum met en évidence une variabilité spatiale forte de ce paramètre, variabilité que confirme d'ailleurs le CV qui atteint plus de 90 %. La carte de LS illustrée à la figure 20 montre que la classe entre 0 et 1, qui représente 48% de la superficie du bassin versant (tableau 16), est concentrée dans une partie de la vallée de l'Oued El Hachem et dans les terrains plats et au sommet des collines et des montagnes. Alors que les valeurs allant de 1 à 5 se trouvent sur les versants des collines, et celles allant de 5 à 7 se trouvent le long des principaux oueds du bassin versant. La gamme des valeurs de LS est comparable à d'autres bassins versants du climat méditerranéen (Benchettouh et *al.*, 2017 ; El Jazouli et *al.*, 2017 ; Bouderbala et *al.*, 2018 ; Jemai et *al.*, 2021).

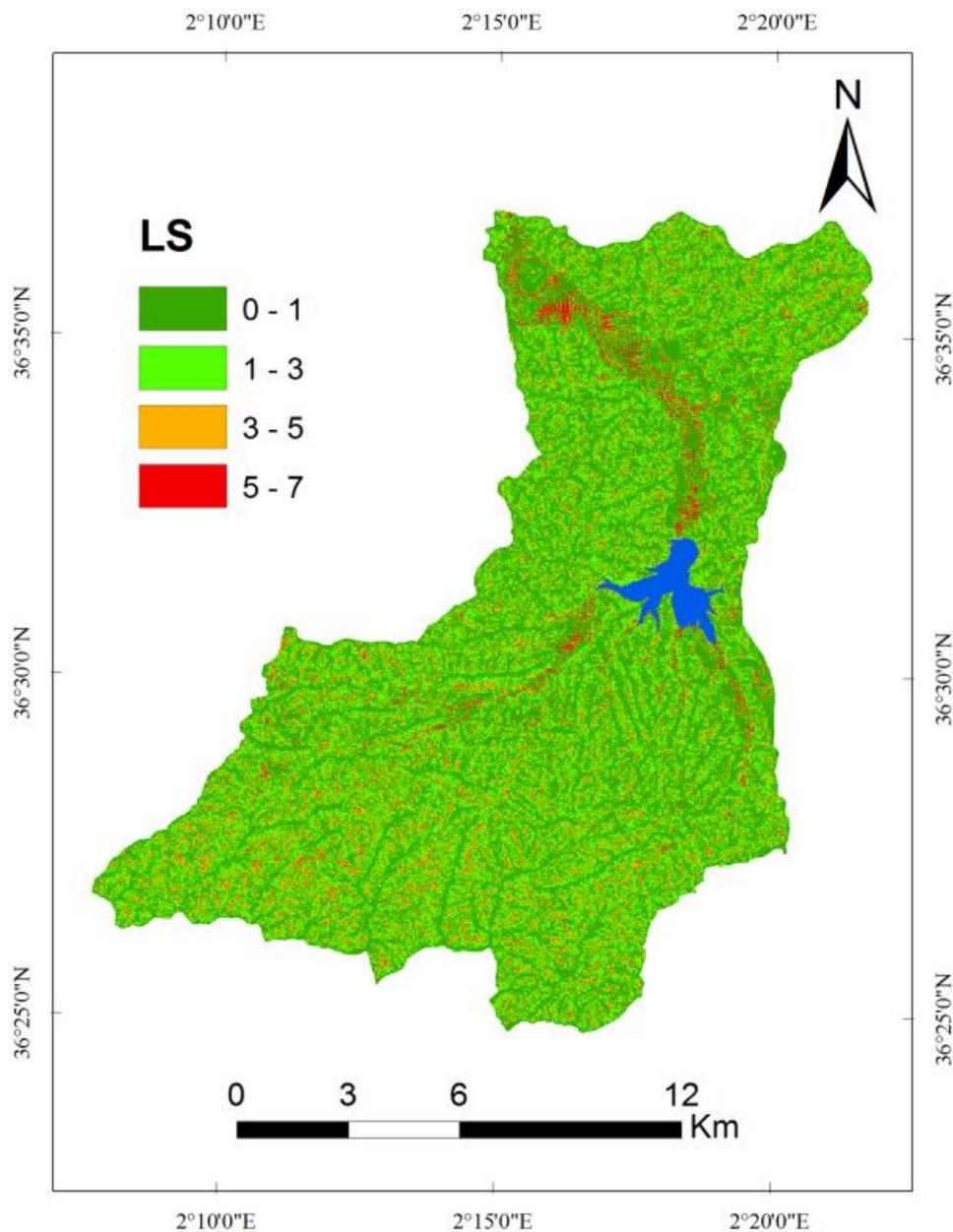


Figure 20 : Carte du facteur LS-USLE

Tableau 16. Distribution des classes de LS dans le bassin de l'Oued El Hachem

LS	Surface (ha)	Surface (%)
0 – 1	10416	48
1 – 3	7957,32	37
3 – 5	2337,16	11
5 – 7	985,16	4

1.4. Résultats du facteur C

Les valeurs de C sont comprises entre 0,08 et 0,54 avec un CV de 27% (tableau 12). Cette gamme de valeurs est comparable à celle de Nehaï et Guettouche (2020) en Algérie et d'El Garouani et *al.* (2008) au Maroc. Ce résultat traduit une variabilité spatiale moyenne de ce paramètre. D'après les résultats obtenus (Tableau 17), on observe que près de la moitié des valeurs se situent entre 0,2 et 0,3. On observe également que les valeurs extrêmes de facteur C sont faiblement réparties à travers le bassin (7% pour les valeurs inférieures à 0,15, et 10% pour les valeurs supérieures à 0,35). La lecture de la carte de facteur C (figure 21) fait ressortir que les valeurs les plus faibles se trouvent essentiellement dans la partie sud du bassin, là où se situent les massifs forestiers de haute altitude. Alors que les valeurs les plus élevées du facteur C se trouvent dans le nord et le centre du bassin, généralement occupées par les terres agricoles.

Tableau 17. Distribution des classes de C dans le bassin de l'Oued El Hachem

C	Surface (ha)	Surface (%)
< 0,15	1500,72	6,92
0,15 - 0,2	3375,28	15,56
0,2 - 0,25	5008,64	23,09
0,25 - 0,3	5032,68	23,20
0,3 - 0,35	4533,36	20,90
> 0,35	2244,96	10,35

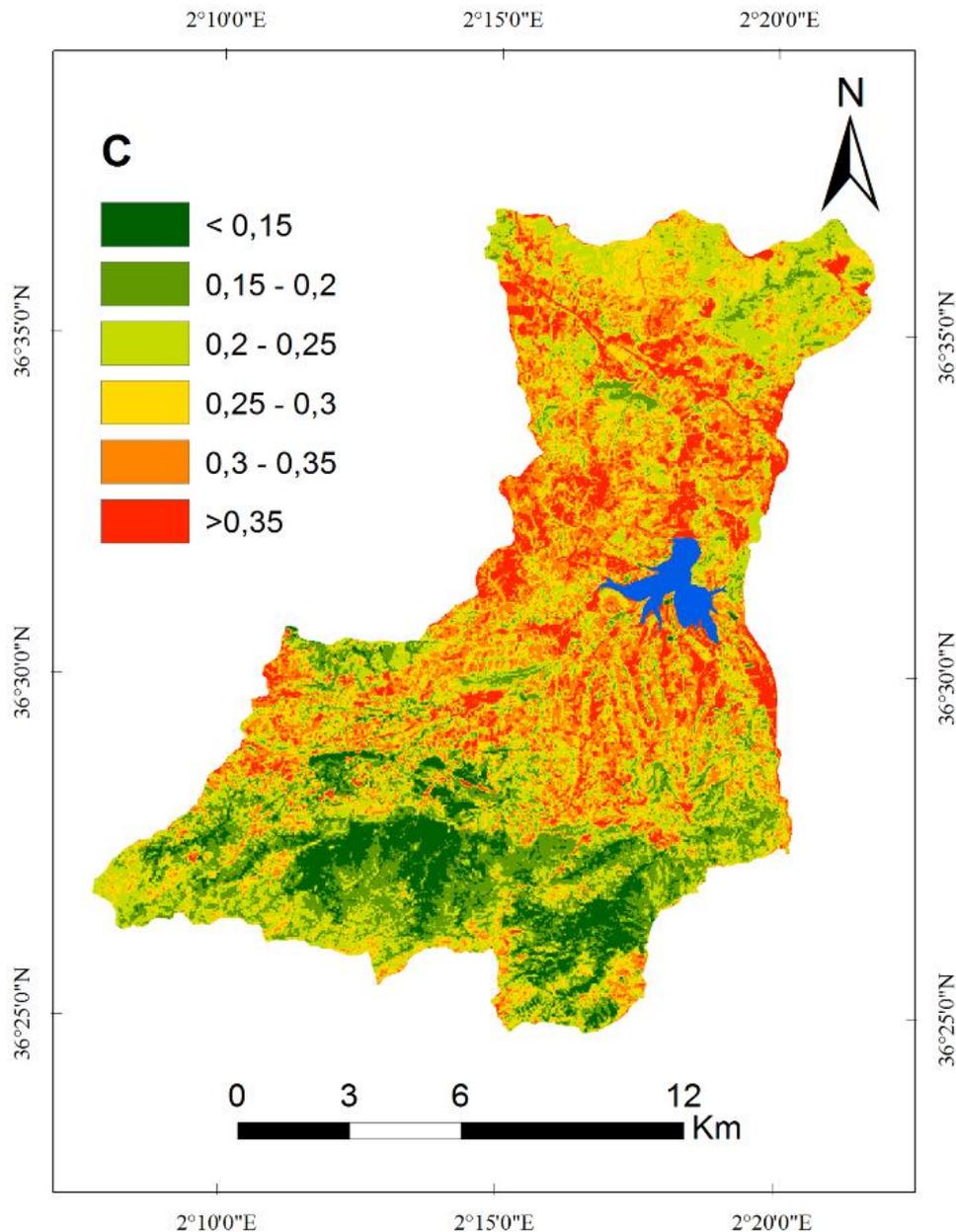


Figure 21 : Carte du facteur C-USLE

1.5. Résultats des pertes en sol

L'érosion moyenne (A) de l'ensemble du bassin versant de l'Oued El Hachem est de $19,4 \text{ (t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$. Les pertes en sol minimales et maximales sont respectivement de 0 et $68 \text{ (t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$. Cette étendue montre une grande variabilité spatiale à travers le bassin versant. Ce résultat est approuvé par un CV de 102 % (tableau 12). La perte totale de sol de la zone d'étude est de $426800 \text{ (t.an}^{-1})$. Les valeurs annuelles de perte de sol ont été classées en cinq classes d'érosion selon la classification adoptée par Mandal et Sharda (2013). D'après le tableau 18 on observe que 51% de la zone d'étude a une très faible érosion avec des taux inférieurs à $5 \text{ (t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$, tandis que les terres à érosion extrêmement sévère ($> 40 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) ne représentent qu'une superficie négligeable (0,5%) par rapport à l'ensemble du bassin

versant. Les classes légères et modérées représentent respectivement 23% et 19% du bassin versant, tandis que 6,5% des terres présentent des taux d'érosion sévères. A partir de la figure 22, on observe clairement que les pertes sévères et extrêmement sévères sont principalement concentrées dans les zones traversées par les différents oueds du bassin versant et dans la partie nord et centrale du bassin versant. Alors que les pertes légères et très légères se trouvent dans les dépressions, les terrains plats et dans la partie sud du bassin où les montagnes sont couvertes d'une végétation permanente.

Tableau 18. Classes d'érosion et superficie de chaque classe

A (t.ha⁻¹.an⁻¹)	Classes d'érosion (Mandal et Sharda, 2013)	Surface (ha)	Surface (%)
0 – 5	Très légère	11014	51
5 – 10	Légère	5022	23
10 – 20	Modérée	4088	19
20 – 40	Sévère	1462	6,5
40 – 68	Extrêmement sévère	110	0,5

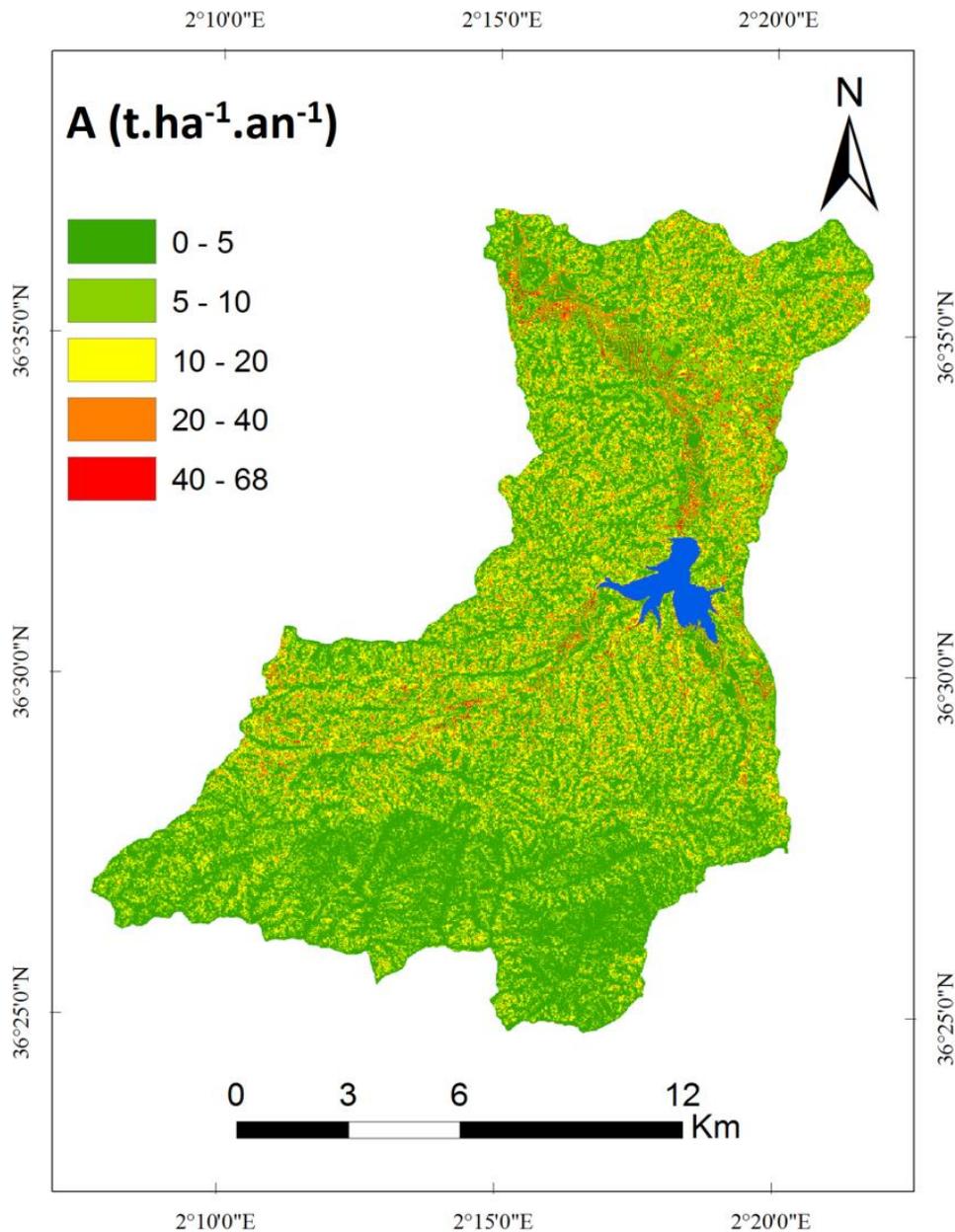


Figure 22 : Carte des pertes en sol dans le bassin

1.6. Influence de chaque facteur sur les pertes en sol

D'après la figure (23.a), on remarque que le gradient des pertes moyennes est ascendant en allant vers les valeurs de R les plus élevées. Cela nous indique que l'érosivité de la pluie a une influence très hautement significative sur l'érosion avec un coefficient de corrélation ($r= 0,988$; $p< 0,01$) (tableau 19). Cette influence peut être marquée dans le diagramme de distribution des pertes totales où nous trouvons que les deux dernières classes de R contribuent à environ 50 % des pertes totales. Concernant le facteur K, on remarque que la relation entre A moyenne et K est positive mais non significative ($r= 0,914$; $p= 0,086$) (tableau 19). En effet, malgré que l'érosion moyenne augmente parallèlement avec K, on observe que les trois dernières classes de K contribuent à des mêmes pourcentages de pertes totales (figure 23.b). Quant au facteur LS, la corrélation avec A moyenne est positive et très

hautement significative avec un r de 0,999 ($p < 0,01$) (tableau 19). Le diagramme de A moyenne fait ressortir une distribution ascendante de forme exponentielle (figure 23.c). On observe que les deux dernières classes de LS contribuent à plus de 60 % des pertes totales. Le diagramme de distribution de A moyenne en fonction des classes de C est de forme ascendante (figure 23.d). On constate que les deux premières classes contribuent à moins de 30 % des pertes totales, néanmoins 50% des pertes totales sont concentrées dans les deux dernières classes. La corrélation entre A moyenne et C est très hautement significative ($r = 0,980$; $p < 0,01$) (tableau 19).

Tableau 19. Matrice de corrélation entre A moyenne et les différents facteurs de l'USLE

	A moyenne	
	r	p
R moyenne	0,988**	< 0,01
K moyenne	0,914	0,086
LS moyenne	0,999**	< 0,01
C moyenne	0,980**	< 0,01

** : la corrélation est significative au niveau 0,01

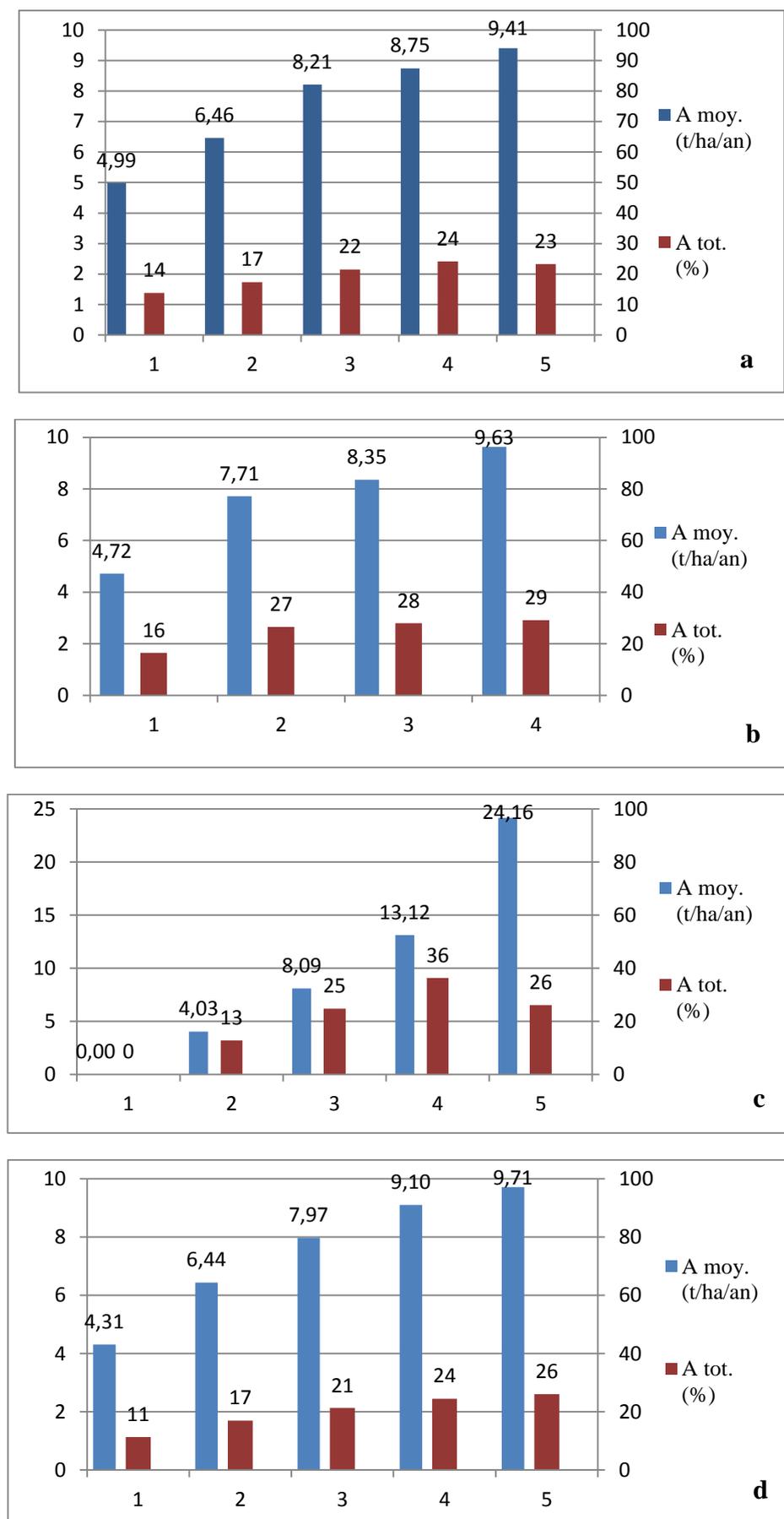


Figure 23 : Distribution des pertes moyennes et totales en fonction de R (a), K (b), LS (c), et C (d)

1.7. Validation des résultats

Les résultats sont validés en comparant la perte moyenne de sol issue du modèle empirique USLE avec le taux d'envasement annuel du barrage de Boukourdane. Selon Remini et Mokeddem (2018), cette valeur est estimée à 0,3 million de ($\text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$). Considérant une densité des sédiments du barrage de $1,6 \text{ kg} \cdot \text{dcm}^{-3}$ (Tadrist et *al.* 2016), on obtient ainsi un taux d'envasement de 480000 ($\text{t} \cdot \text{an}^{-1}$). Sur la base de la superficie du bassin versant du barrage de Boukourdane qui est de 17700 ha (Remini et Mokeddem, 2018), le taux d'envasement annuel devient égal à 27 ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Ainsi, la valeur moyenne de perte de sol estimée par le modèle USLE est inférieure aux données mesurées avec une différence de 7,6 ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Cela peut s'expliquer par le fait que l'estimation du modèle USLE est limitée à l'érosion en nappes et en rigoles, alors qu'elle ignore l'érosion en ravines et les mouvements de masse, ainsi que le dépôt de sédiments dans la zone modélisée (Merritt et *al.*, 2003). De la même manière, Guo et *al.* (2019) affirment que le dépôt et la connectivité des sédiments ne sont pas pris en compte dans l'estimation par le modèle USLE. Cependant, cette différence est qualifiée comme acceptable dans le cadre des études d'érosion, de sorte qu'elle se situe dans la gamme qui détermine la tolérance des pertes en sol, qui va de 2 à 11 ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) (Osman, 2014).

1.8. Discussion

La perte moyenne de sol obtenue à partir de notre étude appartient à la gamme des valeurs d'érosion en nappe mesurées en Algérie, qui vont de 0,1 à 20 ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) (Roose et *al.*, 2000). La comparaison des différentes valeurs de A trouvées dans le bassin versant avec les valeurs correspondantes de chaque facteur de l'USLE a donné des explications évidentes. En effet, les endroits à faible taux d'érosion sont caractérisés par des pentes très faibles et des sols bien structurés protégés par une végétation dense. Cependant, les endroits qui portent des valeurs plus élevées sont situés sur des pentes nues ou dans des terres fragiles sur lesquelles pousse peu de végétation. Il est clair que la nature accidentée du bassin versant qui se traduit par un relief très complexe est la cause des taux d'érosion élevés. La relation entre A et LS est significative ($p < 0,01$) avec un coefficient de corrélation (r) de 0,999. Roose (2010) a affirmé que sur les pentes raides, la capacité de charge du ruissellement sera plus grande qu'au contact des pentes douces. Selon Yjjou et *al.* (2012), l'érosion des sols augmente de façon exponentielle avec le degré de pente. Concernant le facteur R, vue la variabilité spatio-temporelle de ce facteur dans la méditerranée, y compris notre région (Diodato, 2006; Diodato et Soriano, 2014), il ressort l'influence significative de l'agressivité climatique sur l'érosion. En effet, la corrélation entre A et R est significative ($p < 0,01$) avec un r de 0,988. Apaydin et *al.* (2006) ont approuvé que la nature de la variabilité spatiale des précipitations puisse affecter la répartition de la perte de sol par son influence directe sur le ruissellement et le transport des sédiments. La corrélation entre A et C est significative ($r = 0,98$; $p < 0,01$). En effet, les zones représentées par les valeurs de C les plus élevées ($> 0,35$), et qui sont occupées par des sols nus et des jachères favorisent l'action érosive, contrairement aux zones occupées par un couvert végétal permanent. Ce dernier intervient dans le processus érosif en interceptant les gouttes de pluie et en atténuant l'érosion des sols (Zhou et *al.*, 2008), et sa dégradation par l'action humaine (déforestation, défrichement,

surpâturage, pratiques culturelles) contribue à l'accélération de l'érosion (El Hage Hassan et *al.*, 2018).

Les résultats de la perte de sol sont cohérents avec les résultats d'autres régions méditerranéennes. Toubal et *al.* (2018) ont révélé une perte de sol moyenne de 16,75 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) dans le bassin versant de l'Oued Sahouat en Algérie (superficie= 2140 km^2). Ce résultat a mis en évidence l'impact de différents facteurs d'érosion, principalement le facteur LS et le facteur R ; de sorte que le facteur R est compris entre 324 et 535 ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$). De plus, les valeurs de perte de sol les plus élevées sont associées à des pentes abruptes de plus de 25 % et dans des zones comprises entre 600 et 1000 m d'altitude. Ils ont observé en moyenne que la zone d'étude présente une faible érosion hydrique due aux pratiques agricoles et à la couverture végétale dans 87,18 % de la superficie du bassin versant. Elaloui et *al.* (2017) ont obtenu une perte en sol moyenne de 15,44 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) dans le bassin versant amont de Tessaoute au Maroc (superficie= 48070 km^2). Dans cette région, l'érosion est principalement déterminée par la topographie, avec 90% de la zone connaissant des taux compris entre 0 et 1 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) se produisant dans les zones de basse altitude et à faible pente. Les zones à fortes pentes sont plus susceptibles d'avoir des classes de risque élevé (50 – 250 $t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$). Alexakis et *al.* (2013) ont trouvé des résultats très proches de notre étude. Ils ont estimé une perte moyenne de 20,95 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) dans le bassin versant de Yialias à Chypre (superficie= 110 km^2). Ils ont indiqué que les zones à forte pente situées dans la partie sud-ouest du bassin versant, ainsi que les zones plates, présentaient des taux d'érosion élevés. Selon Benchettouh et *al.* (2017), la perte moyenne de sol dans le bassin versant de l'Oued Mina au nord-ouest de l'Algérie (superficie= 4800 km^2), a été estimée à 11,2 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$). Le risque d'érosion constaté est souvent faible dans les régions à fort couvert végétal.

2. Estimation de l'érosion des sols et du rendement en sédiments dans le bassin versant de l'Oued El Hachem (Algérie) en utilisant l'approche RUSLE-SDR

Les facteurs de perte de sol décrits dans le modèle RUSLE ont été étudiés pour mieux comprendre l'intensité et la distribution géographique de ce processus dans la zone d'étude.

2.1. Résultats du facteur R

Nous avons utilisé six (06) stations pluviométriques situées sur l'ensemble du bassin versant (tableau 20) qui disposent des données nécessaires pour calculer le facteur R à l'aide de l'équation (10). Le nombre d'années de données climatiques enregistrées varie entre 22 et 46, avec des données collectées de 1967 à 2014. Une valeur moyenne annuelle du facteur R a été calculée pour chaque station pluviométrique. En conséquence, la carte du facteur R a été générée en utilisant la méthode d'interpolation IDW.

Tableau 20. Données des stations pluviométriques

Données	Menaceur	Bellah	Bordj Ghobrini	Iazabene	Barrage de Boukourdane	Sidi Amar
Période d'enregistrement	1967-2012	1973-2013	1968-2011	1968-2011	1987-2014	1969-1990
Nombre d'années	46	41	44	44	28	22
Longitude (DD)	2,23	2,24	2,26	2,28	2,3	2,3
Latitude (DD)	36,49	36,61	36,6	36,47	36,54	36,56
Altitude (m)	250	20	15	420	110	45
MFI (mm)	88	99	123	158	105	121
Pjmax (mm)	74	58	53	49	63	60
R moy. annuelles (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.an⁻¹)	470	444	458	409	454	490

Les valeurs du facteur R sont comprises entre 409 et 490, indiquant un niveau élevé d'érosivité des précipitations. Les valeurs les plus élevées sont situées dans le nord du bassin versant et elles diminuent progressivement vers le sud (Figure 24).

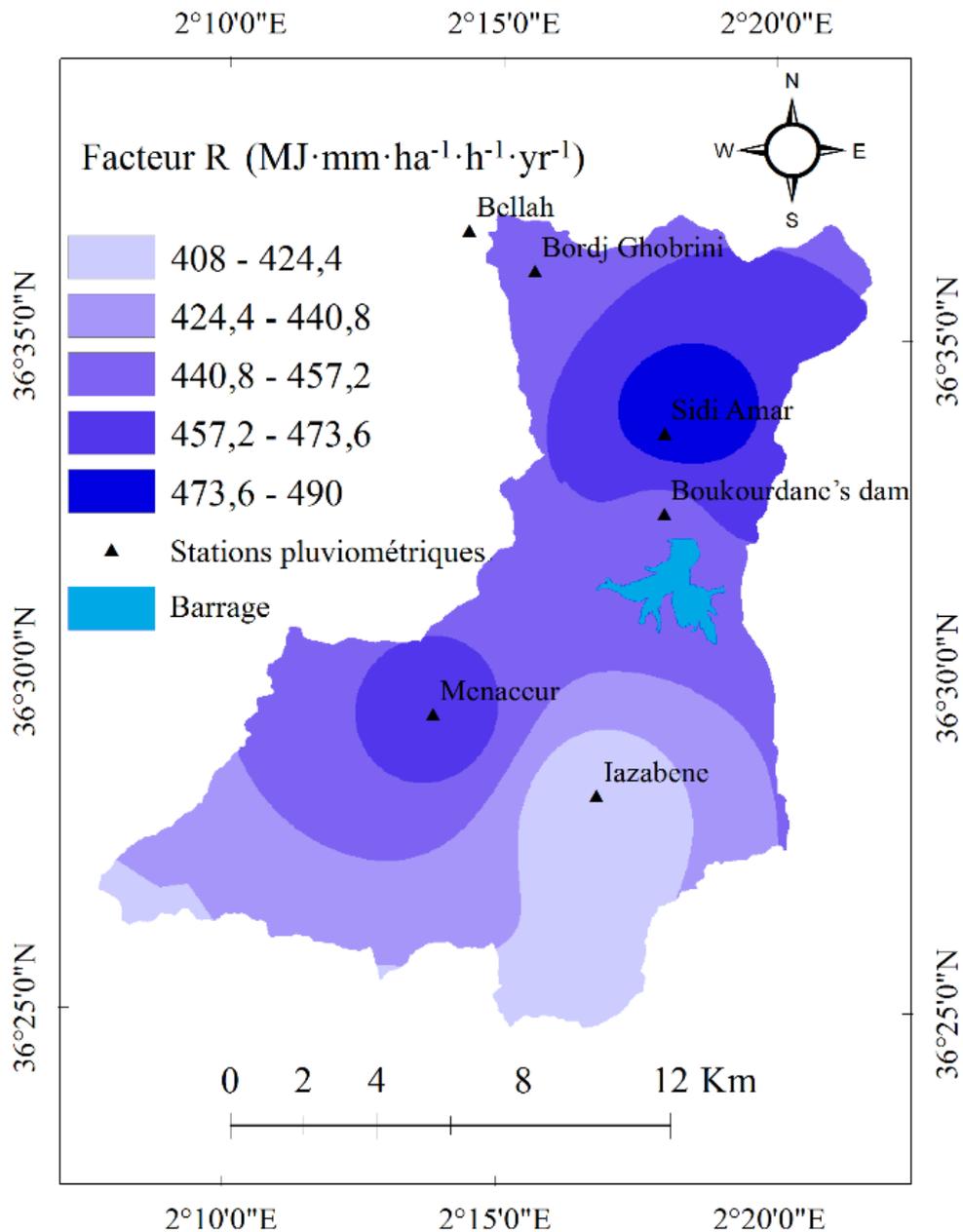


Figure 24 : Carte du facteur R-RUSLE

2.2. Résultats du facteur K

Le facteur K a été calculé en utilisant les données de 20 échantillons de sol collectés à différents endroits du bassin versant. La méthode d'interpolation IDW a été utilisée pour générer la carte de ce facteur.

Les résultats du facteur K sont compris entre 0,027 et 0,058. Les valeurs les plus élevées indiquant un très haut niveau d'érodibilité (entre 0,0394 et 0,058) sont localisées dans le nord et l'est du bassin versant, tandis que celles montrant une très faible érodibilité (moins de 0,0332) sont trouvées dans le sud (Figure 25). Ce résultat a mis en évidence l'effet des propriétés intrinsèques du sol sur le facteur K. On note que les sites avec une érodibilité

très élevée ont soit une faible teneur en matière organique (cas du site 9), soit une forte teneur en limon (cas des sites 14 et 17), soit les deux en même temps (cas du site 15) (tableau 14). Cependant, certains sites présentent une teneur élevée en limon mais des valeurs de K faibles. Cela est dû à des taux relativement élevés en matière organique (sites 5, 8 et 12). Comme la matière organique, le sable a joué un rôle important dans la réduction de l'érodibilité du sol. Ceci est particulièrement apparent aux sites 7, 11 et 16, où le pourcentage de sable est supérieur ou égal à 44% alors que K est inférieur à 0,039.

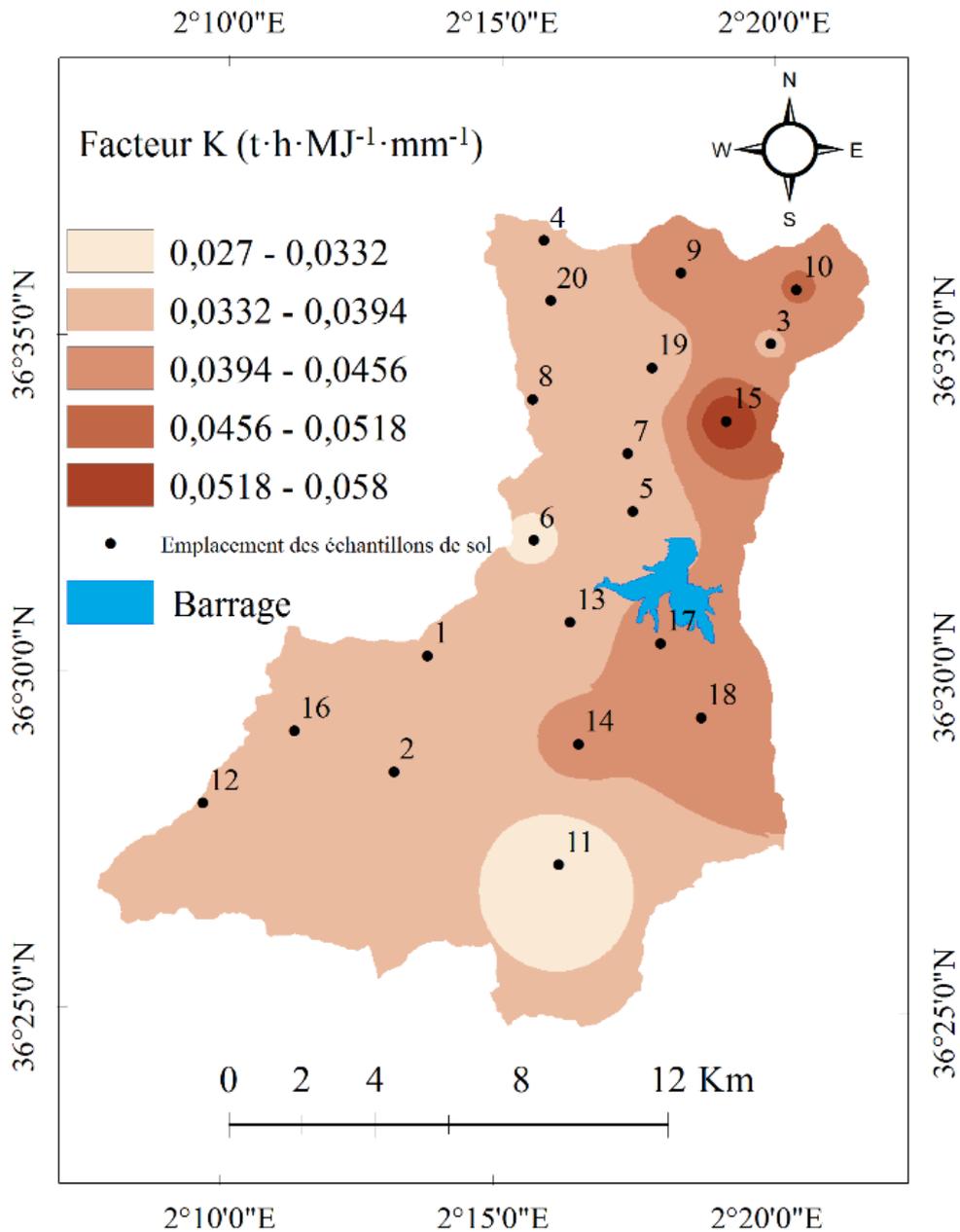
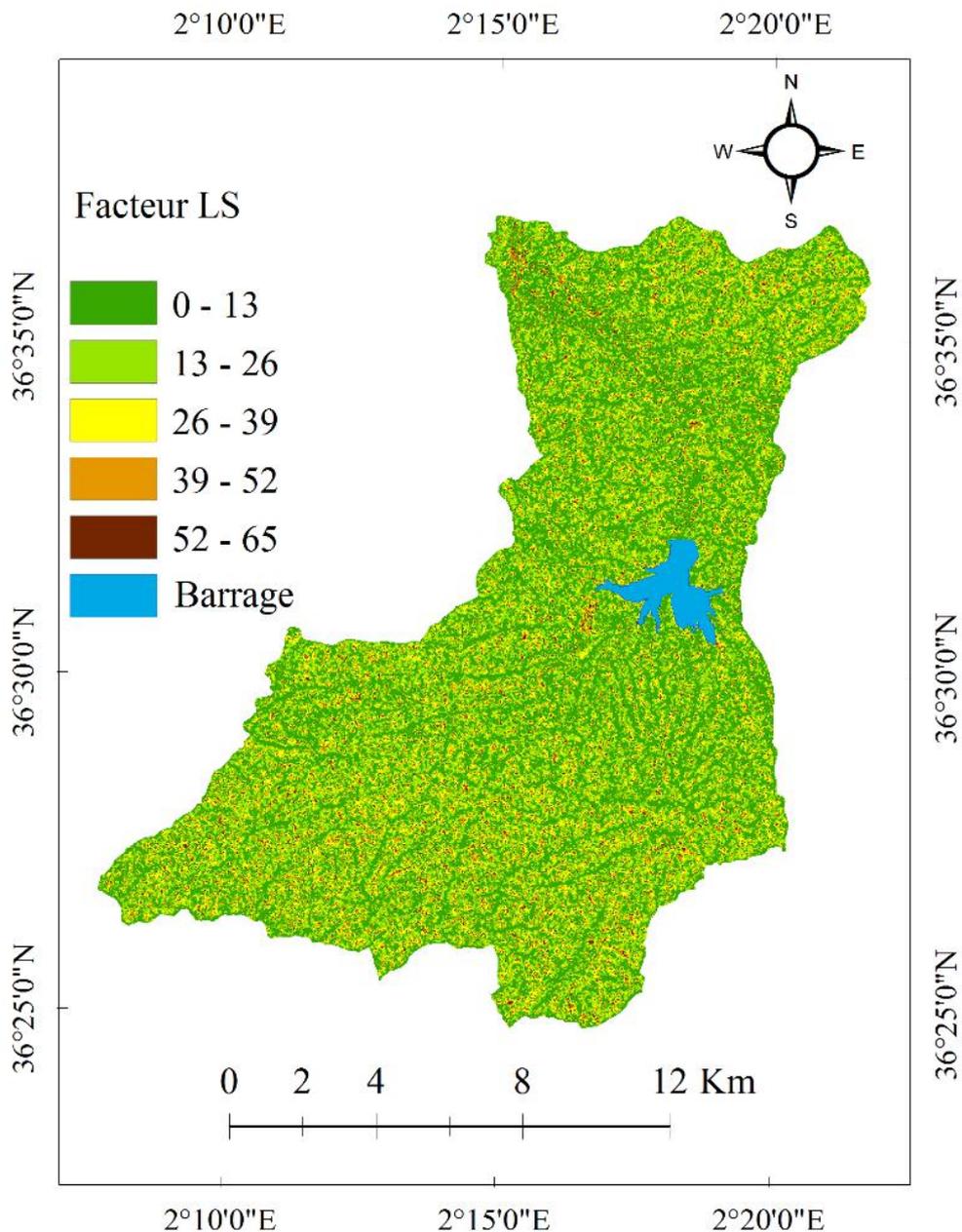


Figure 25 : Carte du facteur K-RUSLE

2.3. Résultats des facteurs LS et C

Les valeurs du facteur LS sont comprises entre 0 et 65. L'irrégularité de la longueur de la pente et son inclinaison ont influencé la distribution du facteur LS dans le bassin versant (Figure 26). En effet, les valeurs les plus élevées sont situées dans les vastes zones à pentes

régulières, c'est-à-dire les plaines inondables, les dépressions et les plateaux à pentes douces, tandis que les valeurs les plus faibles sont situées dans les zones à pentes irrégulières et dans les terrains plats sans pente. Les valeurs du facteur C sont comprises entre 0,072 et 0,58. Les classes de facteur C ont été reconnues en fonction du type d'utilisation des terres (Figure 27). La classe inférieure à 0,173 est représentée par les forêts. Elle est principalement située dans la partie sud du bassin versant, mais on la trouve également dans les parties centrale et nord du bassin versant. La classe de 0,173 à 0,274 représente les maquis et les terres agricoles. Les valeurs comprises entre 0,274 et 0,376 sont représentées par les parcours, les jachères et les forêts incendiées. Enfin, les zones bâties et les sols nus sont représentés par la classe supérieure à 0,376.



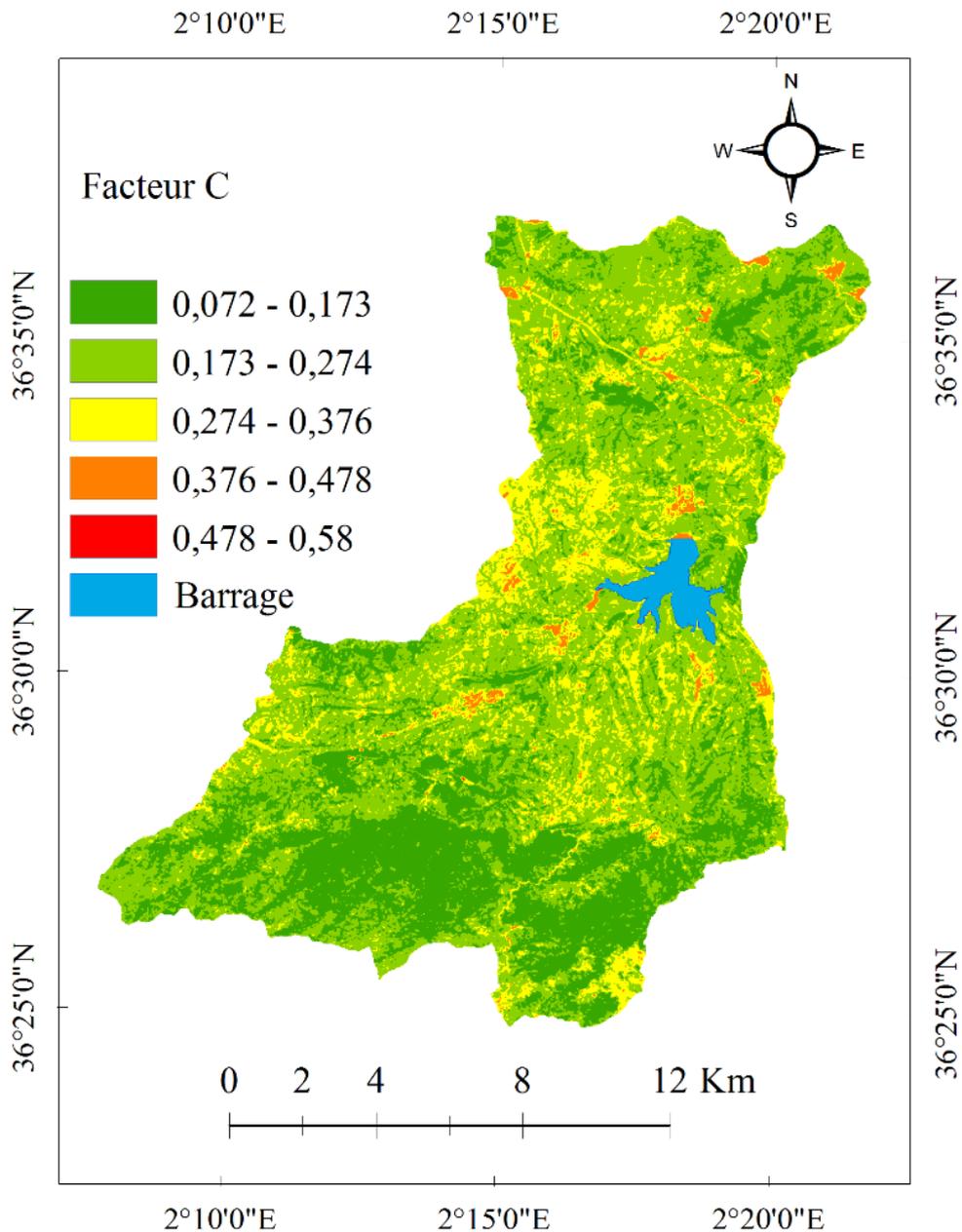


Figure 27 : Carte du facteur C-RUSLE

2.4. Résultats des pertes en sol, de la SDR et du rendement en sédiments

Les résultats de la perte de sol (A) dérivés du modèle RUSLE sont compris entre 0 et 410. La distribution de A sur la carte (Figure 29) montre que des valeurs faibles (moins de $30 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) sont trouvées dans les zones occupées par des forêts, en particulier dans le Sud, où l'agressivité climatique est relativement faible. Les pertes de sol les plus élevées (plus de $120 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) sont localisées dans les plaines inondables, plus précisément à l'exutoire du bassin versant et à l'ouest du barrage. Elles ont également été constatées dans les sols nus et les zones incendiées. La perte moyenne annuelle de sol dans le bassin versant de l'Oued El Hachem est de $52 \text{ (t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1})$.

La comparaison du SY_{est} dérivé des résultats de la RUSLE-SDR avec le SY_{obs} a permis de sélectionner le modèle de SDR le plus approprié. Cette sélection est basée sur les taux les plus bas d'erreur standard (SE), d'écart standard (SD) et de coefficient de variation (CV), ainsi que sur le taux le plus élevé d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE). SY_{obs} est dérivé d'un relevé bathymétrique du barrage de Boukourdane réalisé par l'Agence Nationale des Barrages et Transferts (ANBT) en 2005, ainsi que des prévisions d'évolution de l'envasement selon la formule de Chamov (Demmak, 2010). D'après Saoud et Meddi (2022), et en fonction des résultats de Remini et Mokeddem (2018), sur le taux d'envasement annuel du barrage de Boukourdane, le SY_{obs} dans le bassin versant de l'Oued El Hachem a été prédit à 27 ($t.ha^{-1}.an^{-1}$). Les résultats du tableau 21 montrent que les valeurs de SY_{est} varient de 6 à 36 ($t.ha^{-1}.an^{-1}$). On peut constater que le SY_{est} dérivé du modèle de Renfro (1983) est le plus proche du SY_{obs} . En effet, SY_{est} est d'environ 27 ($t.ha^{-1}.an^{-1}$) avec SE, SD, CV et NSE de 0,38, 0,02, 0,07 et 1,00, respectivement. De même, la figure 28 montre clairement que le modèle de Renfro est le meilleur des quatre modèles testés, qui a donné de résultat similaire lorsqu'il a été comparé aux données observées. Après avoir sélectionné le modèle SDR approprié et en utilisant l'équation 6, la carte SY pour l'ensemble du bassin versant de l'Oued El Hachem a été développée en utilisant le modèle SDR de Renfro et la valeur A pour chaque pixel (Figure 29). Selon la carte, les zones de production de sédiments sont principalement concentrées dans le nord-est du bassin, à l'exutoire du bassin et dans les affluents du barrage.

Tableau 21. Résultats des modèles SDR et de SY_{est}

modèles SDR	SDR	SY_{est}	SE (%)	SD	CV (%)	NSE
Maner (1962)	0,69	36	24,29	1,67	6,16	0,90
Vanoni (1975)	0,25	13	110,54	2,73	10,08	0,72
SCS (1983)	0,11	6	377,86	4,12	15,18	0,37
Renfro (1983)	0,52	27	0,38	0,02	0,07	1,00

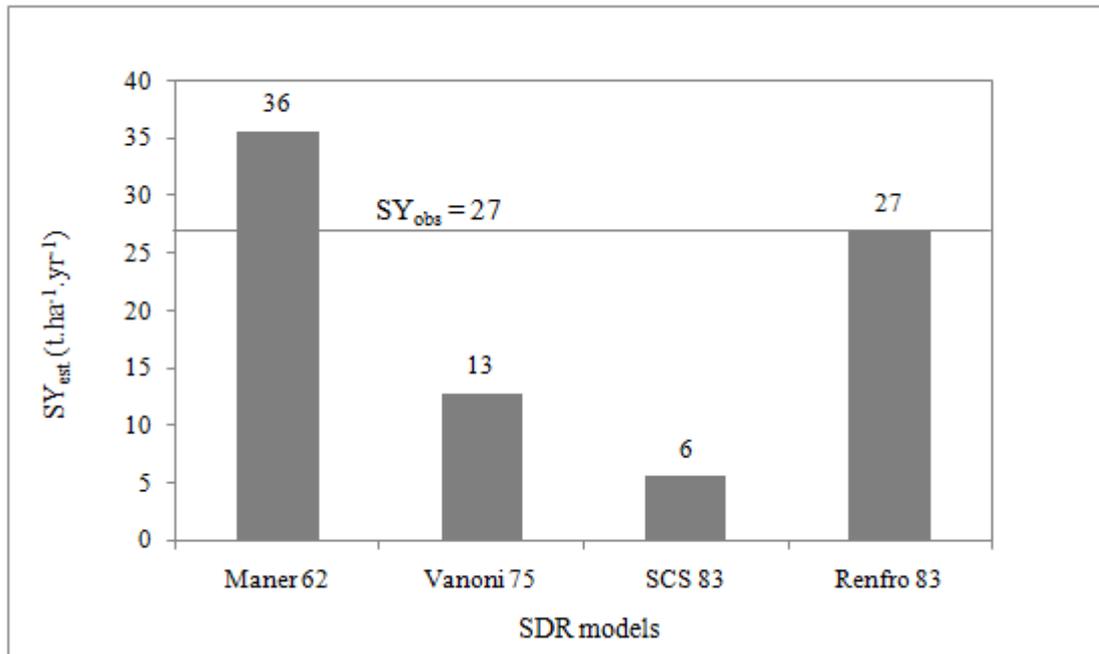


Figure 28 : SY estimé à partir des modèles SDR vs SY observé

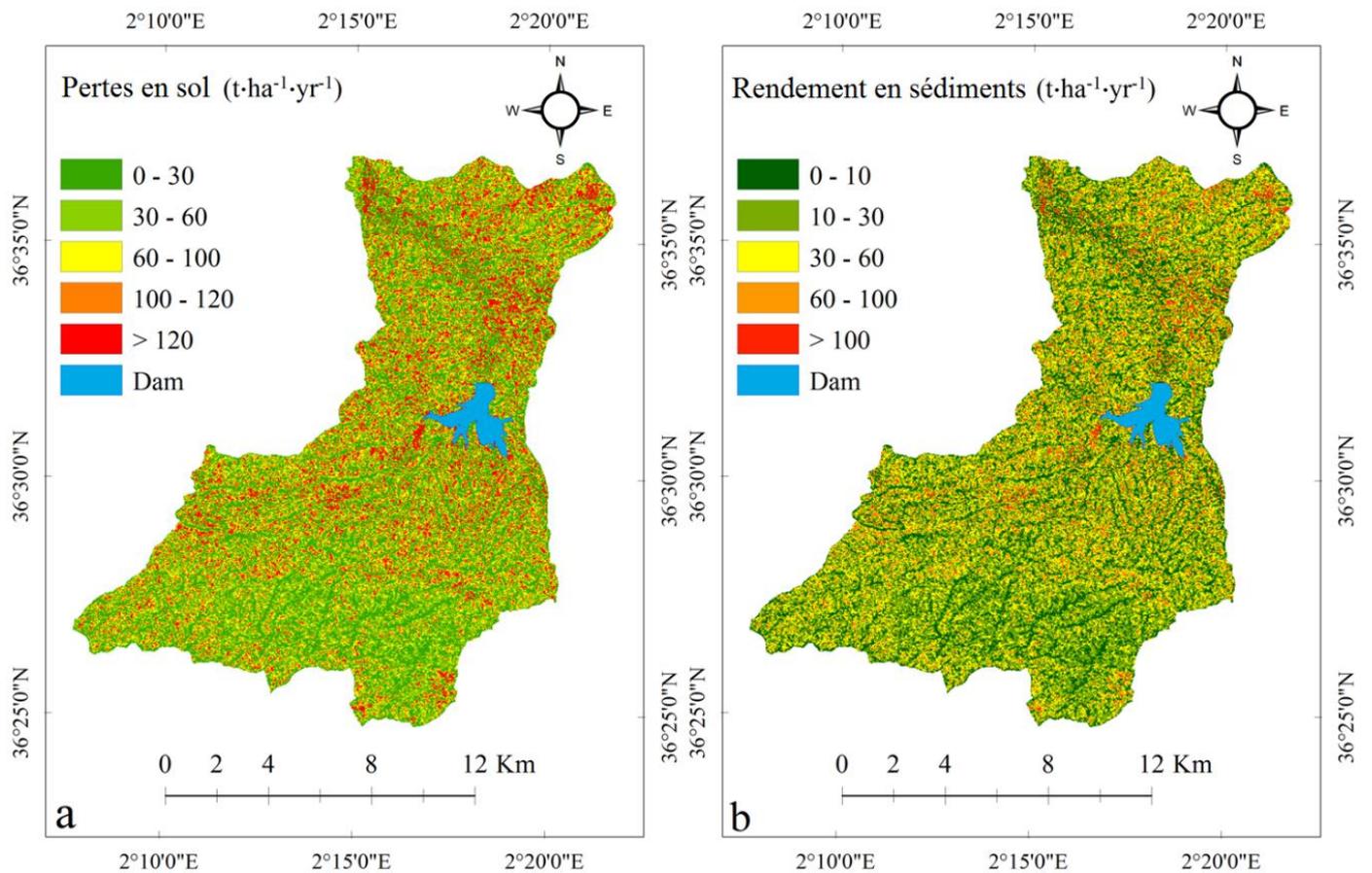


Figure 29 : Distribution spatiale de la perte moyenne annuelle de sol (a) et du rendement en sédiments (b)

2.5. Simulations de perte de sol (A) et de rendement en sédiments (SY) en années sèches et pluvieuses

Pour étudier l'importance du facteur R et son impact sur A et SY, le modèle RUSLE-SDR a été utilisé pour estimer A et SY pour les années sèches et pluvieuses. Ceci a été obtenu en faisant varier les valeurs du facteur R, tout en gardant les autres facteurs constants. Les années sèches et pluvieuses ont été sélectionnées à partir des données des six (06) stations pluviométriques, et chaque station a été traitée séparément. Ainsi, les années avec des précipitations (P) les plus faibles ont été considérées comme des années sèches et les années avec P les plus élevées ont été considérées comme des années pluvieuses. Les paramètres des stations pluviométriques utilisées pour simuler R dans les deux années sont présentés dans le tableau 22.

Tableau 22. Données des stations pluviométriques utilisées pour simuler R dans l'année sèche et pluvieuse

Station	Menaceur		Bellah		Bordj Ghobrini		Iazabene		Barrage Boukourdane		Sidi Amar		
	Année Sec./Pl.	Sec.	Pl.	Sec.	Pl.	Sec.	Pl.	Sec.	Pl.	Sec.	Pl.	Sec.	Pl.
Désignation	1989	1971	1996	1973	1993	1972	1989	1972	1987	2004	1989	1984	
IFM	53	167	39	145	49	114	36	113	37	112	54	135	
Pjmax (mm)	26,1	117,8	35,2	62,6	39,2	72,8	18,7	86	31,3	53,5	46,1	127,3	
P (mm)	317	1021	289	858	273	840	196	817	321	687	317	790	
R (MJ.mm.ha⁻¹.an⁻¹)	130	1018	172	577	216	605	76	601	137	401	252	1082	

Les résultats de la simulation montrent que pendant l'année pluvieuse, A et SY sont plus élevés que la moyenne (60 et 31 contre 52 et 27, respectivement), alors qu'ils sont plus bas que la moyenne pendant l'année sèche (45 et 23 contre 52 et 27, respectivement) (tableau 23). Ce résultat devient clair lorsqu'on le compare aux valeurs de R et de P qui ont augmenté de l'année sèche à la moyenne et ensuite à l'année pluvieuse (tableau 23). En effet, le R moyen dans les trois situations est de 149, 414 et 820 MJ.mm.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement. Le même comportement peut être observé dans le cas des précipitations moyennes (245, 532 et 832 mm, respectivement). La différence en R et P entre les années sèches et les années pluvieuses est de 671 et 587, respectivement. En raison de cette fluctuation, les moyennes de A et SY ont augmenté de 15 et 8 (t.ha⁻¹.an⁻¹), respectivement. Ce résultat implique que l'érosivité des pluies a un effet sérieux sur l'érosion et le rendement en sédiments. Les figures 30 et 31 et le tableau 24 détaillent davantage la différence entre les années sèches et les années pluvieuses. En effet, la distribution de A dans l'année sèche a montré que la classe inférieure à 30 (t.ha⁻¹.an⁻¹) se trouve dans 76% du bassin versant. Cependant, en année pluvieuse, cette classe ne représente que 27% du bassin versant, alors que la classe supérieure à 100 (t.ha⁻¹.an⁻¹) représente 45% du bassin versant. Dans le cas de SY, la classe inférieure

à 10 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) représente 63% du bassin en année sèche, mais seulement 24% en année pluvieuse. En revanche, la classe supérieure à 30 ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) couvre 61 % du bassin en année pluvieuse, contre 7 % en année sèche.

Tableau 23. Valeurs moyennes de A et de SY pour une année sèche, une année pluvieuse et en moyenne annuelle

	A ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$)	SY ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$)	R ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$)	P (mm)
Moyenne	52	27	414	532
Année sèche	45	23	149	245
Année pluvieuse	60	31	820	832

Tableau 24. Distribution des classes A et SY en année sèche et en année pluvieuse

Surface de A (%)			Surface de SY (%)		
Classes	Année sèche	Année pluvieuse	Classes	Année sèche	Année pluvieuse
0 – 30	76	27	0 - 10	63	24
30 – 60	17	12	10 - 30	30	14
60 – 100	5	17	30 - 60	6	24
100 – 120	1	8	60 - 100	1	20
> 120	1	37	> 100	0	17

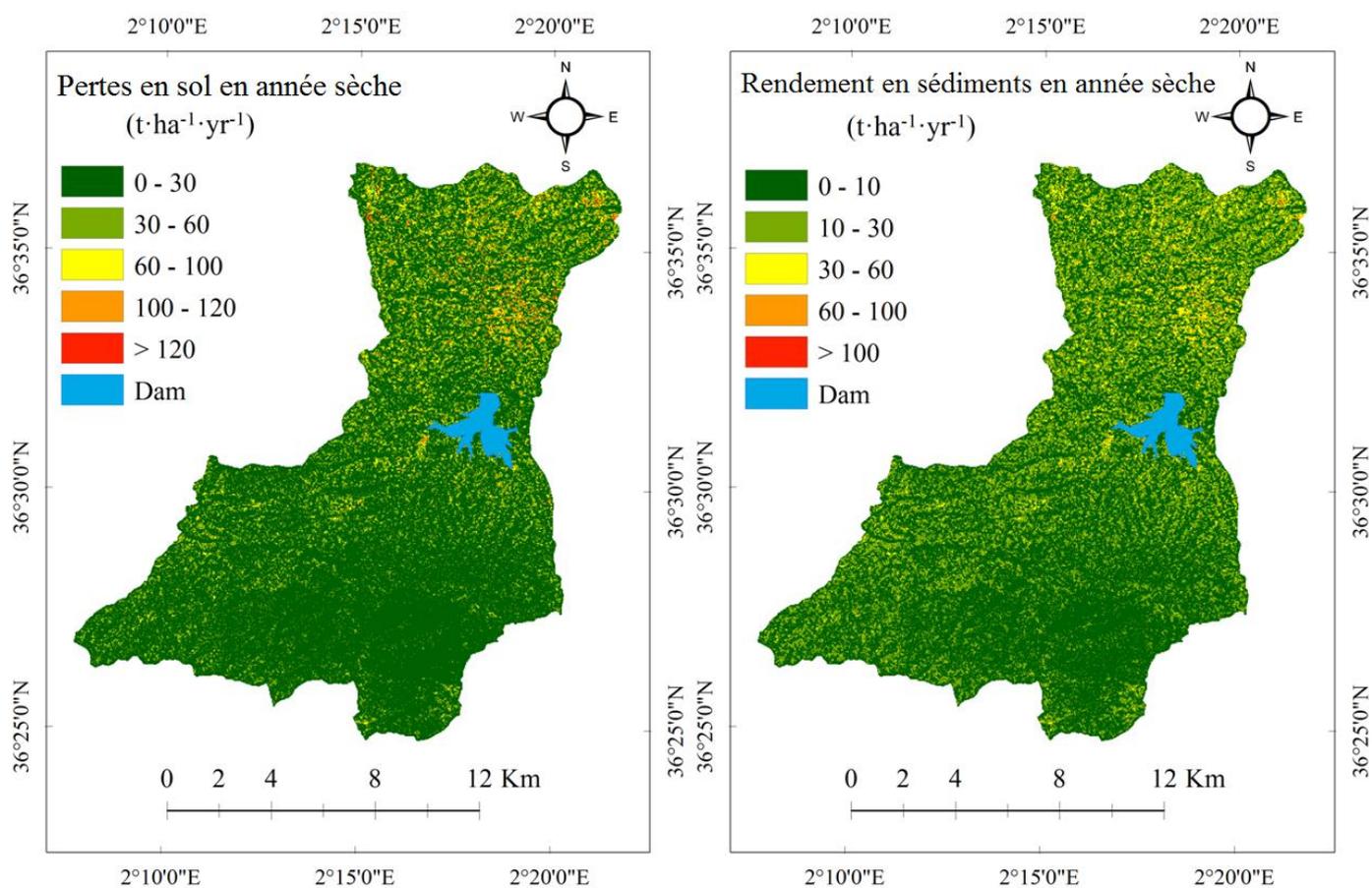


Figure 30 : Distribution spatiale des pertes en sol et du rendement en sédiments en année sèche

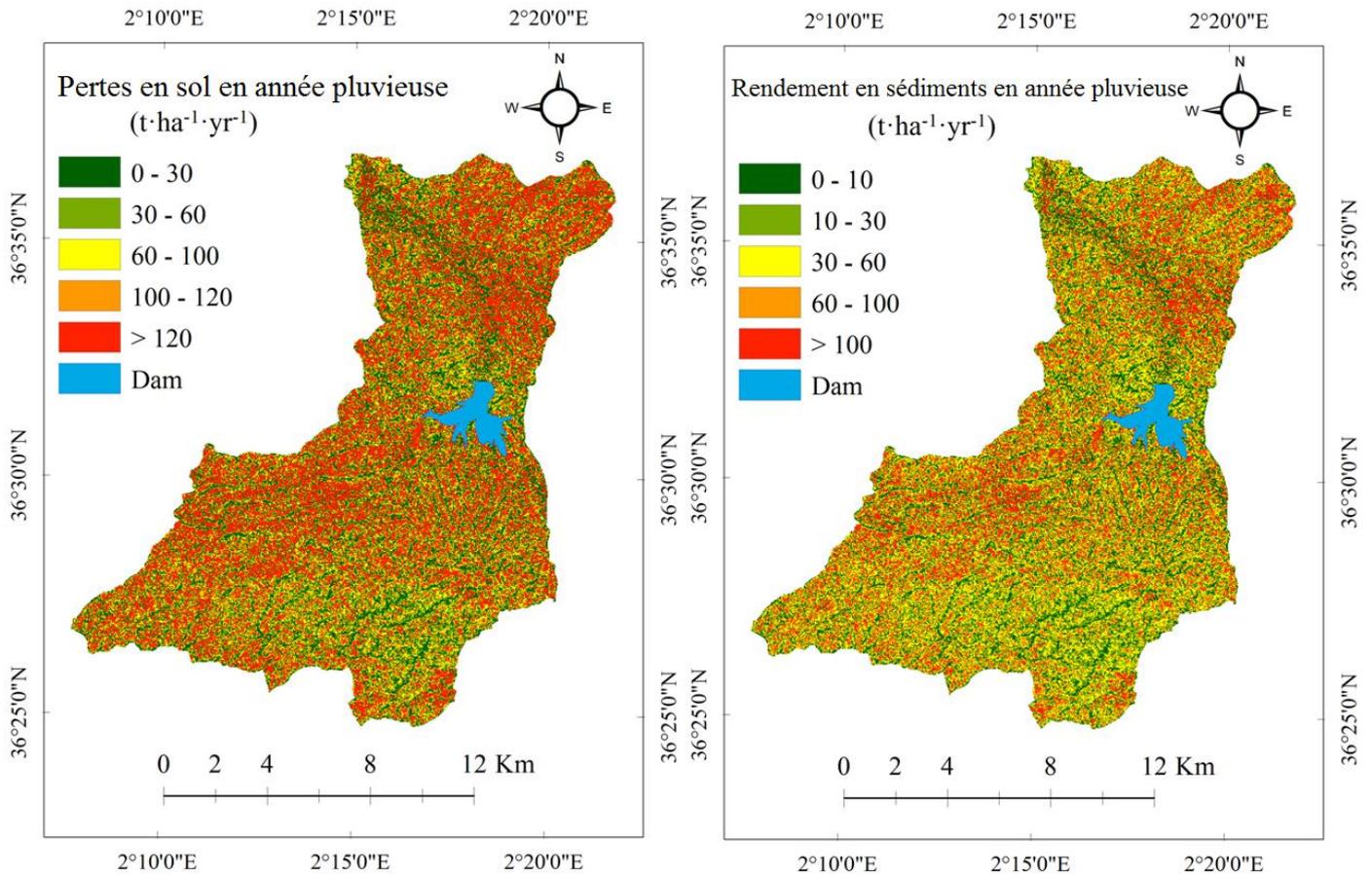


Figure 31 : Distribution spatiale des pertes en sol et du rendement en sédiments en année pluvieuse

2.6. Discussion

Les résultats du modèle RUSLE ont mis en évidence l'impact de chaque facteur sur l'intensité et la distribution de la perte de sol dans le bassin versant de l'Oued El Hachem. De plus, les zones ayant le plus fort potentiel de perte de sol sont celles qui présentent des niveaux élevés d'un ou plusieurs facteurs RUSLE et vice versa. En fait, les taux élevés de perte de sol à l'exutoire du bassin et dans les affluents du barrage sont causés par des valeurs élevées du facteur LS ($LS > 52$). De même, les zones avec des valeurs supérieures à $120 \text{ (t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1})$ dans le nord-est du bassin versant sont liées à des taux élevés de facteurs R et K, et celles qui sont situées dans le centre et le sud du bassin sont liées à des taux élevés de facteur C. De la même manière, les valeurs d'érosion les plus faibles rapportées dans les terrains plats sont principalement dues au comportement du facteur LS dans ces zones. D'autre part, l'effet inverse d'un facteur parmi d'autres peut affecter le potentiel érosif. En effet, malgré le fait que le facteur LS soit élevé dans le sud du bassin versant en raison de la complexité de la topographie, la présence d'une végétation dense a réduit le potentiel érosif. De plus, malgré la présence de terrains forestiers dans l'extrême sud du bassin versant, les feux de forêt ont accentué l'intensité du potentiel érosif.

La perte moyenne de sol estimée par le modèle RUSLE est 2,6 fois plus élevée que le taux d'érosion en nappe et en rigoles enregistré à l'échelle des parcelles expérimentales, qui peut atteindre $20 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ dans les montagnes méditerranéennes (Roose *et al.*, 2000). Cependant, elle se situe dans la fourchette de la dégradation spécifique enregistrée à partir des stations hydrométriques et des barrages répartis dans le nord de l'Algérie, qui varie de 0,64 à $76,20 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ (Meddi, 2015). Dans les montagnes méditerranéennes, où se trouve la zone d'étude, l'érosion linéaire est beaucoup plus marquée que l'érosion en nappe, comme le rapportent Roose *et al.*, (2000). Le modèle RUSLE peut estimer le potentiel érosif en tout point de l'espace à l'échelle du bassin versant. Cependant, il est uniquement destiné à prédire l'érosion en nappe et en rigoles, ce qui correspond aux terrains dont la pente est inférieure à 20 % (Wischmeier et Smith, 1978). Dans notre situation, cependant, les terres dont la pente est inférieure à 20 % ne représentent que 36 % du bassin versant. Cette caractéristique du modèle RUSLE est l'une des raisons du résultat obtenu. Une autre explication possible de ce résultat est l'influence combinée du climat et du relief. Meddi *et al.* (2016) a constaté que la région côtière de l'Algérie, plus précisément du centre à l'est, où se trouve la zone d'étude, est caractérisée par des valeurs élevées d'érosivité des précipitations. D'après Demmak (1982), En milieu méditerranéen, les précipitations peuvent être dangereuses sous forme de violents orages. En dehors de l'influence climatique, le relief joue un rôle important en accentuant le potentiel érosif. Selon Mostephaoui *et al.* (2013), l'érosion hydrique touche 14 millions d'hectares en Algérie, principalement dans les zones montagneuses. Dans le bassin versant de l'Oued El Hachem, plus de 64 % des terres ont une pente supérieure à 20 %, ce qui rend la zone particulièrement vulnérable à l'érosion hydrique. L'érosion hydrique peut également être influencée par les propriétés du sol. En Algérie, Badreddine *et al.* (2021) ont constaté que les caractéristiques intrinsèques du sol telles que la texture et la teneur en matières organiques ont un impact substantiel sur la sensibilité du sol, ce qui peut affecter l'érosion du sol. Dans une étude plus approfondie, Khanchoul et Boubehziz (2019) ont constaté que le facteur K était négativement corrélé avec la teneur en argile, la perméabilité du sol et la matière organique ($r = -0,72, -0,64$ et $-0,48$, respectivement), tandis qu'il était positivement corrélé avec la teneur en limon et en sable et la structure du sol ($r = 0,48, 0,42$ et $0,21$, respectivement). En ce qui concerne le facteur C qui est affecté par le type d'occupation des sols, les zones bâties et les sols nus sont de loin les plus touchés par le processus d'érosion, tandis que les forêts sont les moins touchées. Ce résultat est cohérent avec des études précédentes sur le même sujet. Selon El Jazouli *et al.* (2019), les causes les plus courantes d'érosion dues au changement d'affectation des sols sont la déforestation et la conversion des terres en zones bâties. De même, Ghosh *et al.* (2022) a constaté que les zones végétalisées limitent l'intensité du ruissellement de surface et augmentent le processus d'infiltration, alors que les zones bâties empêchent considérablement la pénétration de l'eau dans le sol et accélèrent le ruissellement de surface. La perte moyenne de sol rapportée dans le bassin versant de l'Oued El Hachem est presque équivalente à d'autres études dans le bassin méditerranéen avec des conditions similaires à la zone d'étude telles que Tribak *et al.* (2012) ($61,42 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$), Lelandais et Fabre (1996) ($60 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$), Sadiki *et al.* (2004) ($55,35 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$), Farhan et Nawaiseh (2015) ($64 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$), et El Hage Hassan *et al.* (2018) ($46 \text{ t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$).

Afin de prédire le SY, une estimation précise de SDR couplée aux résultats de RUSLE est cruciale. La meilleure stratégie pour calculer le SY dans notre investigation était d'utiliser le SDR basé sur le modèle de Renfro, parmi les quatre modèles testés. Ce modèle est basé sur les propriétés morphométriques du bassin versant, telles que la hauteur maximale du bassin, la hauteur à l'exutoire et la longueur maximale mesurée parallèlement au cours d'eau principal. Suite à ce constat, nous pouvons déduire que dans notre cas, les meilleurs modèles de prédiction de SDR sont ceux basés sur les propriétés morphométriques du bassin, plutôt que sur la surface du drainage. Ce résultat est conforme avec des études précédentes sur le même sujet (Onyando *et al.*, 2005; Kidane *et al.*, 2019; Tsegaye et Bharti, 2021). Cependant, d'autres études ont montré que la surface du bassin versant est la mesure la plus précise pour estimer le SDR (Colman *et al.*, 2018; Ebrahimzadeh *et al.*, 2018; Thomas *et al.*, 2018). D'après la valeur de SDR, on constate que 52 % du sol érodé peut atteindre le système d'écoulement, et donc l'exutoire du bassin versant. Ce résultat est comparable à d'autres travaux tels que Fu *et al.*, (2006) (SDR= 0,437), Behera *et al.*, (2020) (SDR est entre 0,22 et 0,54), Ouadja *et al.*, (2022) (SDR est entre 0,23 et 0,56) et Swarnkar *et al.*, (2018) (SDRs sont 0,45 et 0,63). Cependant, il peut être relativement élevé par rapport aux résultats d'autres travaux (Hui *et al.*, 2010; Bhattacharya et Das Chatterjee, 2021; Ben Cheikha *et al.*, 2021) (SDRs sont entre 0,19 et 0,206). Cela peut être dû à deux facteurs. Le premier est la taille relativement limitée de notre zone d'étude. Le second est l'environnement vallonné et accidenté du bassin versant. Ferro et Minacapilli (1995) ont révélé que le SDR est souvent inversement proportionnel à la superficie du bassin. De la même manière, Bhattacharya *et al.* (2020) ont remarqué que le SDR est plus faible dans les bassins versants avec de plus grande superficie car les vastes régions ont une plus grande possibilité de piéger les sédiments, alors que la probabilité que les sédiments atteignent le cours d'eau est faible. Tsegaye et Bharti (2021) ont également remarqué que les pentes courtes et abruptes fournissent plus de sédiments que les pentes longues et nivelées.

Les résultats de la simulation de A et SY en années sèches et pluvieuses, ont révélé que l'érosivité des pluies est l'un des principaux facteurs affectant l'érosion des sols, dans le bassin versant de l'Oued El Hachem. En réalité, une année pluvieuse se distingue par des précipitations plus fréquentes et plus intenses, ce qui entraîne une augmentation de la teneur en eau du sol, une réduction des taux d'infiltration et une augmentation du ruissellement (Ben Cheikha *et al.*, 2021). Par conséquent, le ruissellement de surface est une conséquence d'un taux élevé de précipitations et d'érosivité des pluies, en particulier dans les zones montagneuses, où l'impact de la pente sur l'érosion et le rendement en sédiments est amplifié. Meddi *et al.* (2016) ont signalé que le ruissellement de surface est un facteur d'érosion important dans les environnements montagneux.

3. Etude diachronique de l'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued El Hachem

3.1. Validation de la classification par la matrice de confusion

La validation de la classification par le maximum de vraisemblance passe par l'analyse de la matrice de confusion. Les tableaux 25, 26, et 27 présentent les résultats de la matrice de confusion des images classées dans les différentes périodes.

Tableau 25. Matrice de confusion pour l'année 1988

Classes	Plan d'eau	Bâtis	Sols nus	Agriculture	Matorral	Forêt
Plan d'eau	100	0	0	0	0	0
Bâtis	0	97,40	0	2,60	0	0
Sols nus	0	0,72	90,86	6,98	1,44	0
Agriculture	0	0,77	2,59	88,11	8,01	0,52
Matorral	0	0	0	1,82	97,87	0,31
Forêt	0	0	0	0,74	5,39	93,87

Tableau 26. Matrice de confusion pour l'année 1998

Classes	Plan d'eau	Bâtis	Sols nus	Agriculture	Matorral	Forêt
Plan d'eau	96,99	0	2,25	0	0,75	0
Bâtis	0	96,91	3,09	0	0	0
Sols nus	0	1,03	94,83	4,14	0	0
Agriculture	0	0,72	11,85	86,35	1,08	0
Matorral	0	0	2,34	7,02	88,30	2,34
Forêt	0	0	0	0,66	16,67	82,67

Tableau 27. Matrice de confusion pour l'année 2018

Classes	Plan d'eau	Bâtis	Sols nus	Agriculture	Matorral	Forêt
Plan d'eau	100	0	0	0	0	0
Bâtis	0	97,42	0,65	1,93	0	0
Sols nus	1,82	4,25	82,98	7,00	3,95	0
Agriculture	0	0,42	3,56	73,43	20,29	2,30
Matorral	0	0	0	1,64	97,54	0,82
Forêt	0	0	0	0	11,92	88,08

L'examen des matrices montre que les pourcentages des pixels bien classés sont compris entre 88,11 et 100 %, 82,67 et 96,99 %, et 73,43 et 100 %, respectivement pour les années 1988, 1998 et 2018. Ceci traduit que les différentes classes d'occupation sont bien reconnues dans l'ensemble. La précision globale de l'estimation est égale à 93 % en 1988, 88 % en 1998 et 87 % en 2018. Les coefficients Kappa qui traduisent la performance de la

classification sont égaux à 0,91 en 1988, 0,85 en 1998, et 0,84 en 2018 (tableau 28). D'après la classification de Landis et Koch (1977), le niveau d'accord des trois coefficients Kappa est excellent.

Tableau 28. Valeurs de la précision globale de l'estimation et du coefficient Kappa

Année	1988	1998	2018
Précision globale (%)	93	88	87
Coefficient Kappa	0,91	0,85	0,84

Concernant les pixels qui ne sont pas bien classés (tableaux 25, 26 et 27), on remarque qu'en 1988, les fortes confusions enregistrées lors de la classification se trouvent entre matorral et agriculture, agriculture et sols nus, et matorral et forêt, avec des pourcentages égaux à 8,01, 6,98 et 5,39 %, respectivement. En 1998, les fortes confusions sont enregistrées entre matorral et forêt (16,67 %), sols nus et agriculture (11,85 + 4,14 %), et entre agriculture et matorral (7,02 %). Pour ce qui est de l'année 2018, on enregistre des confusions à la fois entre matorral et agriculture (20,29 %) et matorral et forêt (11,92 %), puis entre agriculture et sols nus (7 %), bâtis et sols nus (4,25 %) et matorral et sols nus (3,95 %).

D'une manière générale, les plus grandes confusions qui sont enregistrées dans les trois périodes d'étude sont de type « matorral – forêt », « agriculture – sols nus » et « matorral – agriculture ».

3.2. Résultats de la classification par le maximum de vraisemblance

La classification des images satellitaires par le maximum de vraisemblance a permis d'élaborer les cartes d'occupation des sols durant les trois périodes d'étude, et de distinguer la distribution spatiale des différentes utilisations des terres comme il est indiqué dans le tableau 29 et les figures 32, 33, 34 et 35.

Tableau 29. Superficie et pourcentages des différents types d'occupation des sols pour les années 1988, 1998 et 2018

Classes d'occupation des sols	1988		1998		2018	
	Surface (ha)	Surface (%)	Surface (ha)	Surface (%)	Surface (ha)	Surface (%)
Eau	1	0	284	1,3	274	1,2
Bâtis	78	0,4	254	1,2	501	2,3
Sols nus	1814	8,2	882	4,0	1228	5,6
Agriculture	10838	49,2	8303	37,7	9991	45,4
Matorral	3111	14,1	7071	32,1	4463	20,3
Forêt	6180	28,1	5228	23,7	5566	25,3

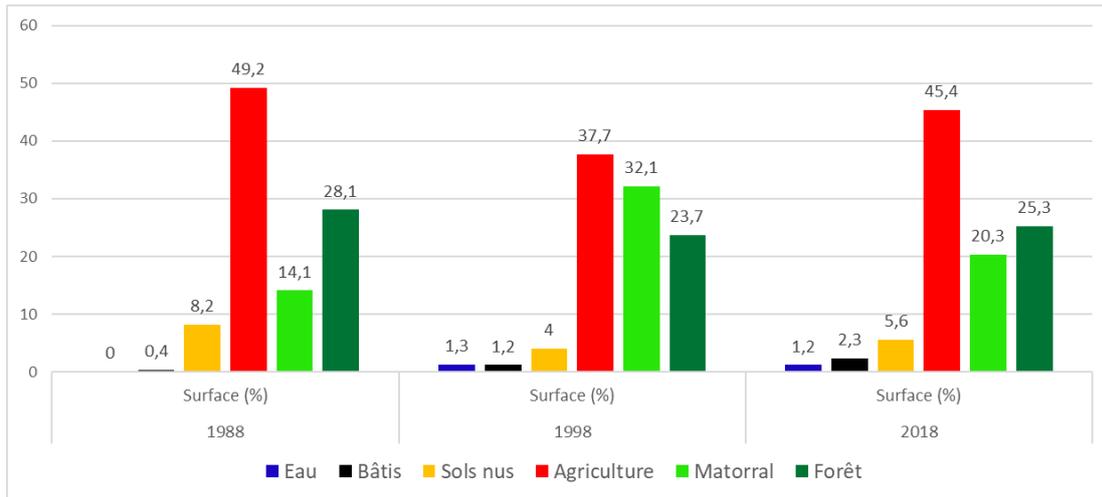


Figure 32. Histogrammes des pourcentages de différents types d'occupation des sols pour les années 1988, 1998 et 2018

L'analyse du tableau 29 et de la figure 32 montre que les terres agricoles restent de loin la couverture la plus abondante dans le bassin versant, représentant plus de 45 % en 1988 et en 2018 et près de 40 % en 1998. Les terres agricoles trouvées dans la région d'étude contiennent différents types d'agriculture en termes d'irrigation et de culture. En effet, il existe l'agriculture en sec et en irrigué, comme il existe les cultures maraichères, les graminées, l'arboriculture et la viticulture. Les terres en jachères sont également concernées par ce type d'occupation. La forêt est la deuxième classe enregistrée après l'agriculture, sauf en 1998 qui a enregistré une diminution à la faveur du matorral. La surface de la couverture forestière est oscillante entre 5000 et 6000 ha dans les trois périodes d'étude. La végétation forestière est caractérisée par la présence des arbres de plus de 7 mètres de hauteur avec des densités variables d'un endroit à l'autre. Cette couverture forestière est caractérisée par la présence d'un sous-bois occupé par des arbustes et des plantes herbacées. Le matorral représente la troisième classe après la forêt. Sa superficie varie de 3000 en 1988 à plus de 7000 ha en 2018. Cette classe représente différentes formes de couvert forestier dégradé, comme les garrigues et les broussailles. Elle est caractérisée par la présence de la végétation arbustive et herbacée. Les sols nus présentent une superficie qui varie entre 800 et 1800 ha selon l'année d'étude, avec un pourcentage allant de 4 à 8 %. Cette catégorie de terre comprend à la fois des affleurements rocheux, des lits d'oueds, des carrières, des sols dénudés et des terres très érodés sous forme de badlands. Elle peut également renfermer des espaces incendiés. Les espaces bâtis sont l'une des classes qui occupent le bassin versant avec une superficie qui peut aller jusqu'à 500 ha en 2018. Cette classe est caractérisée par des constructions éparpillées dans des villages et relativement dense dans les villes de la région d'étude. Le plan d'eau représente la dernière classe d'occupation des sols qui existe dans le BV avec une surface allant jusqu'à 1,3 %. Cette classe est représentée par le barrage de Boukourdane qui se situe au centre du bassin.

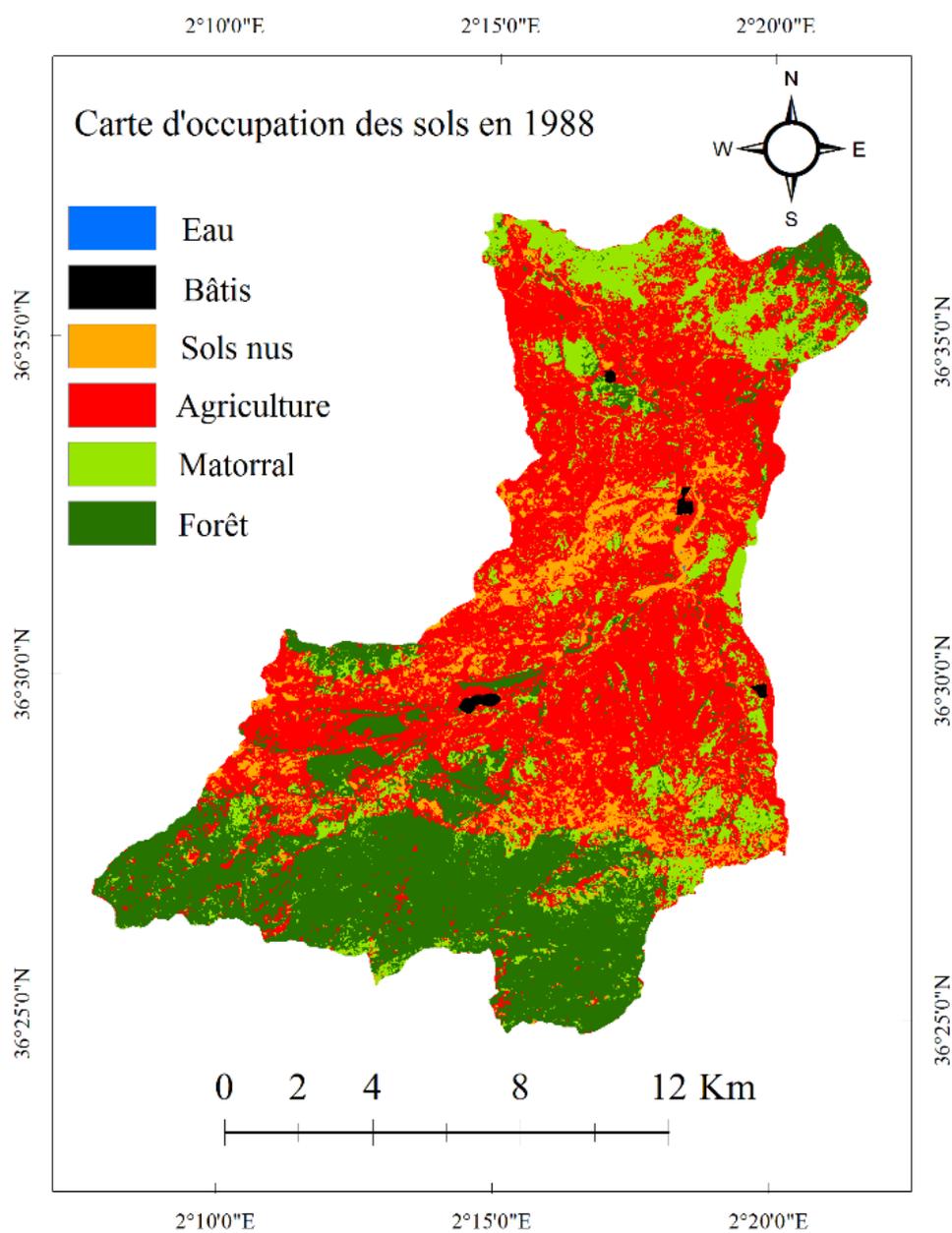


Figure 33 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 1988

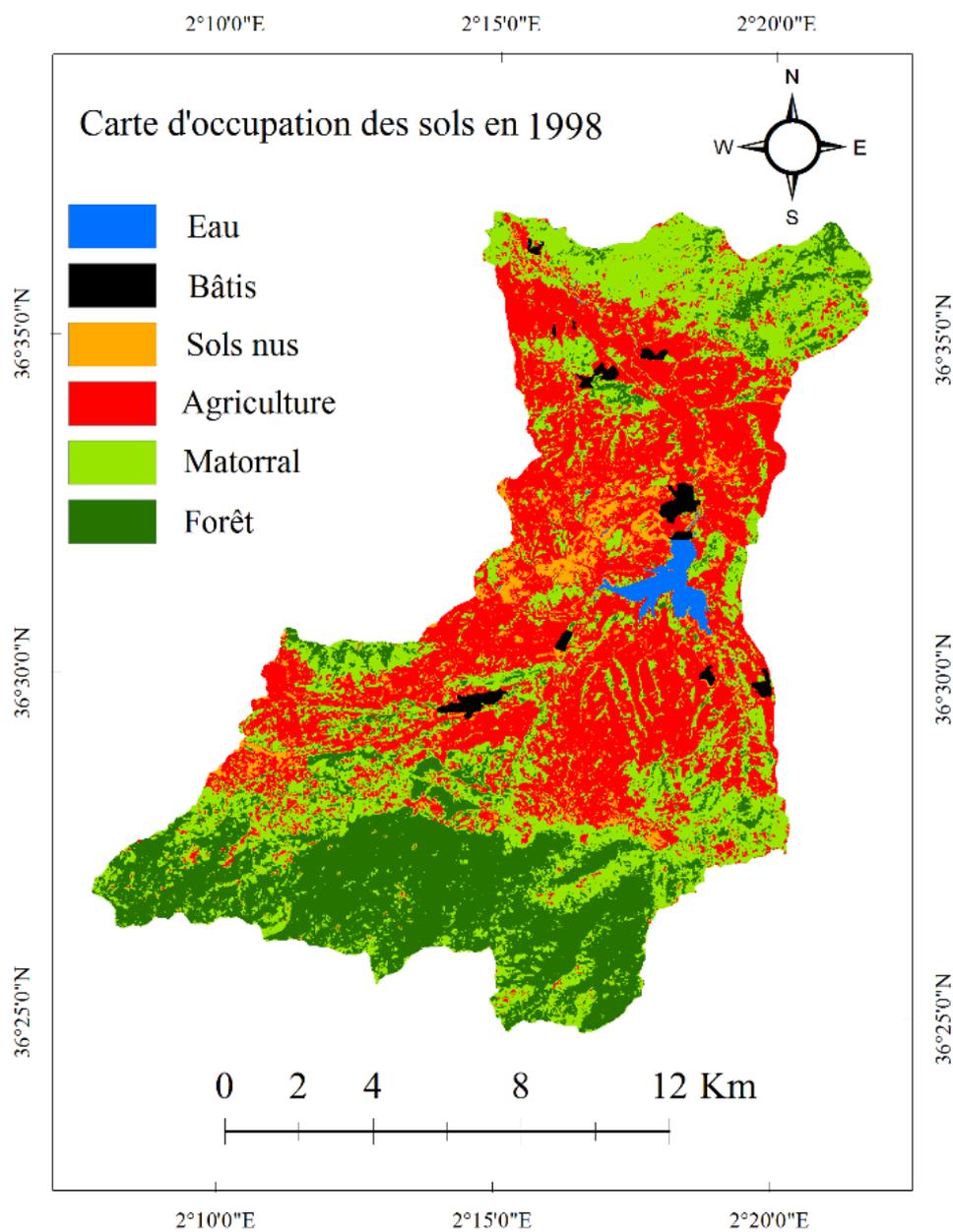


Figure 34 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 1998

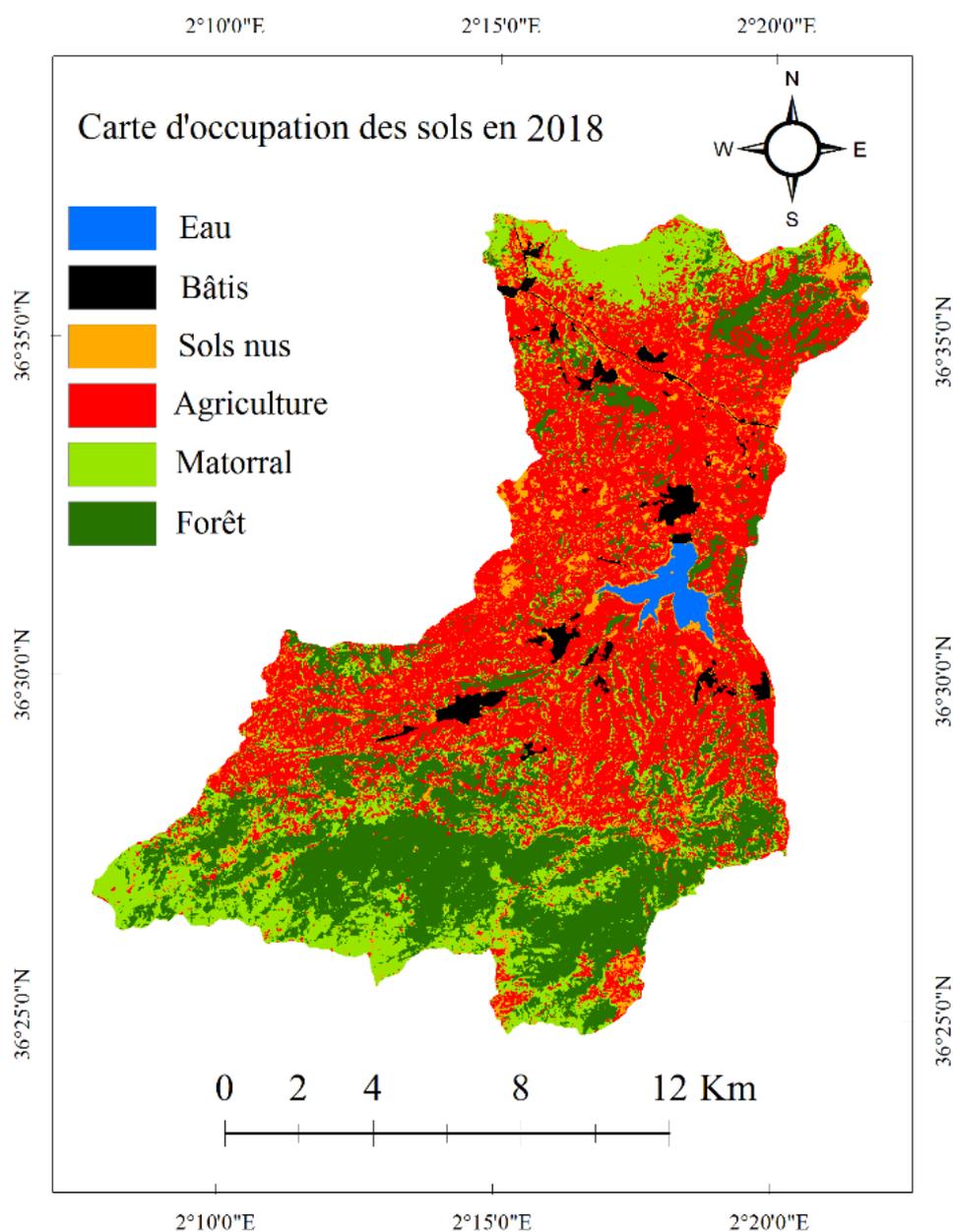


Figure 35 : Cartes d'occupation des sols dans le BV de l'Oued El Hachem en 2018

3.3. Variation interannuelle de l'occupation des sols

Le tableau 30 montre l'évolution interannuelle des surfaces de différentes classes d'occupation des sols, exprimée en hectare et en pourcentage.

Tableau 30. Evolution interannuelle de l'occupation des sols

Classes d'occupation des sols	1988-1998		1998-2018		1988-2018	
	ha	%	ha	%	Ha	%
Eau	283	28300	-10	-4	273	27300
Bâtis	176	226	247	97	424	544
Sols nus	-932	-51	346	39	-586	-32
Agriculture	-2534	-23	1688	20	-847	-8
Matorral	3960	127	-2608	-37	1352	44
Forêt	-953	-15	338	7	-614	-10

Les résultats du tableau 30 indiquent que les différentes classes d'occupation des sols ont subi des changements entre les trois périodes de l'étude. En effet, la surface des plans d'eau a évolué de 283 ha entre 1988 et 1998 suite à la mise en eau du barrage de Boukourdane en 1992. Entre 1998 et 2018, cette superficie a diminué de 10 hectares. En 30 ans (1988 à 2018), un total de 273 hectares d'eau ont été créés. Au cours des années étudiées, les constructions se sont améliorées par rapport à l'année de référence. En effet, dans les dix premières années de l'étude, elles ont développé 176 ha, soit 226 % de leur surface initiale. Au cours des deux décennies suivantes, elles ont développé d'avantage 247 ha. Au total, la surface bâtie a été évoluée de plus de 500 % de sa surface d'origine. Les sols nus et les terres agricoles ont connu des fluctuations dans leur évolution. En effet, au cours de la première décennie, leur surface a diminué de plus de 900 et 2500 ha respectivement, soit une perte de 51 et 23 %. Cependant, pendant les deux dernières décennies, leur superficie a développé jusqu'à 39 et 20 % de leur surface. Globalement, les sols nus et les terres agricoles ont perdu près de 600 et 850 ha de leur surface au cours des années étudiées, soit plus de 32 et 8 % respectivement de la surface d'origine. La superficie des matorrals a connu une évolution assez importante durant les trois dernières décennies. Elle a gagné plus de 44 % de la surface d'origine. Les premiers dix ans (1988-1998) sont considérés comme la phase la plus importante dans leur élargissement avec un gain de près de 4000 ha. Concernant la forêt, elle a connu une perte de plus de 900 ha puis un gain de plus de 300 ha. Au total, elle a perdu 600 ha de sa surface, soit plus de 10 % de la superficie originaires.

3.4. Evolution temporelle de l'érosion des sols dans le bassin versant de l'Oued El Hachem

Le traitement des données à travers SIG peut mettre en évidence l'évolution temporelle des différentes classes de pertes de sol au fil du temps. Les résultats sont présentés dans le tableau 31 ci-dessous.

Tableau 31. Evolution temporelle des classes d'érosion

A (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Classes d'érosion	1988			1998			2018		
		Surface (ha)	Surface (%)	A moy (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Surface (ha)	Surface (%)	A moy (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Surface (ha)	Surface (%)	A moy (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
0 – 5	Très faible	15010	68,4	0,612	17027	77,6	0,417	15660	71,4	0,542
5 – 10	Faible	2268	10,3	8,528	1730	7,9	8,526	2052	9,4	8,531
10 – 20	Modérée	2616	11,9	15	1847	8,4	15,14	2384	10,9	15
20 – 40	Sévère	1498	6,8	28,51	1017	4,6	28,61	1351	6,2	28,34
> 40	Très sévère	559	2,5	66,94	317	1,4	68,29	495	2,3	70,14

L'analyse des données montre qu'au cours des années 1988, 1998 et 2018, la perte annuelle des sols dans le BV de l'Oued El Hachem est comprise entre 0 et 162 t.ha⁻¹.an⁻¹, 0 et 161 t.ha⁻¹.an⁻¹ et 0 et 163 t.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement (Figures 36, 37 et 38 ; respectivement). La quantité de perte de sol annuelle a été classée en cinq catégories, telle qu'il est montré dans le tableau 31. On remarque qu'en 1988, 1998 et 2018, environ 68, 78 et 71 % des terres, respectivement, sont dans la classe de très faible érosion des sols (< 5 t.ha⁻¹.an⁻¹). Au cours des trois périodes d'étude, environ 22, 16 et 20 % du bassin ont connu une perte de sol faible à modérée (entre 5 et 20 t.ha⁻¹.an⁻¹) et 9, 6 et 8 % de terres, respectivement, ont connu des pertes de sol sévères à très sévères (> 20 t.ha⁻¹.an⁻¹).

D'après les résultats du tableau 31, il n'y a pas de changements significatifs à signaler sur les classes d'érosion dans le temps, que ce soit en terme de surface ou de perte moyenne de sol, si ce n'est que l'érosion moyenne au niveau de la classe très sévère qui a majoré de 3,2 t.ha⁻¹.an⁻¹ entre 1988 et 2018. Cette légère augmentation peut être responsable de l'augmentation de l'érosion moyenne dans le BV, de 23,9 à 24,5 t.ha⁻¹.an⁻¹ (tableau 32).

Tableau 32. Erosion moyenne des différentes périodes étudiées

Année	1988	1998	2018
A (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	23,9	24,2	24,5

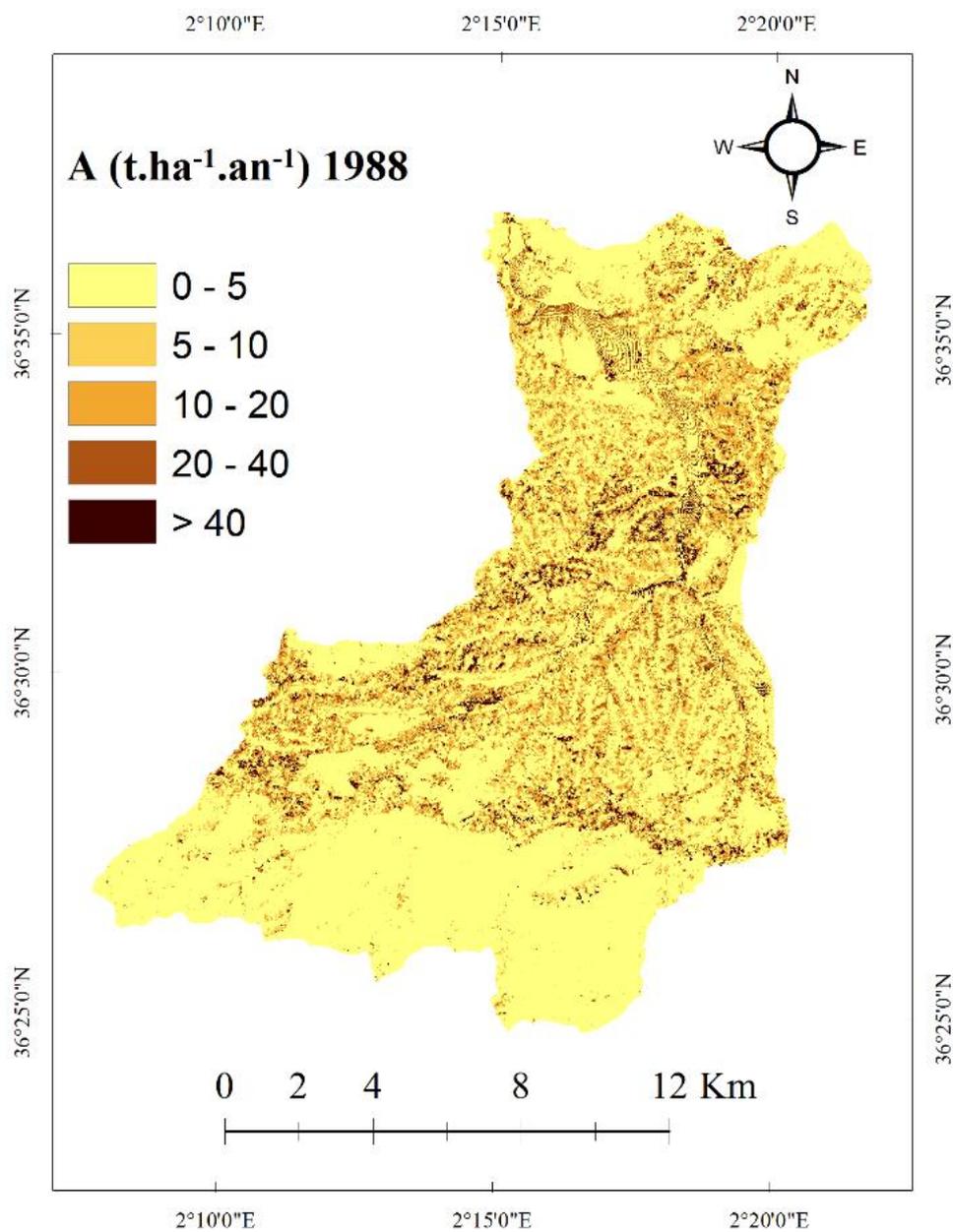


Figure 36 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 1988

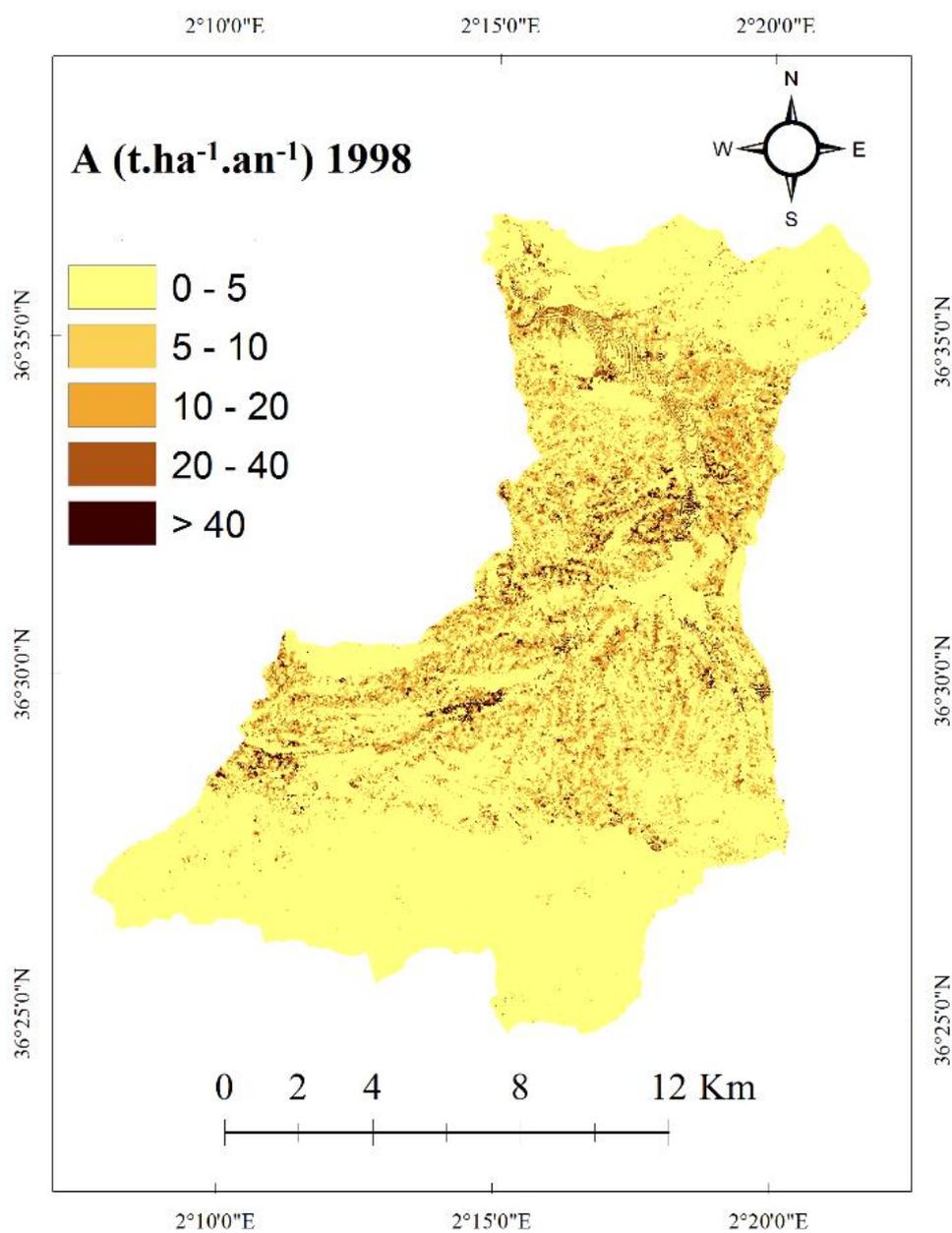


Figure 37 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 1998

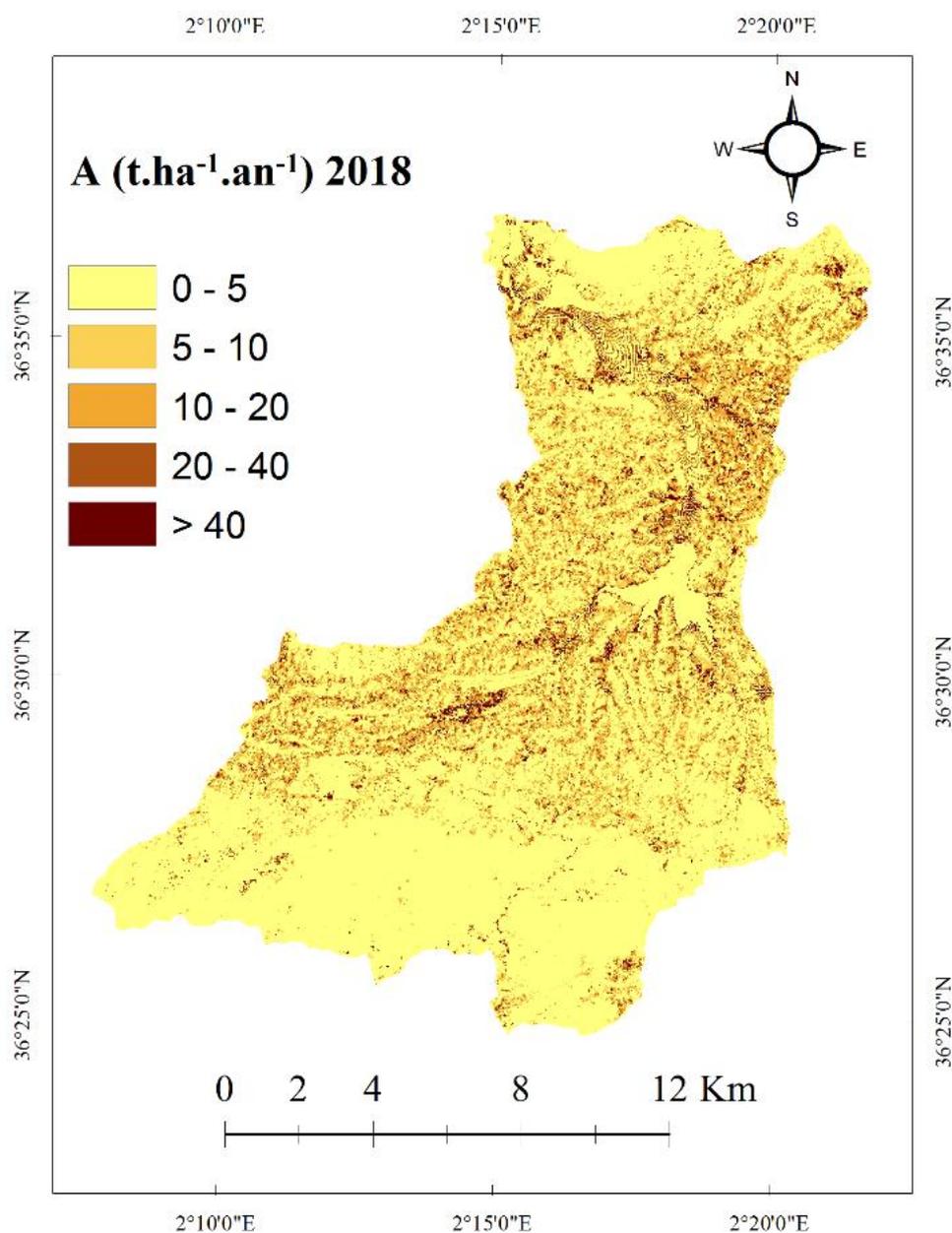


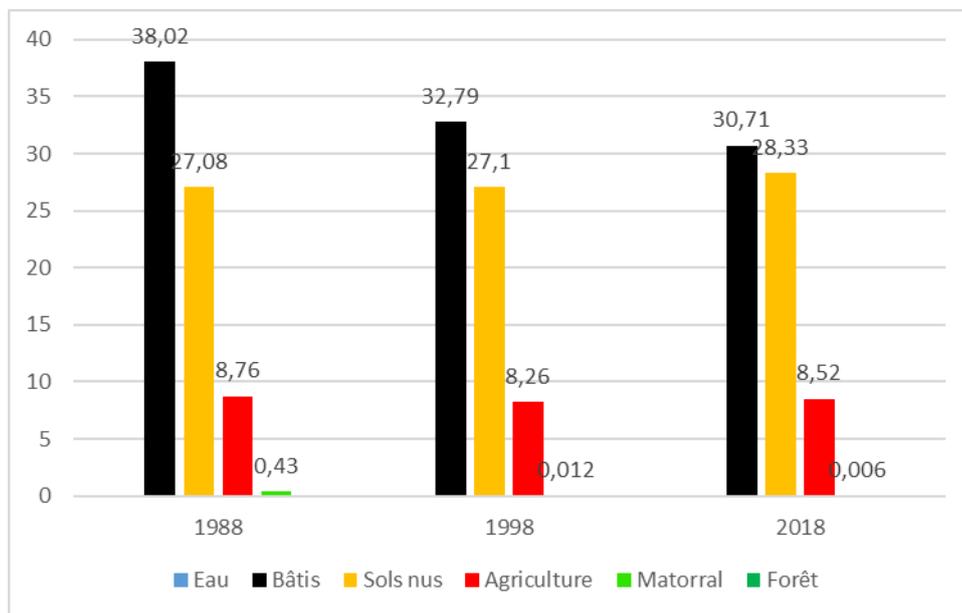
Figure 38 : Carte d'érosion dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en 2018

3.5. Relation entre les pertes en sol moyennes et les classes d'occupation des sols

Pour rechercher s'il existe une relation entre l'érosion et les classes d'occupation des sols, nous avons utilisé les traitements SIG pour estimer l'érosion moyenne en fonction des différentes classes d'occupation des sols présentes dans le BV. Les résultats estimés sont présentés dans le tableau 33 et la figure 39.

Tableau 33. Evolution temporelle de l'érosion en fonction des classes d'occupation des sols

Classes d'occupation des sols	A moyenne (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		
	1988	1998	2018
Eau	0	0	0
Bâtis	38,02	32,79	30,71
Sols nus	27,08	27,10	28,33
Agriculture	8,76	8,26	8,52
Matorral	0,43	0,012	0,006
Forêt	0,13	0	0

**Figure 39 :** Histogrammes d'évolution temporelle de l'érosion en fonction des classes d'occupation des sols

L'observation du tableau 33 et de la figure 39 montre que l'érosion moyenne change d'une catégorie de terre à l'autre, quelle que soit la période étudiée. En général, on observe que l'ordre croissant des pertes de terre en fonction des classes d'occupation des sols est le suivant : Eau – Forêt – Matorral – Agriculture – Sols nus – Bâtis. D'après le tableau 33, l'érosion hydrique sur les plans d'eau est nulle parce que ce type d'occupation reçoit et emmagasine les quantités d'eau et il est indifférent à l'érosion. La forêt est la moins touchée par les effets du phénomène érosif. L'érosion moyenne sur ce type de couverture terrestre est non significative. Elle varie de 0 en 1998 et 2018 à 0,13 t.ha⁻¹.an⁻¹ en 1988. Les pertes en sol moyennes sur les matorrals, bien qu'elles sont très faibles (< 1 t.ha⁻¹.an⁻¹), elles diminuent en fonction du temps jusqu'à atteindre 0,006 t.ha⁻¹.an⁻¹ en 2018. En ce qui concerne les terres agricoles, l'érosion est faible et se situe dans l'ordre de 8 t.ha⁻¹.an⁻¹ pendant les trois périodes analysées. Sur les sols nus et les constructions, les pertes sont sévères. Elles sont entre 27 et 28, et entre 31 et 38 t.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement. La dynamique temporelle de l'érosion dans

ces deux catégories de terre prend deux aspects inverses l'une de l'autre. En effet, elle présente une forme régressive pour les bâtis et progressive pour les sols nus. Les espaces bâtis restent de loin le type d'occupation le plus affecté par le processus érosif.

Pour évaluer la relation entre l'érosion moyenne et les classes d'occupation des sols, un test de corrélation a été effectué entre les valeurs de facteur C de chaque catégorie de terre et celles des pertes de terre moyennes (A moy.) estimées pendant les trois années d'étude. Les résultats du test ont montré que le facteur C est très fortement corrélé aux valeurs des pertes de terre. La relation est très hautement significative ($0,993 \leq r \leq 0,999$; $p \leq 0,001$) (tableau 34).

Tableau 34. Corrélation entre le facteur C et l'érosion moyenne des différentes classes d'occupation des sols pour les trois périodes

	A moy. 1988		A moy. 1998		A moy. 2018	
	R	p	r	p	r	p
Facteur C	0,977**	< 0,01	0,993**	< 0,01	0,999**	< 0,01

** : la corrélation est significative au niveau 0,01

3.6. Discussion

Les confusions de classification d'images obtenues de type « matorral – forêt », « agriculture – sols nus » et « matorral – agriculture », sont probablement dues à l'aspect de surface et à la nature du végétal. En effet, certaines caractéristiques de surface comme les matorrals qui contiennent quelques arbres mais qui restent des matorrals, et les terres agricoles travaillées avant la phase de semis, peuvent être la source de cette interférence. La hauteur du végétal peut également être une source de confusion, comme le cas des matorrals avec une végétation basse et clairsemée, qui risquent d'être classés terres agricoles, ou le cas des arbres fruitiers qui peuvent être classés comme matorrals.

Les plus grands changements d'occupation des sols pendant les trois décennies de l'étude (1988-2018), peuvent être distingués et interprétés. La surface occupée maintenant par le barrage de Boukourdane était principalement occupées par les terres agricoles (65 %), et les sols nus (28 %). Concernant l'urbanisation, il a été constaté que 63 % et 18 % des constructions actuelles étaient en 1988 des terres agricoles et des sols nus, respectivement. Cela a mis en évidence l'effet de l'urbanisation dans la réduction des terres agricoles. Celle-ci doit être réglée par la mise en œuvre des plans d'expansion urbaine en dehors des terres agricoles afin de les protéger en tant que ressource naturelle et foncière indispensable. Pour ce qui est des sols nus, la surface actuelle (1228 ha) était occupée à 60 % par des terres agricoles en 1988, ceci est d'un côté. De l'autre côté, près de 1050 ha des sols nus en 1988 sont actuellement devenu des terres agricoles. Cela veut dire que malgré la diminution de la superficie agricole pendant les trois dernières décennies, qui s'est traduite par une perte de près de 847 ha, il est important de mettre l'accent sur les efforts mis par le secteur agricole

dans le but d'augmenter la surface et la production agricole, à travers la création de nouvelles exploitations et l'octroi de concessions agricoles.

A propos des efforts qui visent à créer de nouvelles exploitations agricoles afin de répondre aux besoins socio-économiques de la population, il est important de signaler que ces efforts ne doivent pas être concrétisés au détriment des ressources naturelles, notamment les formations végétales (forêts et matorrals). Pendant la période étudiée, il existe plus de 1300 ha entre forêt et matorral qui deviennent des terres agricoles. Ce changement peut provoquer un déséquilibre dans les écosystèmes naturels comme il peut mettre les terres face aux processus érosif. Pour éviter toute destruction possible des habitats naturels et de la biodiversité, il est pertinent de mettre en place un ensemble de mécanismes qui permettent une agriculture durable tout en préservant les ressources naturelles. Actuellement, il y a des techniques qui ont pour objectif l'exploitation durable des terres tout en protégeant les habitats et les ressources naturels, telles que l'agroforesterie, l'agriculture biologique et l'agroécologie.

La superficie des matorrals a connu une évolution assez importante durant les trois dernières décennies. En effet, Près de 40 % du matorral était des forêts avant 30 ans (1691 ha). Dans le cas contraire, plus de 20 % des matorrals deviennent des forêts (1163 ha). Ce double changement des matorrals, à la fois progressif et régressif, peut indiquer qu'il existe une évolution des habitats naturels dans certaines zones du BV et une régression dans d'autres. Néanmoins, l'évolution progressive reste plus faible par rapport à l'évolution régressive. Cela peut mettre en évidence l'effet des actions humaines, telles que la déforestation, le déboisement, le surpâturage et les feux de forêts, dans la diminution des espaces forestiers.

Les résultats concernant les plans d'eau mettent en évidence l'impact de la construction du barrage de Boukourdane sur leur superficie au cours d'une période de 30 ans. Initialement, la mise en eau du barrage a conduit à une augmentation significative de la superficie des plans d'eau, offrant ainsi des avantages potentiels tels que le stockage d'eau, l'utilisation pour l'irrigation et l'approvisionnement en eau potable et l'aquaculture. Cependant, il est important de prendre en compte les changements qui se produisent après la mise en service du barrage. Les facteurs tels que l'envasement, la sédimentation et l'utilisation des ressources en eau peuvent contribuer à une diminution ultérieure de la superficie des plans d'eau. Cela souligne l'importance d'une gestion attentive des barrages et des ressources en eau pour maintenir la durabilité des écosystèmes aquatiques et répondre aux besoins en eau des communautés locales.

La présente étude a révélé une relation étroite entre l'érosion hydrique et les classes d'occupation des sols, de sorte que les pertes en sol changent avec le type de couverture des terres. Il s'avère que le couvert végétal joue un rôle déterminant dans l'atténuation du risque érosif. Ceci est clairement notable quand on compare entre les pertes en sol sur forêt, matorral et agriculture, où le couvert végétal tend à diminuer respectivement jusqu'à atteindre 0 % sur les sols nus et les constructions. Dans notre cas, si on élimine le plan d'eau comme étant une couverture sur laquelle l'érosion est nulle (Vijith et *al.*, 2018; Debnath et

Das(Pan) 2022), les espaces bâtis restent de loin le type d'occupation le plus affecté par le processus érosif, tandis que la forêt est la moins touchée. Ce résultat est conforme avec d'autres travaux réalisés dans le même sujet. Les résultats d'El Jazouli et *al.* (2019) ont montré que la déforestation et la conversion des terres en zones bâties sont les facteurs les plus significatifs de l'érosion induite par le changement d'utilisation des terres. Ghosh et *al.* (2022) ont rapporté que les zones couvertes de végétation réduisent l'intensité du ruissellement de surface et favorise la prolifération du processus d'infiltration, alors que les zones bâties empêchent fortement la pénétration de l'eau dans le sol et accélère l'écoulement de surface. Das et *al.* (2022) ont étudié la dynamique d'utilisation des terres induite par l'homme et son apport sur l'érosion des sols dans un bassin versant en Inde. Ils ont trouvé que les taux d'érosion les plus élevés sont enregistrés dans les zones bâties (de 43 à 48 t.h⁻¹.an⁻¹), suivies par les terres nues (de 30 à 36 t.h⁻¹.an⁻¹) et terminées par les terres agricoles (26 à 35 t.h⁻¹.an⁻¹). Une étude effectuée par Debnath et Das(Pan) (2022), sur l'effet du changement de l'occupation des sols sur l'érosion, a révélé que les zones urbaines sont les plus vulnérables à l'érosion avec des taux entre 12,85 et 13,25 t.h⁻¹.an⁻¹. Pour ce qui est des terres agricoles et des forêts, ils ont trouvé des valeurs entre 11,02 et 12,24 et entre 0 et 0,01 t.h⁻¹.an⁻¹, respectivement. Hameed et *al.* (2020) ont étudié l'effet du changement de couverture des terres sur le ruissellement de surface dans un bassin versant en Iraq. Pendant 26 ans, les surfaces bâties et les terres nues ont augmentées de 62 %, tandis que les terres à végétation ont diminué de 70 %. Ce changement en couverture terrestre a montré que les terrains bâtis et nus ont provoqué une augmentation du volume de ruissellement de 59 à 89 %, tandis que la zone de végétation a diminué en volume de ruissellement de 41 à 11 %.

DISCUSSION GENERALE

DISCUSSION GENERALE

Étant donné que chacun des trois chapitres expérimentaux a sa propre discussion, cette section couvrira simplement les points communs trouvés dans les discussions de chacun de ces chapitres.

A travers son utilisation dans le bassin de l'Oued El Hachem, le modèle empirique USLE de (Wischmeier et Smith 1978) et sa version révisée, le RUSLE (Renard et *al.*, 1997), ont démontré leur fiabilité dans l'estimation de l'érosion hydrique. Cette constatation est remarquable tant au niveau des résultats des facteurs de l'érosion qu'au niveau des cartes de distribution spatiale des zones érodées. En effet, la plage de données du modèle USLE pour chaque facteur est comparable à celle du modèle RUSLE. Cela démontre que les deux modèles sont efficaces pour analyser le phénomène érosif et pour expliquer sa dynamique spatiale dans toute la zone d'étude. En outre, l'observation des cartes de pertes moyennes annuelles produites par les deux modèles montre qu'ils ont pu expliquer à la fois les terrains plats ou à pente légère, qui coïncident avec les zones à faible taux d'érosion, ainsi que les terrains nus, la topographie accidentée et les sols fragiles, qui coïncident avec les zones à fort taux d'érosion.

Un autre résultat qu'on peut tirer à travers l'analyse des cartes de distribution de l'érosion est que le couvert végétal, et son interception du risque érosif, est mieux expliqué par le modèle USLE que par le modèle RUSLE, tandis que les zones bâties sont mieux expliquées par le modèle RUSLE en termes d'aggravation du phénomène d'érosion que par le modèle USLE. Cette observation malgré qu'elle nécessite plus d'investigation mais elle peut nous renseigner sur le choix du modèle approprié en fonction de l'objectif tracé. Dans notre cas, par exemple, la décision d'utiliser le modèle USLE pour évaluer le changement interannuel de l'occupation des sols peut être considérée comme judicieuse dans la mesure où le modèle a pu évaluer l'effet de changement du couvert végétal et de l'occupation des sols dans la nature et l'intensité de l'érosion hydrique. La même conclusion peut être tirée dans le cas du modèle RUSLE, qui peut être utilisé pour éventuelle évaluation de l'effet de l'urbanisation dans l'accélération du processus érosif.

En ce qui concerne la comparaison des chiffres obtenus sur les pertes en sol entre les deux modèles empiriques, il est crucial de noter que le modèle USLE a permis une bonne estimation de l'érosion moyenne annuelle tout en respectant la gamme des valeurs d'érosion en nappe mesurées en Algérie, qui vont de 0 à 20 (t.ha⁻¹.an⁻¹) (Roose et *al.*, 2000). Tandis que les chiffres obtenus par le modèle RUSLE ont pu tomber dans la fourchette des taux de la dégradation spécifique enregistrée à partir des stations hydrométriques et des barrages répartis dans le nord de l'Algérie, et qui vont de 0,64 à 76.2 (Meddi, 2015), plutôt que dans la fourchette de l'érosion en nappe. Néanmoins, il a été en mesure d'estimer le rendement en sédiment avec une source d'erreur très minime comparativement aux données d'envasement annuel du barrage de Boukourdane. Ce type de comparaison nous aidera à présélectionner le meilleur modèle pour obtenir le résultat souhaité tout en respectant les objectifs fixés.

Enfin, pour un contrôle efficace de l'érosion hydrique et afin de protéger les ressources naturelles telles que l'eau et le sol, le bassin versant doit être soumis à des pratiques de conservation. Les perspectives d'aménagement de tout bassin versant, y compris celui en question, reposent sur un certain nombre de principes (Hicks et Anthony, 2001). Premièrement, il est nécessaire d'effectuer une gestion de l'eau pour s'assurer que les eaux de ruissellement de surface sont évacuées en toute sécurité tout en évitant une accélération ou une stagnation des eaux, de sorte que les travaux d'aménagements et de conservation des sols sur la pente soient bien effectués. Deuxièmement, il est important de s'assurer qu'une couverture végétative saine existe sur le sol aussi longtemps que possible. Pour cela, des pratiques qui maintiennent ou améliorent la fertilité du sol, la matière organique du sol, la flore et la faune du sol ainsi que l'utilisation des meilleures espèces végétales pour le site doivent être adoptées. Ceci implique des pratiques telles que la gestion de la culture, le labour de conservation, le drainage, l'aération du sol et la gestion d'utilisation des terres. Troisièmement, il est important de veiller à ce que les pratiques de gestion des sols, des plantes et des exploitations agricoles soient maintenues ou améliorées sur tous les sites sensibles.

Dans le même axe, Osman (2014) a résumé un certain nombre de directives concernant des pratiques agricoles anti-érosives qui sont citées dans les points suivants :

- Réduire l'impact des gouttes de pluie en fournissant une couverture sur le sol pendant la saison des pluies,
- Améliorer l'infiltration et réduire le ruissellement en fournissant suffisamment de la matière organique et le paillage,
- Agréger le sol en fournissant suffisamment de matière organique,
- Réduire la vitesse de ruissellement en modifiant le degré et la longueur de la pente par la construction des terrasses et la culture en courbes de niveau,
- Réduire l'érodibilité du sol par le travail minimum ou le non labour,
- Empêcher la concentration de l'eau de ruissellement dans les canaux par le nivellement des rigoles, la culture rapprochée et la conservation des résidus de culture dans les champs,
- Transporter l'eau de ruissellement en toute sécurité hors du champ par des voies d'eau engazonnées,
- Enfin, Pour un suivi efficace et rigoureux de l'érosion hydrique il faut diversifier les pratiques de conservation des sols et effectuer un entretien régulier et des mesures de contrôle.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Le présent travail vise à (i) estimer les pertes en sol dans le bassin versant de l'Oued El Hachem en utilisant le modèle USLE et les techniques de SIG et de télédétection, (ii) estimer la perte annuelle moyenne de sol et le rendement en sédiments par le modèle combiné RUSLE-SDR et examiner l'influence de l'érosivité des pluies sur ces deux paramètres dans les années sèches et pluvieuses, (iii) évaluer la dynamique du changement d'occupation des sols dans l'espace et dans le temps, et à estimer l'érosion hydrique causée par ce changement en utilisant le modèle USLE et les techniques de télédétection et SIG.

Le modèle USLE a été utilisé pour évaluer les principaux facteurs impliqués dans le processus d'érosion à savoir le climat (R), le sol (K), la topographie (LS), la végétation (C) et les pratiques de conservation (P). L'érosion moyenne estimée par USLE dans le bassin est de 19,4 (t.ha⁻¹.an⁻¹), soit une perte totale de 426800 (t.an⁻¹). La spatialisation de l'érosion dans la zone d'étude fait ressortir une distribution variable selon les différentes classes d'érosion. 51% des terres ont une érosion très légère avec des taux inférieurs à 5 (t.ha⁻¹.an⁻¹). Les classes légères et modérées représentent respectivement 23 % et 19 % du bassin versant, tandis que 6,5 % des terres présentent des taux d'érosion sévères. Les terres à érosion extrêmement sévère (> 40 t.ha⁻¹.an⁻¹) ne représentent qu'une superficie négligeable par rapport à la superficie totale du bassin versant. On peut voir qu'une grande partie des classes d'érosion sévère et extrêmement sévère se produisent dans les zones traversées par les différents oueds du bassin versant. Alors que les terres à érosion légère et très légère peuvent être trouvées dans les dépressions et les terres plates ainsi que dans la partie sud du bassin versant, un endroit où les montagnes sont recouvertes en permanence par la végétation. La validation des résultats par la méthode de comparaison entre l'érosion moyenne obtenue à partir du modèle empirique de l'USLE et le taux moyen d'envasement du barrage de Boukourdane a donné des résultats proches de la réalité avec un écart de 7,6 (t.ha⁻¹.an⁻¹).

L'utilisation du modèle RUSLE-SDR montre que les résultats de la perte de sol (A) vont de 0 à 410 t.ha⁻¹.an⁻¹, avec une moyenne annuelle de 52 t.ha⁻¹.an⁻¹. Le modèle de Renfro (1983) a été choisi comme le meilleur modèle de SDR pour le calcul du rendement en sédiments (SY), avec des valeurs d'erreur standard (SE), d'écart-type (SD), de coefficient de variation (CV) et d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,38, 0,02, 0,07 et 1,00, respectivement. Le SY moyen dans l'ensemble du bassin versant est d'environ 27 t.ha⁻¹.an⁻¹. La carte du SY a révélé que les zones de production de sédiments sont principalement concentrées dans le nord-est du bassin, à l'exutoire et dans les affluents du barrage. L'effet combiné du climat et de la topographie est clairement visible dans les résultats de A et SY. Les résultats de la simulation de A et SY pour les années sèches et pluvieuses ont montré que R est l'un des principaux facteurs affectant l'érosion du sol dans le bassin versant de l'Oued El Hachem. La différence moyenne de R entre les années sèches et pluvieuses est de 671 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.an⁻¹. En raison de cette variation, A et SY ont augmenté de 15 et 8 t.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement.

Les résultats d'évaluation du changement d'occupation pendant 30 ans ont montré que les plans d'eau, les bâtis et les matorrals ont progressé de 273, 424 et 1352 ha, respectivement. Par contre, les sols nus, les terres agricoles et les forêts ont régressé de 586, 847 et 614 ha, respectivement. Ce changement d'occupation a permis une augmentation des pertes moyennes annuelles de 23,9 à 24,5 t.ha⁻¹.an⁻¹. L'érosion est plus marquée dans les espaces bâties, suivie par les sols nus, les terres agricoles et les matorrals. Alors qu'elle est quasiment nulle dans les forêts et nulle dans les plans d'eau. La relation entre les pertes en sol moyennes et les classes d'occupation des sols a fait ressortir une corrélation très hautement significative ($0,993 \leq r \leq 0,999$; $p < 0,01$), tout en soulignant le rôle du couvert végétal dans l'atténuation du processus érosif. Cette étude a fait valoir l'influence des actions anthropiques dans le changement d'occupation des sols et l'aggravation de l'érosion hydrique.

Les deux modèles USLE et RUSLE ont prouvé leur fiabilité dans l'évaluation de l'érosion hydrique tant au niveau des résultats des facteurs de l'érosion qu'au niveau des cartes de distribution spatiale des zones érodées. La comparaison entre les deux modèles empiriques a montré que l'USLE a permis une bonne estimation de A tout en respectant la gamme des valeurs d'érosion en nappe mesurées en Algérie. Tandis le RUSLE a permis d'estimer SY avec une source d'erreur très minime comparativement aux données d'envasement annuel du barrage de Boukourdane.

Par conséquent, la méthodologie utilisée dans notre travail peut être considérée comme pertinente et cohérente, en fournissant des résultats proches de la réalité avec des taux d'erreur très faibles dans le cadre de notre recherche. Cette approche peut également être extrapolée dans d'autres régions présentant des caractéristiques géomorphologiques, biophysiques et climatiques similaires. Les résultats de cette étude peuvent être utilisés pour fournir un support scientifique et technique aux plans de conservation et de gestion du bassin versant de l'Oued El Hachem.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Achite M., Touaibia B., Ouillon S. (2006). Erosion hydrique en Algérie du Nord : Ampleur, conséquences et Perspectives. 14th Int. Soil Conserv. Organ. Conf. Water Manag. Soil Conserv. Semi-Arid Environ. Marrakech, Morocco
- Adhikari B., Nadella K. (2011). Ecological economics of soil erosion: a review of the current state of knowledge. *Ann N Y Acad Sci* 1219:134–152. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05910.x>
- Aksoy H., Kavvas M. L. (2005). A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena* 64:247–271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.08.008>
- Alexakis D.D., Hadjimitsis D. G., Agapiou A. (2013). Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of “Yialias” in Cyprus. *Atmos. Res.* 131:108–124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.02.013>
- Andoh H. F., Antwi B. O., Wakatsuiki T., Atakora E. T. (2012). Estimation of soil erodibility and rainfall erosivity patterns in the agroecological zones of Ghana. *J. Soil Sci. Environ. Manag.* 3:275–279
- Apaydin H., Erpul G., Bayramin I., Gabriels D. (2006). Evaluation of indices for characterizing the distribution and concentration of precipitation: A case for the region of Southeastern Anatolia Project, Turkey. *J. Hydrol.* 328:726–732
- Arnoldus H. M. J. (1980). An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In: Gabriels D. (ed) *Assessment of erosion*. Chichester, Wiley, pp 127–132
- Badreddine B., Mohammed H., Boutkhal M., Ahmed A. (2021). Assessment of erosion: use of nuclear techniques and conventional methods—case of the Fergoug watershed, Algeria. *Environ. Monit. Assess.* 193:55. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08826-w>
- Behera M., Sena D. R., Mandal U., et al. (2020). Integrated GIS-based RUSLE approach for quantification of potential soil erosion under future climate change scenarios. *Environ. Monit. Assess.* 192:1–18. <https://doi.org/10.1007/S10661-020-08688-2>
- Belay T., Mengistu D. A. (2021). Impacts of land use/land cover and climate changes on soil erosion in Muga watershed, Upper Blue Nile basin (Abay), Ethiopia. *Ecol Process* 10:68. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00339-9>
- Ben Cheikha L., Jaoued M., Aouadi T., et al. (2021). Quantifying of water erosion and sediment yield by SEAGIS model in Rmel watershed (north-eastern Tunisia). *Environ. Earth Sci.* 80:1–13. <https://doi.org/10.1007/S12665-021-10103-Z>
- Ben Slimane A. (2013). Rôle de l'érosion ravinaire dans l'envasement des retenues collinaires dans la Dorsale tunisienne et le Cap Bon. Montpellier, SupAgro
- Benchettouh A., Kouri L., Jebari S. (2017). Spatial estimation of soil erosion risk using RUSLE/GIS techniques and practices conservation suggested for reducing soil erosion in Wadi Mina watershed (northwest, Algeria). *Arab. J. Geosci.* 10:79. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-2875-6>

- Bergonse R., Reis E. (2015). Reconstructing pre-erosion topography using spatial interpolation techniques: a validation-based approach. *J. Geogr. Sci.* 25:196–210
- Bhandari K. P., Aryal J., Darnsawadi R. (2015). A geospatial approach to assessing soil erosion in a watershed by integrating socio-economic determinants and the RUSLE model. *Nat Hazards* 75:321–342.
- Bhattacharya R. K., Chatterjee N. D., Das K. (2020). Estimation of erosion susceptibility and sediment yield in ephemeral channel using RUSLE and SDR model: Tropical plateau fringe region, india. *Adv. Sci. Technol. Innov.* 163–185. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23243-6_10
- Bhattacharya R. K., Das Chatterjee N. (2021). Fluvial Sediment Budget and Mining Impact Assessment: Use of RUSLE, SDR and Hydraulic Models. *Environ. Sci. Eng.* 51–104. https://doi.org/10.1007/978-3-030-72296-8_3
- Bonn F. (1998). La spatialisation des modèles d'érosion des sols à l'aide de la télédétection et des SIG : possibilités, erreurs et limites. *Sci. Chang. planétaires/Sécheresse* 9:185–192
- Borges A. L. (1993). Modélisation de l'érosion sur deux bassins versants expérimentaux des Alpes du Sud. Université Joseph-Fourier-Grenoble I
- Borrelli P., Alewell C., Alvarez P., et al. (2021). Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Sci Total Environ* 780:146494. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>
- Botterweg P., Leek R., Romstad E., Vatn A. (1998). The EUROSEM-GRIDSEM modeling system for erosion analyses under different natural and economic conditions. *Ecol. Modell.* 108:115–129. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00023-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00023-4)
- Bou Kheir R., Girard M. C., Khawle M., Abdallah C. (2001). Erosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens. *Études Gest. des sols* 8:231–245
- Bouderbala D., Souidi Z., Donze F., et al. (2018). Mapping and monitoring soil erosion in a watershed in western Algeria. *Arab. J. Geosci.* 11:744. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4092-3>
- Boufeldja S., Baba Hamed K., Bouanani A., Belkendil A. (2020). Identification of zones at risk of erosion by the combination of a digital model and the method of multi-criteria analysis in the arid regions: case of the Bechar Wadi watershed. *Appl. Water. Sci.* 10:121. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01191-6>
- Cai Q. G., Wang H., Curtin D., Zhu Y. (2005). Evaluation of the EUROSEM model with single event data on Steeplands in the Three Gorges Reservoir Areas, China. *Catena* 59:19–33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.05.008>
- Capra A., Porto P., La Spada C. (2017). Long-term variation of rainfall erosivity in Calabria (Southern Italy). *Theor. Appl. Climatol.* 128:141–158
- Cerdan O., Govers G., Le Bissonnais Y., et al. (2010). Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122:167–177. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Souchère V., et al. (2006). Guide méthodologique pour un zonage départemental de l'érosion des sols. Rapport n 3: Synthèse et recommandations générales. Orléans Cedex 2

- Chafai A., Brahim N., Shimi N. S. (2020). Mapping of water erosion by GIS/RUSLE approach: watershed Ayda river—Tunisia study. *Arab. J. Geosci.* 13:810. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05774-0>
- Cherni S., Samaali H. (2012). Estimation des paramètres de l'érosion hydrique à l'aide de la télédétection et du SIG: cas du bassin-versant de l'Oued Tlil (Nord-Est de la Tunisie). *Rev. Geomorphol.* 14:29–37
- Chesworth W. (2008). *Encyclopedia of soil science*. Springer Science & Business Media
- Chughtai A. H., Abbasi H., Karas I. R. (2021). A review on change detection method and accuracy assessment for land use land cover. *Remote Sens Appl Soc Environ* 22:100482. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100482>
- Colman C. B., Garcia K. M. P., Pereira R. B., et al. (2018). Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed. *Rbrh* 23:9. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170178>
- Dabral P. P., Baithuri N., Pandey A. (2008). Soil erosion assessment in a hilly catchment of North Eastern India using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resour. Manag.* 22:1783–1798
- Dahmani A. (2012). Contribution à l'étude de l'érosion et du ruissellement des sols rouges dans les monts de Tlemcen: Utilisation de simulation de pluies. Université Abou Bakr Belkaid
- Das A., Remesan R., Chakraborty S., Kumar Gupta A. (2022). Investigation of human-induced land use dynamics in a representative catchment on the Chota Nagpur Plateau, India: A spatiotemporal application of soil erosion modeling with connectivity index studies. *CATENA* 217:106524. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106524>
- De Jong S. M. (1994). Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a Mediterranean environment. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap
- De Jong S. M., Paracchini M. L., Bertolo F., et al. (1999). Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. *Catena* 37:291–308. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00038-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00038-7)
- Debnath J., Das(Pan) N. (2022). Effect of Land Use/Land Cover Change on Soil Loss in the Tropical River Catchment of Northeast India BT - Geospatial Technology for Environmental Hazards: Modeling and Management in Asian Countries. In: Shit P. K., Pourghasemi H. R., Bhunia G. S., et al. (eds). Springer International Publishing, Cham, pp 75–96
- Demmak A. (1982). Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie septentrionale
- Demmak A. (2010). Réalisation de l'étude d'actualisation du plan national de l'eau en Algérie. Mission 2 : Ressources et demandes. Tome 3 : Envasement des barrages
- Desmet P. J. J., Govers G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil Water Conserv.* 51:427–433
- Devatha C. P., Deshpande V., Renukaprasad M. S. (2015). Estimation of Soil loss Using USLE Model for Kulhan Watershed, Chattisgarh- A Case Study. *Aquat Procedia* 4:1429–1436. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.185>

- Diodato N. (2006). Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) Monthly Erosivity Index from Readily Available Rainfall Data in Mediterranean Area. *Environmentalist* 26:63–70. <https://doi.org/10.1007/s10669-006-5359-x>
- Diodato N., Soriano M. (2014). Rainfalls and Storm Erosivity. In: Diodato N., Bellocchi G. (eds) *Storminess and Environmental Change: Climate Forcing and Responses in the Mediterranean Region*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 39–51
- Djoukbala O., Hasbaia M., Benselama O., Mazour M. (2019). Comparison of the erosion prediction models from USLE, MUSLE and RUSLE in a Mediterranean watershed, case of Wadi Gazouana (NW of Algeria). *Model. Earth Syst. Environ.* 5:725–743
- Djoukbala O., Mazour M., Hasbaia M., Benselama O. (2018). Estimating of water erosion in semiarid regions using RUSLE equation under GIS environment. *Environ Earth Sci* 77:345. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7532-1>
- Dumas P. (2010). Méthodologie de cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion appliquée à la région de Dumbéa à Païta-Bouloupari (Nouvelle-Calédonie). *Les Cah. d'Outre-Mer Rev. géographie Bordeaux* 63:567–584
- Durigon V. L., Carvalho D. F., Antunes M. A. H., et al. (2014). NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *Int. J. Remote Sens.* 35:441–453. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>
- Ebrahimzadeh S., Motagh M., Mahboub V., Harijani F. M. (2018). An improved RUSLE/SDR model for the evaluation of soil erosion. *Environ. Earth Sci.* 77:454. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7635-8>
- El Garouani A., Chen H., Lewis L., et al. (2008). Cartographie de l'utilisation du sol et de l'érosion nette à partir d'images satellitaires et du sig idrisi au nord-est du Maroc. *Rev. Télédétection* 8:193–201
- El Hage Hassan H., Charbel L., Touchart L. (2015). Cartographie des conditions de l'érosion hydrique des sols au Mont-Liban: exemple de la région d'El Aaqouira. *Physio-Géo. Géographie Phys. Environ.* 141–156
- El Hage Hassan H., Charbel L., Touchart L. (2018) Modélisation de l'érosion hydrique à l'échelle du bassin versant du Mhaydssé. Békaa-Liban. [Vertigo] *La Rev électronique en Sci l'environnement* 18:27. <https://doi.org/10.4000/vertigo.19804>
- El Jazouli A., Barakat A., Ghafiri A., et al. (2017). Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). *Geosci. Lett.* 4:25. <https://doi.org/10.1186/s40562-017-0091-6>
- El Jazouli A., Barakat A., Khellouk R., et al (2019). Remote sensing and GIS techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco). *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 13:361–374. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.12.004>
- Elaloui A., Marrakchi C., Fekri A., et al. (2017). USLE-based assessment of soil erosion by water in the watershed upstream Tessaoute (Central High Atlas, Morocco). *Model. Earth Syst. Environ.* 3:873–885. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0340-x>
- Elbouqdaoui K., Ezzine H., Badrahoui M., et al. (2005). Approche méthodologique par télédétection et SIG de l'évaluation du risque potentiel d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued Srou (Moyen Atlas, Maroc). *Geo. Eco. Trop.* 29:25–36

- Erdogan E. H., Erpul G., Bayramin İ. (2007). Use of USLE/GIS methodology for predicting soil loss in a semiarid agricultural watershed. *Environ Monit Assess* 131:153–161. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9464-6>
- Eskandari S., Ali Mahmoudi Sarab S., Pourhashemi M., Ahmadloo F. (2022). Chapter 12 - Selection of the best pixel-based algorithm for land cover mapping in Zagros forests of Iran using Sentinel-2A data: A case study in Khuzestan province. In: Pourghasemi HRBT-C in E and ES (ed). Elsevier, pp 181–190
- FAO, ITPS (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Farhan Y., Nawaiseh S. (2015). Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. *Environ. Earth. Sci.* 74:4649–4669. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4430-7>
- Favis-Mortlock D. (2002). Erosion by water. *Encycl Soil Sci* Marcel Dekker, New York 452–456
- Ferreira C. S. S., Seifollahi-Aghmiuni S., Destouni G., et al. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Sci Total Environ* 805:150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- Ferro V., Minacapilli M. (1995). Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrol. Sci. Hydrol.* 40:703. <https://doi.org/10.1080/02626669509491460>
- Fistikoglu O., Harmancioglu N. B. (2002). Integration of GIS with USLE in assessment of soil erosion. *Water Resour Manag* 16:447–467
- Flanagan D. C., Gilley J. E., Franti T. G. (2007). Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development History, Model Capabilities, and Future Enhancements. *Trans ASABE* 50:1603–1612. <https://doi.org/10.13031/2013.23968>
- Foth H. D. (1990). *Fundamentals of soil science*, 8th edn. New York
- Fu G., Chen S., McCool D. K. (2006). Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil tillage Res.* 85:38–49. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.11.009>
- Ganasri B. P., Ramesh H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geosci. Front.* 7:953–961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- García-Ruiz J. M., Lana-Renault N. (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140:317–338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- Gaubi I., Chaabani A., Ben Mammou A. Hamza M. H. (2017). A GIS-based soil erosion prediction using the revised universal soil loss equation (RUSLE) (Lebna watershed, Cap Bon, Tunisia). *Nat. Hazards* 86:219–239. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2684-3>
- Gelagay H. S., Minale A. S. (2016). Soil loss estimation using GIS and Remote sensing techniques: A case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. *Int Soil Water Conserv Res* 4:126–136
- Ghosh D., Banerjee M., Karmakar M., Mandal D. (2022). Application of Geoinformatics and AHP Technique to Delineate Flood Susceptibility Zone: A Case Study of Silabati

- River Basin, West Bengal, India BT - Geospatial Technology for Environmental Hazards: Modeling and Management in Asian Countries. In: Shit P. K., Pourghasemi H. R., Bhunia G. S., et al. (eds). Springer International Publishing, Cham, pp 97–130
- Giang P. Q., Toshiki K., Sakata M., et al. (2014). Modelling Climate Change Impacts on the Seasonality of Water Resources in the Upper Ca River Watershed in Southeast Asia. *Sci. World J.* 2014:279135. <https://doi.org/10.1155/2014/279135>
- Girard M. C., Girard C. (1999). *Traitement des données en télédétection* Dunod edn. Malakoff, Fr
- Girard M. C., Walter C., Berthelin J., Remy J. C. (2011). *Sols et environnement un cours complet des exercices des suppléments en ligne-master-écoles d'ingénieur-CAPES/AGREG.* Dunod
- Gitas I. Z., Douros K., Minakou C., et al. (2009). Multi-temporal soil erosion risk assessment in N. Chalkidiki using a modified USLE raster model. *EARSeL eProceedings* 8:40–52
- Gómez-Gutiérrez Á., Conoscenti C., Angileri S. E., et al. (2015). Using topographical attributes to evaluate gully erosion proneness (susceptibility) in two mediterranean basins: Advantages and limitations. *Nat. Hazards* 79:291–314
- Guo Y., Peng C., Zhu Q., et al. (2019). Modelling the impacts of climate and land use changes on soil water erosion: model applications, limitations and future challenges. *J. Environ. Manage.* 250:109403. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109403>
- Hagner O., Reese H. (2007). A method for calibrated maximum likelihood classification of forest types. *Remote Sens. Environ.* 110:438–444. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.08.017>
- Hameed H. M., Fage G. R., Rasul A. (2020). Effects of Land Cover Change on Surface Runoff Using GIS and Remote Sensing: A Case Study Duhok Sub-basin BT - Environmental Remote Sensing and GIS in Iraq. In: Al-Quraishi AMF, Negm AM (eds). Springer International Publishing, Cham, pp 205–223
- Haoues C. (2008). Evaluation par analyse multicritères du risque d'érosion dans la vallée de l'Oued Labiod (Approche systémique). Université de Batna 2
- Hardaha M. K. (2018). Modeling Soil Erosion by Water. In: Dagar J. C., Singh A. K. (eds) *Ravine Lands: Greening for Livelihood and Environmental Security.* Springer Singapore, Singapore, pp 549–572
- Hernando D., Romana M. G. (2016). Estimate of the (R) USLE rainfall erosivity factor from monthly precipitation data in mainland Spain. *J. Iber. Geol.* 42:113–124
- Hicks D. H., Anthony T. (2001). *Soil conservation technical handbook.* Scientific Publishers
- Hrabalíková M., Janeček M. (2017). Comparison of different approaches to LS factor calculations based on a measured soil loss under simulated rainfall. *Soil Water Res.* 12:69–77
- Hui L., Xiaoling C., Lim K. J., et al. (2010). Assessment of soil erosion and sediment yield in Liao watershed, Jiangxi Province, China, Using USLE, GIS, and RS. *J. Earth Sci.* 21:941–953. <https://doi.org/10.1007/s12583-010-0147-4>

- Iqbal M. F., Khan I. A. (2014). Spatiotemporal Land Use Land Cover change analysis and erosion risk mapping of Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. *Egypt J Remote Sens Sp Sci* 17:209–229. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2014.09.004>
- Issa L. K., Lech-Hab K. B. H., Raissouni A., El Arrim A. (2016). Cartographie quantitative du risque d'érosion des sols par approche SIG/USLE au niveau du bassin versant Kalaya (Maroc Nord Occidental). *J. Mater. Env. Sci.* 7:2778–2795
- Jaafari Y., Benabdelhadi M. (2020). Assessment of Rainfall Soil Loss in Allal El Fassi Watershed (Mean Atlas Morocco) Using RUSLE Method Combining to GIS and Remote Sensing. In: *Geospatial Technology*. Springer, pp 95–103
- Jain M. K., Das D. (2009). Estimation of Sediment Yield and Areas of Soil Erosion and Deposition for Watershed Prioritization using GIS and Remote Sensing. *Water Resour Manag* 2009 2410 24:2091–2112. <https://doi.org/10.1007/S11269-009-9540-0>
- Jamshidi R., Dragovich D., Webb A. A. (2012). Native forest C factor determination using satellite imagery in four sub-catchments. *Revisiting Exp. catchment Stud. For Hydrol.* 353:64–73
- Jemai S., Kallel A., Agoubi B., Abida H. (2021). Soil Erosion Estimation in Arid Area by USLE Model Applying GIS and RS: Case of Oued El Hamma Catchment, South-Eastern Tunisia. *J. Indian Soc. Remote Sens.* 49:1293–1305. <https://doi.org/10.1007/s12524-021-01320-x>
- Karaburun A. (2010). Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. *Ozean J. Appl. Sci.* 3:77–85
- Keesstra S., Pereira P., Novara A., et al. (2016). Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Sci Total Environ* 551–552:357–366. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.182>
- Kenneth E., Spaeth J. (2020). Hydrology and Erosion Processes. In: *Soil Health on the Farm, Ranch, and in the Garden*. Springer International Publishing, Cham, pp 85–136
- Khanchoul K., Boubehziz S. (2019). Spatial variability of soil erodibility at el Hammam catchment, northeast of Algeria. *Environ. Ecosyst. Sci.* 3:17–25
- Kidane M., Bezie A., Kesete N., Tolessa T. (2019). The impact of land use and land cover (LULC) dynamics on soil erosion and sediment yield in Ethiopia. *Heliyon* 5:e02981. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02981>
- Kinnell P. I. A., Risse L. M. (1998). USLE-M: Empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1667–1672
- Kirkels F., Cammeraat L. H., Kuhn N. J. (2014). The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes—A review of different concepts. *Geomorphology* 226:94–105
- Kumar S. (2019). Geospatial Approach in Modeling Soil Erosion Processes in Predicting Soil Erosion and Nutrient Loss in Hilly and Mountainous Landscape. In: Navalgund RR, Kumar A. S., Nandy S. (eds) *Remote Sensing of Northwest Himalayan Ecosystems*. Springer Singapore, Singapore, pp 355–380
- Kumar S. (2020). Geospatial Applications in Modeling Climate Change Impact on Soil Erosion. In: Venkatramanan V., Shah S., Prasad R. (eds) *Global Climate Change: Resilient and Smart Agriculture*. Springer Singapore, Singapore, pp 249–272

- Landis J. R., Koch G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 159–174
- Lelandais F., Fabre G. (1996). Plan d'aménagement anti-érosif du bassin-versant de l'oued Ouergha (Maroc), Risques d'érosion et systèmes d'information géographique. *Bull. Réseau Eros.* 16:439–443
- Li Z., Fang H. (2016). Impacts of climate change on water erosion: A review. *Earth-Science Rev* 163:94–117
- López-Vicente M., Navas A., Machín J. (2008). Identifying erosive periods by using RUSLE factors in mountain fields of the Central Spanish Pyrenees. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12:523–535. <https://doi.org/10.5194/hess-12-523-2008>
- Lu M., Chen B., Liao X., et al. (2017). Forest Types Classification Based on Multi-Source Data Fusion. *Remote Sens.* 9
- Maamar-Kouadri K., Kouri L., Chebouti Y. (2016) Utilisation de l'Indice d'Arnoldus pour cartographier les risques d'érosivité des pluies dans le Tell oranais (Algérie). *Geo. Eco. Trop.* 40:287–296
- Maetens W., Poesen J., Vanmaercke M. (2012). How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? *Earth-Science Rev* 115:21–36. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.08.003>
- Magesh N. S., Chandrasekar N. (2016). Assessment of soil erosion and sediment yield in the Tamiraparani sub-basin, South India, using an automated RUSLE-SY model. *Environ Earth Sci* 75:1208. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6010-x>
- Mandal D., Sharda V. N. (2013). Appraisal of soil erosion risk in the Eastern Himalayan region of India for soil conservation planning. *L. Degrad. Dev.* 24:430–437
- Maner S. B. (1962). Factors influencing sediment delivery ratios in the Blackland Prairie land resource area. US Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Texas
- Markhi A., Laftouhi N., Soulaïmani A., Fnguire F. (2015). Quantification et évaluation de l'érosion hydrique en utilisant le modèle RUSLE et déposition intégrés dans un SIG. Application dans le bassin versant N'fis dans le haut atlas Marrakech (Maroc) *E. S. J.* 11:340–356
- Mati B. M., Morgan R. P. C., Gichuki F. N., et al. (2000). Assessment of erosion hazard with the USLE and GIS: A case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenya. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 2:78–86
- Mazour M., Morsli B., Touil A., et al. (2008). Aménagement et techniques traditionnelles de conservation de l'eau et du sol dans le Nord Ouest algérien. *ISCO proceedings tucson ars ag gov P 4:*
- Mazour M., Roose E. (1996). Influence de la couverture végétale sur le ruissellement et l'érosion des sols sur parcelles d'érosion dans des bassins versants du Nord-Ouest de l'Algérie
- McCool D. K., Foster G. R., Mutchler C. K., Meyer L. D. (1989). Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans ASAE* 32:1571–1576
- Meddi M. (2013). Sediment transport and rainfall erosivity evolution in twelve basins in Central and Western Algeria. *J. Urban Environ. Eng.* 7:253–263

- Meddi M. (2015). Contribution à l'étude du transport solide en Algérie du nord. *LARHYSS J.* 315–336
- Meddi M., Toumi S., Assani A. A. (2016). Spatial and temporal variability of the rainfall erosivity factor in Northern Algeria. *Arab. J. Geosci.* 9:282–294. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2303-8>
- Meddi M., Toumi S., Assani A. A., Eslamian S. (2014). Regionalisation of rainfall erosivity in northern Algeria. *Int. J. Hydrol. Sci. Technol.* 4:155–175
- Meghraoui M., Habi M., Morsli B., et al. (2017). Mapping of soil erodibility and assessment of soil losses using the RUSLE model in the Sebaa Chioukh Mountains (northwest of Algeria). *J water L Dev* 34:205–213. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0055>
- Meliho M., Khattabi A., Mhammdi N. (2020). Spatial assessment of soil erosion risk by integrating remote sensing and GIS techniques: a case of Tensift watershed in Morocco. *Environ Earth Sci* 79:207–225. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-08955-y>
- Menasria A., Meddi M., Habaieb H. (2021). Mapping the Risk of Soil Erosion in the Medjerda and Mellegue Catchments Using the RUSLE Model, Remote Sensing, and GIS. *Taiwan Water Conserv* 69:12–39. [https://doi.org/10.6937/TWC.202112/PP_69\(4\).0002](https://doi.org/10.6937/TWC.202112/PP_69(4).0002)
- Merritt W. S., Letcher R. A., Jakeman A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environ. Model. Softw.* 18:761–799. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1)
- Mitasova H., Hofierka J., Zlocha M., Iverson L. R. (1996). Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 10:629–641
- Moore I. D., Burch G. J. (1986). Modelling Erosion and Deposition: Topographic Effects. *Trans. ASAE* 29:1624–1630. <https://doi.org/10.13031/2013.30363>
- Moore I. D., Wilson J. P. (1992). Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *J Soil Water Conserv* 47:423–428
- Morgan R. P. C., Quinton J. N., Smith R. E., et al. (1998). The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surf. Process. Landforms J. Br. Geomorphol. Gr* 23:527–544
- Morschel J., Fox D. (2004). Une méthode de cartographie du risque érosif : exemple d'application aux collines du Terrefort lauragais. *Mappe Monde* 1–11
- Mostephaoui T., Merdas S., Sakaa B., et al. (2013). Cartographie Des Risques D'érosion Hydrique Par L'application De L'équation Universelle De Pertes En Sol A L'aide D'un Systeme D'information Geographique Dans Le Bassin Versant D'el Hamel (boussaada) Algérie. *J. Algérien des Régions Arides* 12:131–147
- Mukanov Y., Chen Y., Baisholanov S., et al. (2019). Estimation of annual average soil loss using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) integrated in a Geographical Information System (GIS) of the Esil River basin (ERB), Kazakhstan. *ACTA Geophys* 67:921–938. <https://doi.org/10.1007/s11600-019-00288-0>
- Nagaraju M. S. S., Obi Reddy G. P., Maji A. K., et al. (2011). Soil Loss Mapping for Sustainable Development and Management of Land Resources in Warora Tehsil of Chandrapur District of Maharashtra: An Integrated Approach Using Remote Sensing

- and GIS. *J Indian Soc Remote Sens* 39:51–61. <https://doi.org/10.1007/s12524-010-0055-1>
- Nagdeve M., Paul P. K., Zhang Y., Singh R. (2021). Continuous Contour Trench (CCT): Understandings of hydrological processes after standardization of dimensions and development of a user-friendly software. *Soil Tillage Res* 205:104792. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104792>
- Nash J. E., Sutcliffe J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10:282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Nasir N., Selvakumar R. (2018). Influence of land use changes on spatial erosion pattern, a time series analysis using RUSLE and GIS: the cases of Ambuliyar sub-basin, India. *ACTA Geophys* 66:1121–1130. <https://doi.org/10.1007/s11600-018-0186-2>
- Nearing M. A., Pruski F. F., O’neal M. R. (2004). Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *J. Soil Water Conserv.* 59:43–50
- Nehaï S. A., Guettouche M. S. (2020). Soil loss estimation using the revised universal soil loss equation and a GIS-based model: a case study of Jijel Wilaya, Algeria. *Arab. J. Geosci.* 13:152–164. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-5160-z>
- O’Neal M. R., Nearing M. A., Vining R. C., et al. (2005). Climate change impacts on soil erosion in Midwest United States with changes in crop management. *Catena* 61:165–184
- Oldeman L. R., Hakkeling R. T. A., Sombroek W. G. (1990). World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note. International Soil Reference and Information Centre
- Olivares B., Verbist K., Lobo D., et al. (2011). Evaluation of the USLE model to estimate water erosion in an Alfisol. *J. soil Sci. plant Nutr.* 11:72–85
- Onyando J. O., Kisoyan P., Chemelil M. C. (2005). Estimation of potential soil erosion for river Perkerra catchment in Kenya. *Water Resour. Manag.* 19:133–143. <https://doi.org/10.1007/S11269-005-2706-5>
- Osman K. T. (2014). Soil Erosion by Water. In: *Soil Degradation, Conservation and Remediation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 69–101
- Oudja A., Benfetta H., Porto P., et al. (2022). GIS and remote sensing integration for sediment performance assessment based on a RUSLE and sediment delivery ratio model in northwest Algeria. *Arab. J. Geosci.* 15:1–21. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09502-8>
- Ozcan A. U., Erpul G., Basaran M., Erdogan H. E. (2008). Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass—Cankırı, Turkey. *Environ Geol* 53:1731–1741. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0779-6>
- Pandey A., Chowdary V. M., Mal B. C. (2007). Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resour. Manag.* 21:729–746
- Pandey A., Himanshu S. K., Mishra S. K., Singh V. P. (2016). Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. *Catena* 147:595–620

- Pandey S., Kumar P., Zlatic M., et al. (2021). Recent advances in assessment of soil erosion vulnerability in a watershed. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 9:305–318. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.03.001>
- Patil R. J. (2018). USLE–GIS-Based Soil Erosion Assessment: An Overview. In: Patil RJ (ed) *Spatial Techniques for Soil Erosion Estimation: Remote Sensing and GIS Approach*. Springer International Publishing, Cham, pp 7–27
- Patil R. J., Sharma S. K. (2013). Remote Sensing and GIS based modeling of crop/cover management factor (C) of USLE in Shakker river watershed. In: *International Conference on Chemical, Agricultural and Medical Sciences (CAMS-2013) Dec.* pp 1–4
- Payet E., Dumas P., Pennober G. (2012). Modélisation de l'érosion hydrique des sols sur un bassin versant du sud-ouest de Madagascar, le Fiherenana. *VertigO la Rev. électronique en Sci. l'environnement* 11
- Pham T. G., Degener J., Kappas M. (2018). Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. *Int Soil Water Conserv Res* 6:99–110. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>
- Phinzi K., Ngetar N. S. (2019). The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review. *Int Soil Water Conserv. Res.* 7:27–46. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.12.002>
- Prosdocimi M., Tarolli P., Cerdà A. (2016). Mulching practices for reducing soil water erosion: A review. *Earth-Science Rev* 161:191–203. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.006>
- Pruski F. F., Nearing M. A. (2002). Runoff and soil-loss responses to changes in precipitation: A computer simulation study. *J. Soil Water Conserv.* 57:7–16
- Rabarimanana M., Andriamasimanana R., Rasolomanana E., Robison L. (2012). Etude de la vulnérabilité du bassin versant du lac Ihotry a l'érosion en nappe. *Madamines* 4:53–61
- Rajbanshi J., Bhattacharya S. (2020). Assessment of soil erosion, sediment yield and basin specific controlling factors using RUSLE-SDR and PLSR approach in Konar river basin, India. *J Hydrol* 124935. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124935>
- Remini B., Mokeddem F. Z. (2018). Boukourdane (Algeria): a reservoir dam with low siltation rate. *LARHYSS J.* 35:29–44
- Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A., et al. (1997). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Government Printing
- Renard K. G., Freimund J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *J. Hydrol.* 157:287–306
- Renfro R., Waldo P. (1983). *Validations of sediment delivery ratio Prediction techniques*. Research paper
- Rickson R. J. (2014). Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Sci Total Environ* 468:1187–1197

- Rompaey A. Van, Bazzoffi P., Jones R. J. A., Montanarella L. (2005). Modeling sediment yields in Italian catchments *Geomorphology* 65:157–169. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.006>
- Roose E. (1994). Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES)
- Roose E. (2010). La dégradation des terres et l'érosion des sols. In: Editions IRD (ed) *Gestion durable de l'eau et des sols au Maroc : Valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes*. Marseille, pp 21–31
- Roose E., Chebbani R., Bourougaa L. (2000). Ravinement en Algérie. Typologie, facteurs de contrôle, quantification et réhabilitation. *Sci. Chang. planétaires/Sécheresse* 11:317–326
- Rostami N., Salajeghe A. (2011). Selecting the best model of Sediment Delivery Ratio estimation in Ilam dam basin. *Adv. Environ. Biol.* 5:795–802
- Sabzevari T., Talebi A. (2019). Effect of hillslope topography on soil erosion and sediment yield using USLE model. *ACTA Geophys.* 67:1587–1597. <https://doi.org/10.1007/s11600-019-00361-8>
- Sadiki A. (2005). Estimation de l'état de dégradation des sols dans le bassin versant de l'oued Boussouab, Maroc nord oriental : Application du modèle empirique (USLE), de la technique du radio-isotope ¹³⁷Cs et de la susceptibilité magnétique. Université Mohamed Premier
- Sadiki A., Bouhlassa S., Auajjar J., et al. (2004). Utilisation d'un SIG pour l'évaluation et la cartographie des risques d'érosion par l'Equation universelle des pertes en sol dans le Rif oriental (Maroc): cas du bassin versant de l'oued Boussouab. *Bull l'Institut Sci Rabat, Sect. Sci. la Terre* 26:69–79
- Sadiki A., Faleh A., Zêzere J. L., Mastass H. (2009). Quantification de l'Erosion en Nappes dans le Bassin Versant de l'Oued Sahla-Rif Central Maroc. *Cah. Géographiques* 6:59–70
- Sahli Y., Mokhtari E., Merzouk B., et al. (2019) Mapping surface water erosion potential in the Soummam watershed in Northeast Algeria with RUSLE model. *J Mt Sci* 16:1606–1615. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-5325-3>
- Saoud M., Meddi M. (2022). Mapping of Erosion Using USLE, GIS and Remote Sensing in Wadi El Hachem Watershed (Northern Algeria): Case Study. *J. Indian Soc. Remote Sens.* 50:569–581. <https://doi.org/10.1007/s12524-021-01481-9>
- Saoud M., Meddi M. (2023). Estimation of soil erosion and sediment yield in Wadi El Hachem watershed (Algeria) using the RUSLE-SDR approach. *J. Mt. Sci.* 20:367–380. <https://doi.org/10.1007/s11629-022-7549-5>
- Saygın S. D., Ozcan A. U., Basaran M., et al. (2014). The combined RUSLE/SDR approach integrated with GIS and geostatistics to estimate annual sediment flux rates in the semi-arid catchment, Turkey. *Environ Earth Sci* 71:1605–1618. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2565-y>
- Schmidt S., Alewell C., Meusburger K. (2019). Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands. *J Maps* 15:247–256. https://doi.org/10.1080/17445647.2019.1585980/SUPPL_FILE/TJOM_A_1585980_S_M9601.ZIP

- Sepuru T. K., Dube T. (2018). An appraisal on the progress of remote sensing applications in soil erosion mapping and monitoring. *Remote Sens Appl Soc Environ* 9:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.10.005>
- Serpa D., Nunes J. P., Santos J., et al. (2015). Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. *Sci. Total Environ.* 538:64–77. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.033>
- Setyawan C., Lee C-Y., Prawitasari M. (2019). Investigating spatial contribution of land use types and land slope classes on soil erosion distribution under tropical environment. *Nat. Hazards* 98:697–718
- Shinde V., Sharma A., Tiwari K. N., Singh M. (2011). Quantitative Determination of Soil Erosion and Prioritization of Micro-Watersheds Using Remote Sensing and GIS. *J Indian Soc Remote Sens* 39:181–192. <https://doi.org/10.1007/s12524-011-0064-8>
- Singh A. K., Kumar S., Naithani S., George J. K. (2019). Soil erosion and sediment yield estimation using remote sensing data and GIS in a Sitlarao watershed of north-western Himalayan region. *Indian J Soil Conserv* 47:143–154
- Singh G., Panda R. K. (2017). Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. *Int Soil Water Conserv Res* 5:202–211. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.05.006>
- Singh R., Phadke V. S. (2006). Assessing soil loss by water erosion in Jamni River Basin, Bundelkhand region, India, adopting universal soil loss equation using GIS. *Curr. Sci.* 1431–1435
- Souidi Z., Hamimed A., Zaagane M., Donze F. (2017). Cartographie des zones à risque d'érosion hydrique : Application au bassin versant d'oued Fergoug dans les monts des Béni-Chougranes en Algérie. *SAGREN* 1:1–8
- Spalevic V., Radanovic D., Skataric G., et al. (2017). Ecological-economic (eco-eco) modelling in the mountainous river basins: Impact of land cover changes on soil erosion. *Poljopr i Sumar* 63:9–25
- Srinivas C. V., Maji A. K., Reddy G. O., Chary G. R. (2002). Assessment of soil erosion using remote sensing and GIS in Nagpur district, Maharashtra for prioritization and delineation of conservation units. *J Indian Soc Remote Sens* 30:197–212. <https://doi.org/10.1007/bf03000363>
- Stone R. P., Hilborn D. (2000). Universal soil loss equation (USLE). Ontario Ministry of Agriculture. Food Rural Aff. 9
- Sulistyo B. (2016). The effect of choosing three different C factor formulae derived from NDVI on a fully raster-based erosion modelling. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. IOP Publishing, p 12030
- Swarnkar S., Malini A., Tripathi S., Sinha R. (2018). Assessment of uncertainties in soil erosion and sediment yield estimates at ungauged basins: an application to the Garra River basin, India. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22:2471–2485. <https://doi.org/10.5194/hess-22-2471-2018>
- Tadrist N., Debauche O., Remini B., et al. (2016). Impact de l'érosion sur l'envasement des barrages, la recharge des nappes phréatiques côtières et les intrusions marines dans la zone semi-aride méditerranéenne : cas du barrage de Boukourdane (Algérie). *Biotechnol Agron Société Environ* 20:453–467

- Thomas J., Joseph S., Thri vikramji K. P. (2018). Assessment of soil erosion in a monsoon-dominated mountain river basin in India using RUSLE-SDR and AHP. *Hydrol. Sci. J.* 63:542–560. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1429614>
- Toubal A. K., Achite M., Ouillon S., Dehni A. (2018). Soil erodibility mapping using the RUSLE model to prioritize erosion control in the Wadi Sahouat basin, North-West of Algeria. *Environ. Monit. Assess.* 190:210–231. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6580-z>
- Toumi S., Meddi M., Mahé G., Brou Y. T. (2013). Cartographie de l'érosion dans le bassin versant de l'Oued Mina en Algérie par télédétection et SIG. *Hydrol. Sci. J.* 58:1542–1558. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.824088>
- Tourki M. (2010). Etude de l'érosion et du transport solide dans le bassin versant de l'Oued Kébir Est, Nord-Est Algérien. Université Badji Mokhtar
- Tribak A., El Garouani A., Abahrour M. (2012). Hydrous erosion in the catchment area of the Wadi Iarbaa (Rif Mountains, Morocco): agents, processes and modeling. *Present Environ. Sustain. Dev.* 6:7–20
- Tsegaye L., Bharti R. (2021). Soil erosion and sediment yield assessment using RUSLE and GIS-based approach in Anjeb watershed, Northwest Ethiopia. *SN. Appl. Sci.* 3:. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04564-x>
- USDA-SCS (1983). National engineering handbook. Section 3, Sedimentation. U.S. Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, D.C.
- Vaezi A. R., Bahrami H. A., Sadeghi S. H. R., Mahdian M. H. (2011). Developing a Nomograph for estimating erodibility factor of calcareous soils in North West of Iran. *Int. J. Geol.* 5:93–100
- Van der Knijff J., Jones R., Montanarella L. (2000). Soil erosion risk assessment in Europe. European Soil Bureau
- Van der Knijff J., Jones R. J. A., Montanarella L. (1999). Soil erosion risk assessment in Italy. Citeseer
- Vanoni V. A. (1975). Sediment deposition engineering. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practices
- Vijith H., Seling L. W., Dodge-Wan D. (2018). Effect of cover management factor in quantification of soil loss: case study of Sungai Akah subwatershed, Baram River basin Sarawak, Malaysia. *Geocarto Int.* 33:505–521. <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1273398>
- Vrieling A. (2006). Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena* 65:2–18. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>
- Vrieling A., Sterk G., de Jong S. M. (2010). Satellite-based estimation of rainfall erosivity for Africa. *J. Hydrol.* 395:235–241
- Wall G. J., Coote D. R., Pringle E. A., Shelton I. J. (2002). RUSLEFAC—Revised universal soil loss equation for application in Canada: A handbook for estimating soil loss from water erosion in Canada. Res Branch, Agric. Agri-Food Canada Ottawa Contrib. No AAFC/AAC2244E 117:
- Wang G., Wenté S., Gertner G. Z., Anderson A. (2002). Improvement in mapping vegetation cover factor for the universal soil loss equation by geostatistical methods

- with Landsat Thematic Mapper images. *Int. J. Remote Sens.* 23:3649–3667.
<https://doi.org/10.1080/01431160110114538>
- Wischmeier W. H., Smith D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Department of Agriculture, Science and Education Administration
- Xiao H., Li Z., Chang X., et al. (2018). The mineralization and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion. *Geoderma* 329:73–81
- Xiong K., Yin C., Ji H. (2018). Soil erosion and chemical weathering in a region with typical karst topography. *Environ. Earth Sci.* 77:1–14
- Xiong M, Sun R, Chen L (2018b) Effects of soil conservation techniques on water erosion control: A global analysis. *Sci Total Environ* 645:753–760.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.124>
- Yjjou M., Bouabid R., El Hmaidi A., Essahlaoui A. (2012). Caractérisation topographique et climatique via le SIG du bassin versant du haut Oum Er-Rbia en amont du barrage El Hansali (SW du Moyen Atlas, Maroc). *J. Hydrocarb. Mines Environ. Res.* 3:104–109
- Young R. A., Onstad C. A., Bosch D. D., Anderson W. P. (1989). AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J Soil Water Conserv.* 44:168–173
- Zachar D. (1982). Soil erosion. Elsevier
- Zhang X. C. (2007). A comparison of explicit and implicit spatial downscaling of GCM output for soil erosion and crop production assessments. *Clim. Change* 84:337–363
- Zhang Q-F., Li W., Wu F-Q. (2008). GIS-based assessment of soil erosion at Nihe Gou Catchment. *Agric Sci China* 7:746–753
- Zhao Y., Bian F., Xie Y., et al. (2013). Towards Open Source Remote Sensing Software – A Survey. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 336–347
- Zhou P., Luukkanen O., Tokola T., Nieminen J. (2008). Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena* 75:319–325.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.010>
- Zini A., Grauso S., Verrubbi V., et al. (2015). The RUSLE erosion index as a proxy indicator for debris flow susceptibility. *Landslides* 12:847–859.
<https://doi.org/10.1007/S10346-014-0515-8>

ANNEXE DES PHOTOS

ANNEXE DES PHOTOS



Photo 1 : Vue générale nord vers la limite sud du bassin, le barrage se trouve au milieu



Photo 2 : Vue générale sud-ouest vers les limites sud du bassin, un ravinement apparait au milieu



Photo 3 : Vue générale sud vers le barrage de Boukourdane et le massif de Chenoua au nord du bassin



Photo 4 : Vue du barrage de Boukourdane



Photo 5 : Un peuplement de Pin d'Alep sur un versant de la colline



Photo 6 : Erosion ravinaire très avancée, menaçant les riverains et leurs terres agricoles, en signalant un début de « badlands »



Photo 7 : Vue d'une partie de la forêt domaniale de Menaceur, limite sud-ouest du bassin.
Un matorral poussé sur un versant de roches calcaire



Photo 8 : A droite, végétation très dense, et à gauche, végétation moins poussée sur une terre affectée par l'érosion



Photo 9 : Terre en pente cultivée perpendiculairement à la pente afin de limiter l'érosion



Photo 10 : Défrichage et mise en culture sur des terres forestières