



ARTICLE

L'impact du Terrassement des Versants sur L'érosion Dans le Pourtour Occidental du Plateau du Jord Tannourine-Aaqoura (Liban)

The Impact of Slope Terracing on Erosion in the Western Edge of the Jord Tannourine-Aaqoura Plateau (Lebanon)

Hussein El Hage Hassan^{1,*}, Laurence Charbel² et Ninon Blond³

¹Département de Géographie, Université Libanaise, Beyrouth, Liban. Laboratoire de recherche : CEDETE (EA 1210), Université d'Orléans, Orléans, France

²Département de Géographie, Université Libanaise, Beyrouth, Liban

³École Normale Supérieure de Lyon, UMR 5600 Environnement, Ville, Société (EVS)–15, Parvis René Descartes, Lyon, 69342, France

*Corresponding Author: Hussein El Hage Hassan. Email: hussein.el-hage-hassan@ul.edu.lb

Received: 24 June 2023 Accepted: 22 November 2023 Published: 27 December 2023

RÉSUMÉ

Le pourtour occidental du plateau du Jord Tannourine-Aaqoura (Liban) est une région montagnarde méditerranéenne qui réunit les conditions de l'érosion hydrique : pluie abondante, pente raide, couvert végétal naturel ravagé et sol sensible à la dégradation. Cependant les terrasses agricoles aménagées depuis des décennies demeurent une pratique robuste pour limiter le ruissellement et élargir la surface agricole utile. Afin d'évaluer l'érosion aréolaire et le rôle des pratiques antiérosives, la méthodologie adoptée repose sur l'équation universelle de l'USLE révisée (RUSLE). La combinaison de paramètres du modèle, dans un SIG, a permis de définir que l'érosion hydrique peut dépasser les 51 t/ha/an essentiellement dans les secteurs marqués par l'absence des terrasses agricoles, et dépourvus d'un couvert végétal dense. Alors que les versants modelés en terrasses ne subissent que des pertes inférieures à 16 t/ha/an. La validation est faite par l'implantation d'un réseau de tiges métalliques. Face à ce risque de dégradation, il semble indispensable de conseiller des techniques agricoles protectrices.

MOTS CLÉS

Erosion hydrique ; terrasse de culture ; RUSLE ; SIG ; Liban

ABSTRACT

The western edge of the Jord Tannourine-Aaqoura plateau (Lebanon) is a Mediterranean mountain region that unites the suitable conditions for water erosion: abundant rain, steep slopes, ravaged natural vegetation cover, and soil susceptible to degradation. However, the agricultural terraces developed for decades remain a robust practice to limit runoff and expand the useful agricultural area. To determine water erosion and the role of anti-erosion practices, the adopted methodology is based on the universal USLE equation revised (RUSLE). The combination of model parameters in a GIS has made it possible to define that water erosion can exceed 51 t/ha/year, mainly in sectors marked by the absence of agricultural terraces, and not associated with dense plant cover. In contrast, terraced slopes induce losses of less than 16 t/ha/year. The implantation of a network of metal rods does the



validation. Faced with this risk of degradation, it seems essential to recommend protective agricultural techniques.

KEYWORDS

Water erosion; cultivation terrace; RUSLE; GIS; Lebanon

1 Introduction

L'agriculture, témoin d'une des plus anciennes civilisations dans le bassin méditerranéen, est passée d'une fonction nourricière à une ouverture vers les besoins du marché national et des marchés extérieurs. Les acteurs locaux agissent sur le territoire en vue de promouvoir le territoire et d'optimiser le secteur agricole. L'agriculture étant l'activité économique principale de la zone d'étude, l'action de ces acteurs demeure capitale dans le maintien du milieu rural et dans la conservation du paysage agricole. Cependant, cette action doit également répondre aux impératifs environnementaux.

Depuis 1962, les travaux d'aménagement locaux, destinés à augmenter la production agricole, ont renforcé la protection du paysage agraire par l'acheminement du surplus d'eau dans des retenues qui s'avèrent indispensables à l'irrigation durant les longues périodes de sécheresse. Les besoins en espace pour la production alimentaire ont également amené les paysans à terrasser les zones en hauteur. Ces constructions ont permis de retenir les sols et de cultiver les versants souvent instables qui, auparavant, étaient considérés comme impropres à la culture (Charbel [1]).

Cependant, l'extension démesurée de l'élevage amplifie les problèmes liés à l'équilibre naturel (Hu et al. [2]). L'exploitation excessive des végétations herbacées, par les bétails, entraîne l'instabilité du sol. Les données statistiques concernant le district du Mont-Liban indiquent la présence de 45700 caprins, représentant 10,6% des exploitations dans ce système au Liban, et de 28000 ovins, constituant 7,5% des exploitations dans ce système au Liban (Charbel et al. [3]).

Au problème d'une végétation dégradée vient s'ajouter l'agressivité des averses. Si les moyennes annuelles peuvent atteindre 1500 mm (selon la station locale de Qartaba), les précipitations peuvent être très concentrées, entraînant l'ablation des sols par les eaux et l'affleurement des roches nues.

Le terrassement des versants, une technique largement pratiquée au Mont Liban, a constitué une réponse essentielle à l'insuffisance des espaces de production. Il s'agit en outre d'un moyen de lutte contre l'érosion qui réduit l'effet de la pente et limite par conséquent la production des sédiments qui affectent la qualité de l'eau par la teneur en nutriments (phosphates) et en micropolluants (pesticides).

L'érosion hydrique, qui se produit essentiellement lors des saisons pluvieuses, est un phénomène naturel amplifié par les activités humaines et constitue une menace importante pour les écosystèmes terrestres. En l'absence d'une protection fournie au sol par la végétation, l'action combinée des facteurs actifs (pluie) et passifs (pente, sol) mène à l'érosion hydrique et affecte les secteurs vulnérables (El Hage Hassan et al. [4]). Le sol est une ressource faiblement renouvelable et il est dégradé plus vite qu'il n'est renouvelé. Le décapage des couches arables, la perte de structure et de fertilité du sol, la réduction de l'espace d'enracinement sont les répercussions du phénomène érosif (Bennett et al. [5]). Dans ce contexte, nous cherchons à évaluer l'effet des pratiques antiérosives dans la région d'étude. Afin de cartographier la répartition spatiale du risque érosif et d'appréhender le rôle des pratiques antiérosives, il est indispensable d'adopter un modèle performant déjà éprouvé et débouchant sur la

construction d'un SIG et la réalisation d'une cartographie. L'équation universelle des pertes en terre l'USLE (Universal Soil Loss Equation) révisée par Renard et al. [6] combine les paramètres les plus significatifs et permet de prendre en considération les mesures de contrôle du processus érosif.

Le modèle, RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) qui peut être adapté à différentes conditions locales, fournit des estimations plus précises par rapport à son antérieur l'USLE et offre une meilleure représentation de la réalité sur le terrain. En ajustant les paramètres d'entrée (R, K, LS, C, P), La version révisée (RUSLE) permet d'évaluer l'impact de différentes pratiques agricoles sur le sol. Cela inclut l'effet de la modification de la couverture végétale, la gestion des pentes, etc.

Après avoir introduit la région d'étude et examiné l'impact des pratiques culturales, nous détaillerons notre méthodologie en utilisant l'équation RUSLE. Nous substituerons également l'indice d'agressivité climatique de Wischmeier et al. [7] par l'équation de Renard et al. [8]. Cette approche méthodologique sera enrichie par l'intégration de données granulométriques issues d'analyses d'échantillons de sols prélevés sur le terrain. Les pertes de sol seront évaluées et présentées sous forme de résultats spatialisés, suivis d'une discussion approfondie.

2 Cadre d'étude

Le pourtour occidental du plateau du Jord Tannourine-Aaqoura (Liban), qui englobe les villages de Laqlouq et Chatine, et une partie de Aaqoura et Tannourine el Faouqa, occupe une superficie de 1907,6 ha (entre les longitudes Est 35°51'5", et 35°55'15", et les latitudes Nord 34°7'30" et 34°11'15"). Ce secteur montagneux, traversé par plusieurs vallées, a des altitudes comprises entre 1410 et 2092 m d'altitude (Fig. 1), qui croissent d'est en ouest. Les pentes vont de 0 à 47°, avec une valeur moyenne de 23°. Les points hauts sont formés par les crêtes du Jabal Saidet el Qarn qui constituent la ligne de partage des eaux entre le bassin versant du Nahr el Jaouz et celui du Nahr Ibrahim. Cette région ne couvre qu'une partie du territoire administratif du Mont-Liban et du Liban-Nord. C'est une référence au Mont-Liban en matière d'aménagement en terrasses agricoles, qui limitent la longueur de la pente et diminuent son inclinaison.

Sous l'effet d'un régime ombro-thermique de type méditerranéen, le site d'étude est réputé pour un hiver brutalement arrosé et une saison humide qui s'étend de décembre à mars. La pluviométrie atteint son apogée en mois de janvier. Les précipitations, sous forme liquide, annuelles moyennes varient de 1400 à 1600 mm. Les pluies diminuent de l'ouest vers l'est, au profit de précipitations qui, avec l'altitude croissante, se transforment en neige. Les températures moyennes annuelles avoisinent les 10,8°C à la station de Laqlouq située à 1700 m d'altitude.

Du nord au sud, les affleurements géologiques montrent des roches sédimentaires qui vont du Jurassique moyen (J₄) au Crétacé moyen (C₄), avec des placages quaternaires. Les faciès présents sont le calcaire et le calcaire dolomitique du J₄, le complexe volcanique du J₅, les grès de la base du Crétacé (C₁), le complexe sablo-marneux de l'Aptien inférieur (C_{2a}), la falaise calcaire de l'Aptien supérieur (C_{2b}), les formations volcaniques de l'Aptien supérieur (BC_{2b}), les marnes vertes de l'Albien (C₃) et les calcaires et dolomies compactes avec intercalations de calcaires marneux à silex du Cénomaniens inférieur (C_{4a}) (Dubertret et al. [9]). Le Quaternaire rassemble la coulée de boue de Aaqoura, les éboulis de pente, les éboulements en masse et les gros paquets de roches cénomaniennes qui glissent sur les marnes de l'Albien et viennent s'écraser en bas de pente. Ces éboulements tendent à s'élargir à la faveur de l'appel au vide assuré par la falaise cénomaniens du plateau de Aaqoura. Ils se répartissent essentiellement à Laqlouq, à Saidet el Qarn et tout le long des terrains surmontant la falaise cénomaniens. Ces formations géologiques sont couvertes par différents types de sols. Les Leptic Andosols et Arenosol Eutric Leptosols y sont largement répandus et la texture sableuse argileuse

limoneuse domine 75% du secteur étudié. La zone d'étude est dominée par un réseau de failles qui date du Jurassique et du Crétacé et qui ont probablement joué pendant le Quaternaire (Charbel [1]). Les grandes failles qui traversent les formations jurassiques du J₄ sont à l'origine des remontées volcaniques qui affleurent localement dans les terrains agricoles.

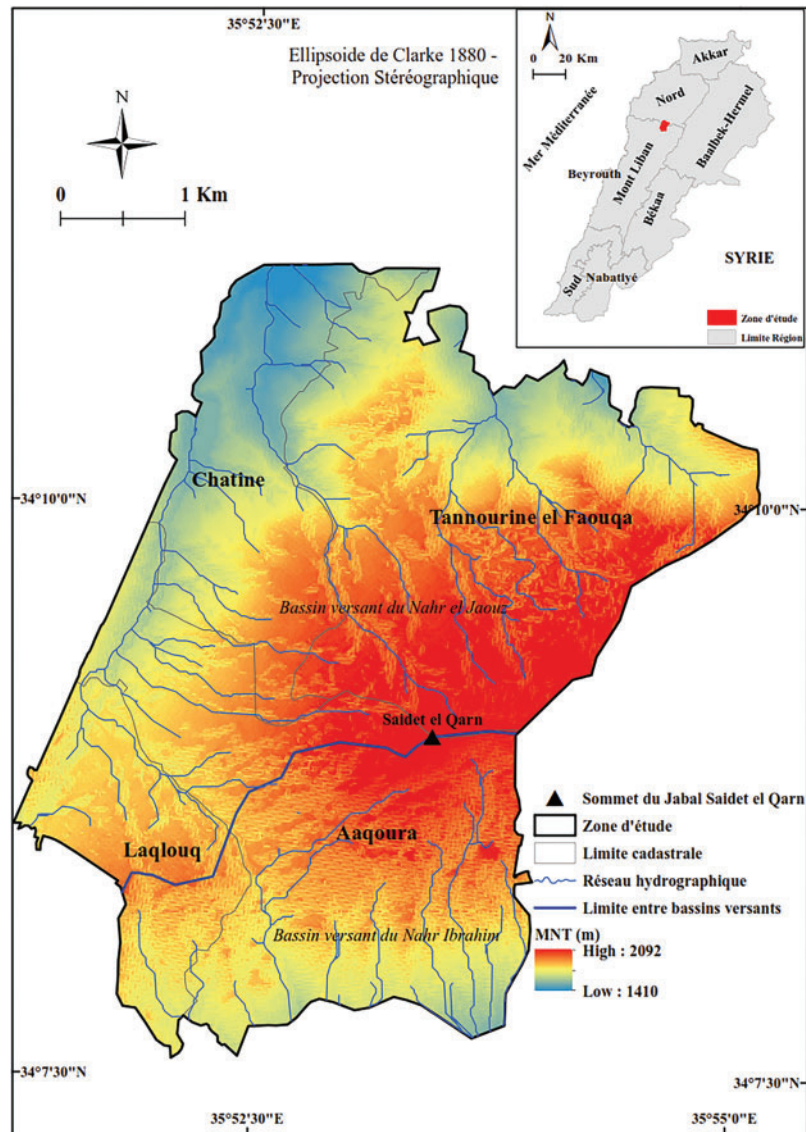


Figure 1 : Localisation et relief de la zone d'étude

Les affleurements calcaires et calcaires dolomitiques ont connu plusieurs phases de karstification qui se manifestent par des formes superficielles remarquables (lapiaz, dolines et poljés).

Le terrain d'étude est réputé pour sa richesse en retenues collinaires destinées à pallier l'absence de pluie d'avril à septembre pour l'agriculture. à irriguer les cultures pérennes. Elles sont en majorité implantées sur les formations volcaniques imperméables de l'Aptien supérieur (BC_{2b}), les éboulements rocheux du Quaternaire et la coulée de boue d'Aaqoura. La dizaine de retenues représentées sur les

cartes topographique de 1962 couvraient une superficie totale de 3 ha. À l'initiative de la société locale soutenue par le Plan Vert de 1973 (ECODIT [10]), leur étendue est passée à 45 ha en 2018. Ces retenues participent à l'irrigation des terrasses agricoles, laquelle est également assurée à partir des sources pérennes et, au printemps, des cours d'eau temporaires.

Dans cette zone, les agriculteurs travaillent souvent sur des terres familiales et cultivent une variété de produits. Les arbres fruitiers (à pépins ou à noyaux), notamment les pommiers et les cerisiers sont les plus fréquents. Les cultures maraichères et les légumineuses sont aussi présentes.

Cependant avec la gestion efficace des ressources naturelles (eaux de surface et sols.), l'agriculture a stimulé les marchés et rationaliser les activités locales. La production continue de l'agriculture renforce la croissance du développement économique dans la zone d'étude.

La végétation naturelle de type méditerranéen, auparavant étagée selon l'altitude, est aujourd'hui quasiment absente et ne couvre que 76 hectares de la surface totale (près de 1908 hectares) du secteur d'étude, sous forme de forêts dégradées. Dans le secteur d'étude, on y pratique principalement des cultures pérennes. Ces cultures connaissent un large développement au détriment des surfaces boisées du fait de l'accroissement des modes d'accès à l'eau. Le déboisement sur les versants est à l'origine de la dégradation du milieu (Charbel et al. [3]).

3 Evolution des Terrasses Agricoles

Une approche historique voire archéologique permet d'observer que la culture en terrasses est pratiquée de longue date dans le bassin méditerranéen de façon générale, et au Liban en particulier. Ce type de culture est documenté dans des contextes proches de ceux du Liban dès la Préhistoire. Ainsi au Yémen, sur le site de Sedd Adh-Dhra, des dépôts sédimentaires piégés à l'amont de murets ont été interprétés comme d'anciens remplissages de terrasses et datés du IV^e millénaire BC (Breton [11]).

Au Liban, les terroirs agricoles mis en terrasses et leurs évolutions au cours des temps ont surtout été étudiés par Harfouche et Poupet dans le cadre du projet franco-libanais CEDRE « Nahr Ibrahim » (Harfouche et al. [12]). Si dans la région de Laqlouq la présence de silex taillés indique des industries lithiques depuis le Paléolithique moyen et supérieur et que la vallée de la Qadicha recèle des éléments de faucilles du Natoufien (autour de 10000 BC), il n'y a pas, à ces périodes anciennes, d'attestation de « la présence d'agriculteurs habitant et cultivant durablement la montagne » (Harfouche et al. [12]). Les recherches ont cependant permis de mettre en avant quatre phases principales d'aménagement des versants par des communautés agropastorales : au début du III^e millénaire BC ; à l'époque romano-byzantine ; aux 12^e-13^e siècles et à la fin du Moyen-Âge (Harfouche et al. [13]). Dès l'âge du Bronze ancien, les versants du Mont Liban sont habités et mis en valeur par des communautés sédentaires qui pratiquent l'agriculture en terrasses mais aussi d'autres activités comme la production céramique (Harfouche et al. [13]). Cette mise en culture précoce accompagne un impact important des activités humaines sur l'environnement montagnard, en particulier sur la forêt (Harfouche et al. [12]).

L'exploitation des espaces boisés se fait plus nettement sentir à partir de l'époque romaine, où une tentative de protection de la forêt (notamment la cédraie) est esquissée par l'empereur Hadrien. Les premiers espaces défrichés pour l'utilisation du bois (bois d'œuvre, combustible) et ensuite pour l'utilisation des terres pour l'agriculture en terrasses sont d'abord préférentiellement situés autour des villages, sur les pentes les plus accessibles. Avec la croissance de la pression démographique, les terroirs mis en culture s'étendent aussi vers les versants les plus abrupts. La troisième phase d'aménagement des versants pour la culture est détectée au Moyen-Âge autour des 12^e-13^e siècles, à une période où les croisades provoquent un nouvel élan à la construction de terrasses dans le paysage, en particulier

pour la culture de la vigne. De telles mentions de la vigne en terrasse se retrouvent par la suite, au 16^e siècle comme aux 18^e et 19^e siècles (Harfouche [14]). Les périodes plus récentes voient la diversification des cultures portées par les terrasses (cultures fruitières, pommes ou fraises notamment). La poursuite des défrichements depuis l'âge du Fer et l'époque romaine, pour l'agriculture comme pour d'autres usages du bois, a pour conséquence la transformation du paysage, anciennement largement boisé, en une végétation de broussailles avec quelques espaces reliques où se trouvent encore des arbres pluricentennaires, en particulier des cèdres (Harfouche et al. [12]).

L'impact des activités anthropiques sur les espaces du Mont Liban est donc non seulement important mais aussi durable et peut être retracé depuis l'âge du Bronze. Les auteurs détectent les périodes d'arrêt d'exploitation par les phases d'interruption ou de ralentissement de la sédimentation dans les lacs ou les cuvettes et par la reprise de la pédogénèse (Harfouche et al. [12]). Ainsi, la surexploitation du couvert forestier sur les versants, en mettant à nu la couverture pédologique, contribue largement à la rendre vulnérable à l'érosion hydrique et donc à réduire si ce n'est détruire les stocks de sols cultivables, en particulier dans un espace fortement soumis à l'érosion hydrique dans un contexte de fortes précipitations saisonnières concentrées pouvant amener à la formation de ravines (Harfouche et al. [12]). Les terrasses sont donc érigées sur les versants, d'une part comme une réponse opportuniste à la disponibilité de terrain liée aux défrichements dont la vocation est avant tout sylvicole, et d'autre part comme une réponse circonstanciée et conjoncturelle à un important problème d'érosion qui découle de la conjonction de facteurs climatiques et environnementaux mais aussi de facteurs anthropiques.

Dans notre région d'étude, les photographies aériennes de 1962 montrent un espace qui n'est pas mis en culture mais plutôt couvert par les surfaces boisées et les végétations herbacées. À partir de 1962, les terrasses en gradins se développent (Figs. 2 et 3), selon les courbes de niveau, permettant la protection des ressources naturelles (Fig. 4) et l'augmentation de la surface de terre destinée à l'agriculture. La réduction de la pente a permis de contrôler le ruissellement, de mieux protéger les sols et de freiner le transport solide (Liu et al. [15]). Malgré les fortes pluies, il est important de signaler que l'abandon des anciennes terrasses est à l'origine de leurs dégradations.



Figure 2 : Les versants d'Aaqoura sculptés en terrasses et occupés par les arbres fruitiers. Photo prise en direction de l'est (Cliché Laurence CHARBEL, Juillet 2022)



Figure 3 : Le terrassement dans le village d'Aaqoura (à 1650 m d'altitude), ayant une pente de trois degrés, occupée par des arbres fruitiers (pommiers) (Cliché Laurence CHARBEL, septembre 2022)

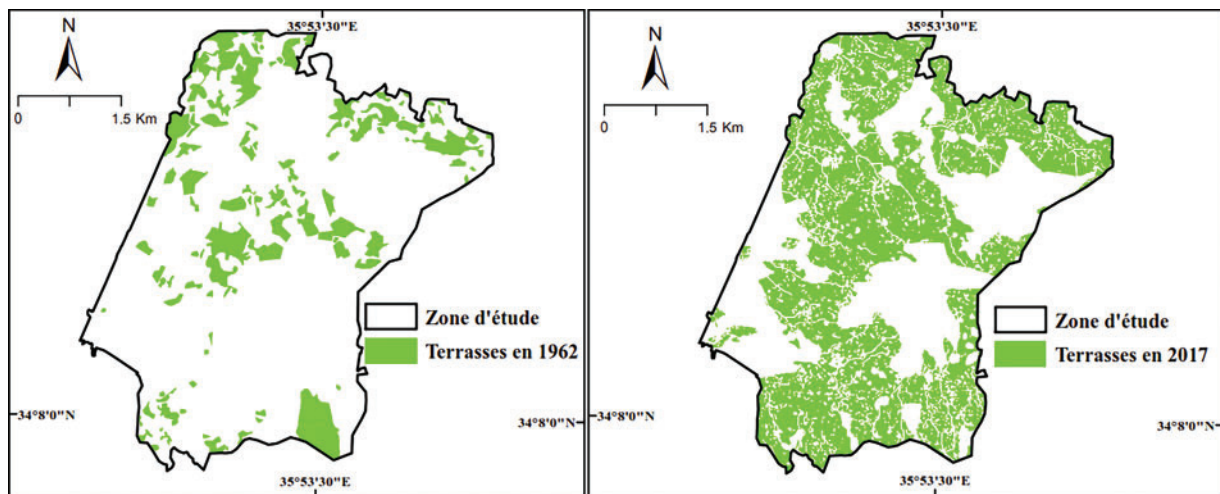


Figure 4 : Développement des terrasses agricoles dans le secteur d'étude entre 1962 et 2017

4 Méthode de Travail

Les méthodes employées pour évaluer la quantité des pertes en sol peuvent être classées en modèles empiriques, conceptuels et physiques. Wischmeier et al. [7] ont proposé l'équation universelle des pertes en sol (Universal Soil Loss Equation, USLE). Ce modèle empirique, largement appliqué par les chercheurs, se base sur le pouvoir érosif des précipitations, les propriétés physiques du sol, le couvert végétal, les pratiques de gestion de l'érosion et la topographie (Räsänen et al. [16], Achu et al. [17], Joshi et al. [18]).

Au cours des dernières décennies, les efforts se sont poursuivis pour améliorer l'équation universelle de perte de sol (USLE) et certaines versions rectifiées ont été développées. À partir de l'USLE, Williams et al. [19] ont dressé le MUSLE (version modifiée de l'USLE), et Renard et al. [6] ont proposé RUSLE, la version révisée de l'USLE. Foster [20] a proposé RUSLE-2. La version révisée (RUSLE) introduit de nouveaux indices telle la variation saisonnière du facteur d'érosivité des sols (K), la forme de la pente et la gestion des récoltes. Cependant USLE et RUSLE qui permettent d'estimer les pertes de sol provoquées par l'érosion en nappes ou en rigoles, sont appliquées à différentes échelles spatiales (Biddoccu et al. [21], Roskopf et al. [22], Abebe et al. [23]).

Pour apprécier l'érosion hydrique de la région d'étude, nous nous sommes basés sur l'équation universelle révisée par Renard et al. [6] (RUSLE). La RUSLE, version dérivée et informatisée de l'USLE, a été employée par de nombreux auteurs dans la région méditerranéenne (Khemiri et al. [24]) et en Chine (Zhang et al. [25]).

L'équation révisée de l'USLE par Renard et al. [6] combine les facteurs qui déterminent les pertes en sol (A) : la topographie (LS), l'agressivité des précipitations (R), l'érodibilité du sol (K), le couvert végétal (C), et les pratiques antiérosives (P).

$$A = R * K * LS * C * P$$

où :

A = taux de perte en sol (t/ha/an),

R = érosivité des pluies,

K = érodibilité du sol,

LS = facteur de déclivité,

C = couverture végétale,

P = facteur exprimant les pratiques culturales.

La méthodologie employée vise à élaborer une cartographie du risque érosif grâce à la création d'une base de données numérique. Pour parvenir à cet objectif, nous avons suivi la procédure suivante :

- L'identification et la production cartographiques des divers composants du modèle RUSLE, intégrant les facteurs associés aux pertes de sol (A : topographie, LS : pente et longueur de pente, R : agressivité climatique, K : érodibilité du sol, C : couvert végétal, P : techniques antiérosives).

La réalisation de cette étape a nécessité de s'appuyer sur les connaissances bibliographiques et sur les relevés de terrain. Certaines équations alternatives ont été indispensables pour compléter cette étude.

- Le croisement des données cartographiques du modèle RUSLE (LS, R, K, C, P) par le biais du logiciel ArcGIS 10.7 Afin d'effectuer l'analyse spatial des facteurs de l'érosion, les cartes, géoréférencées selon la projection conique conforme de Lambert, ont été converties en format Raster.

- La production de la synthèse pour les pertes de sol. Pour chaque pixel, les pertes ont été exprimées en tonnes par hectare par an (t/ha/an). Les roches nues, les plans d'eau et les zones urbaines ont été exclues de l'analyse.

Pour appréhender l'extension des terrasses agricoles, nous avons eu recours à plusieurs cartes topographiques au 1/20000 (produites à partir des photos aériennes prises en 1962) qui couvraient le secteur d'études. L'interprétation des cartes topographiques consiste à vectoriser les surfaces aménagées en terrasses agricoles. Pour la suite nous nous sommes appuyés sur la carte de mode d'occupation des

sols dressée par le CNRSL à partir d'une image satellitaire World View prise en 2017 (résolution, 1.5 m). Plusieurs unités d'occupation du sol ont été retenues : terrain inculte, culture en terrasses, cultures sans terrasses, bois, tissu urbain et plan d'eau. Certaines unités d'occupation du sol ont fait l'objet d'une validation de terrain par le biais d'un GPS.

La production du modèle numérique du terrain à l'aide de la version 10.7 d'ArcGIS et à partir des courbes de niveaux distantes de 10 m nous avons dressé le modèle numérique d'élévation DEM du secteur en format Raster. À partir de ce modèle, nous avons produit la carte d'accumulation de flux et la carte des pentes. En revanche, il était impossible de déterminer la déclivité de la pente pour les terrasses agricoles à partir des courbes de niveaux distantes de 10 m, surtout pour les pentes ayant des valeurs élevées avant le terrassement. Afin de réduire la marge d'erreur et de calculer les valeurs réelles des pentes, il était indispensable de délimiter ces surfaces et d'effectuer des mesures in situ à l'aide d'un clinomètre digital ayant une précision de 0.1°.

L'implantation d'un réseau de tiges métalliques dans les différents secteurs de la région d'étude pour quantifier les pertes de terre (Fig. 12). Une trentaine de points, qui ont fait l'objet de mesures micrométriques, ont été réparties sur les pentes variées et en prenant en compte le différent mode d'occupation du sol. La technique adoptée, permet le suivi des pertes et plus précisément la vitesse de l'érosion (Corona et al. [26]). Les tiges ont été fixées et mesurées en septembre 2020, les suites des mesures annuelles sont faites durant les mois de mars des années 2021 et 2022.

Pour atteindre l'objectif de l'étude, nous nous sommes servis des documents suivants :

a. Données cartographiques :

- La carte des sols de Qartaba au 1/50000, publiée par le CNRSL (Darwish et al. [27]).
- Les cartes topographiques de Aaqoura, Qartaba et Hassroun au 1/20000 (équidistance des courbes de niveau : 10 m) publiées en format raster par la Direction des Affaires Géographiques de l'Armée Libanaise (DAGG).
- La carte géologique de Qartaba au 1/50000 (Dubertret et al. [9]) et celle du bassin versant du Nahr Ibrahim au 1/20000 (Charbel [1]).

b. Images satellitaires

La carte du mode d'occupation du sol dressée par le CNRSL à partir d'une image satellitaire World view (résolution 1.5 m), prise en août 2017.

c. Données climatiques :

Les données pluviométriques des stations de Laqlouq et de Aaqoura.

5 Les Éléments du Modèle

5.1 Le Pouvoir Érosif des Pluies (R)

Il est défini par Wischmeier et al. [7] à l'aide de la formule suivante :

$$R = KE * I30$$

KE = l'énergie cinétique des gouttes de pluie en Joules.

I = l'intensité maximale de la pluie pendant 30 min consécutives exprimées en mm / h.

L'agressivité climatique qui se traduit par l'intensité et l'énergie des pluies serait à l'origine du processus destructif des agrégats Le pouvoir érosif des pluies (R) détermine les forces motrices

nécessaires à éroder. L'effet nuisible des pluviosités se produit lorsque le ruissellement dépasse la capacité des sols à infiltrer les eaux pluviales. L'organisation du système poral et l'état de surface ont une incidence sur la répartition des précipitations entre ruissellement et infiltration.

La non-constance des données climatiques entrave l'utilisation du facteur R dans la formule de Wischmeier et al. [7].

Pour pallier cette contrainte, plusieurs chercheurs ont exploré des solutions alternatives, en particulier en utilisant les moyennes mensuelles et annuelles (Aissaoui et al. [28]). Ils ont pris en compte les propositions formulées par Renard et al. [8] et Arnoldus [29], dans le cadre de l'équation universelle des pertes en sol (USLE).

Initialement, l'indice d'agressivité R est déterminé en utilisant l'équation de (Renard et al. [8]), qui établit une corrélation entre (R) et la hauteur moyenne annuelle de précipitations (P) :

$$R = 0,004105P^2 - 1,249P + 587, \text{ si } P > 850 \text{ mm}$$

Selon cette formule, R varie entre 5208 et 6313, ce qui induit des valeurs surestimées de RUSLE qui dépassent les 5000 t/h/an.

Rango et al. [30] ont calculé l'aspect érosif des pluies par la formule suivante :

$$\text{Log } R = 1,74 * \text{Log } \sum (P_i^2/p) + 1,29$$

où R est le facteur d'érosivité (MJ mm/ha/an), P_i est la pluviométrie mensuelle (mm) et P est une pluviométrie annuelle (mm).

Cette formule, qui a été appliquée dans diverses recherches (El Jazouli et al. [31]), dans la région méditerranéenne est aussi adoptée dans la présente étude.

En se basant sur des données climatiques provenant de plusieurs stations météorologiques (telles que l'Aéroport de Beyrouth et Qartaba de 1950 à 2020), et en utilisant l'outil de la "Calculatrice Raster" (Spatial Analyst), nous avons dressé une carte en format raster qui renseigne sur la répartition spatiale du facteur R. Les valeurs résultantes pour chaque pixel varient entre 148 et 174 et peuvent être considérées comme ayant un impact moyen à fort.

En effet, la pluie qui est plus abondante à l'ouest, diminue en direction de l'est au profit de précipitations qui, avec l'altitude, se transforment en neige.

5.2 L'érodibilité des Sols

La mise en place du facteur K de Wischmeier nécessite au préalable des prélèvements, des profils pédologiques sur le terrain et des analyses dans des laboratoires spécialisés pour déterminer la granulométrie et le taux de la matière organique. Plusieurs échantillons couvrant les différents types de sol ont été prélevés.

En s'appuyant sur une série de mesures prises aux Etats Unis, Wischmeier et al. [7] ont conclu que la fragilité des sols est liée en priorité à un pourcentage élevé en limon et en sable très fin. De même, la matière organique intervient dans l'érodibilité des sols. Un faible taux de matière organique induit l'accroissement du facteur K.

La valeur de K est calculée en suivant la formule de Wischmeier et al. [7], nécessitant des données sur les propriétés physico-chimiques (Fig. 5 et Tableau 1).

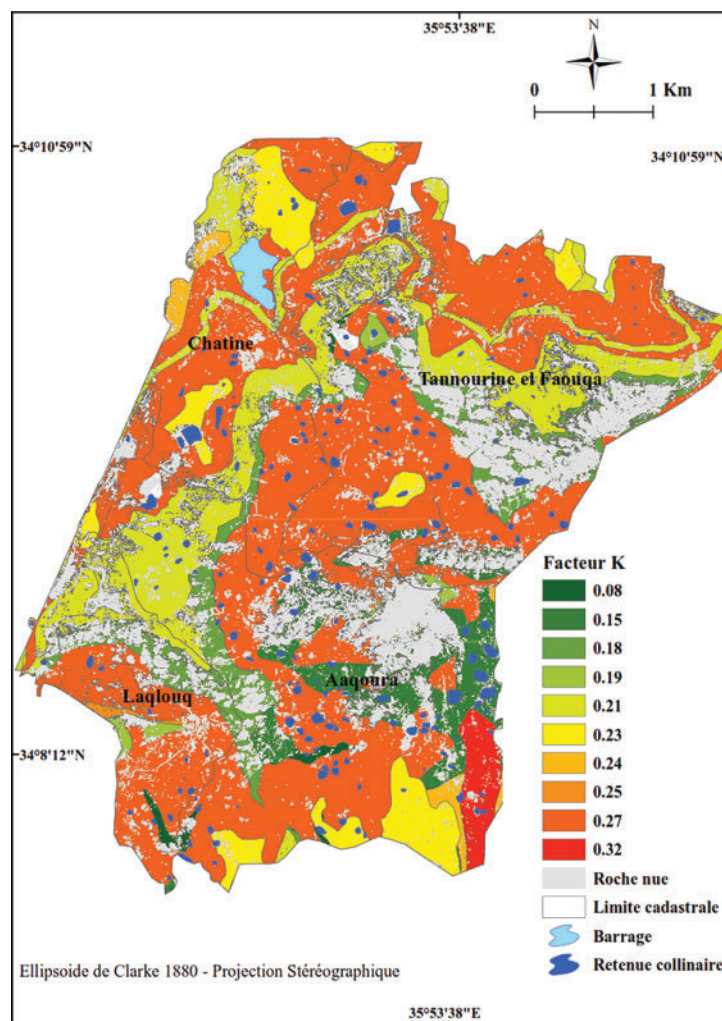


Figure 5 : Distribution spatiale des valeurs du facteur K

Tableau 1 : L'érodibilité des sols

Sol	Texture	Surface (ha)	Pourcentage de la surface	K
Areno-Eutric Leptosols	sableux-argileux-limoneux	291,03	15,3	0,21
Calcaric Leptosols	sableux-limoneux	5,3	0,27	0,25
Calcaric Regosols	sableux-argileux-limoneux	26,78	1,4	0,24
Calcaro-Hortic Anthrosols	argileux-limoneux	132	6,9	0,23
Calcaro-Mollic Leptosols	sableux-argileux	152,6	8	0,18
Endoskeletal Regosols	argileux	132,2	6,9	0,15
Eutric Leptosols	sableux-argileux-limoneux	64	3,4	0,21
Gleyic Leptosols	argileux	15,3	0,8	0,08
Haplic Arenosols	sableux-argileux-limoneux	194	10,1	0,27

(Continued)

Tableau 1 (continued)

Sol	Texture	Surface (ha)	Pourcentage de la surface	K
Leptic Andosols	sableux-argileux-limoneux	842	44,1	0,27
Rendzic Leptosols	sableux-argileux-limoneux	11,2	0,59	0,19
Mollic gleysol	limoneux-argileux	32	1,7	0,32

Certaines caractéristiques peuvent évoluer dans le temps et dans l'espace comme la matière organique qui régit la stabilité structurale, l'échange cationique et la porosité du sol. La texture, en revanche, présente une certaine stabilité.

$$100 K = 2,1.M^{1,14}10^{-4} (12 - a) + 3,25 (b - 2) = 2,5 (c - 3)$$

M = facteur granulométrique = (% limon + % sable très fin) (100 - % argile)

a = matière organique

b = code de la structure du sol

c = code de la classe de perméabilité.

Les résultats obtenus montrent que l'indice d'érodibilité est variable dans le secteur d'étude. Cette variabilité reflète les caractéristiques intrinsèques des différents types de sols.

5.3 Le couvert végétal

À l'égard des pluviosités, un couvert végétal dense agit comme un régulateur de la force vive des gouttes d'eau. Les parties aériennes des plantes amortissent l'énergie cinétique des pluies. En revanche, l'absence de la végétation provoque le tassement des couches superficielles, la réduction de la porosité et la dégradation des agrégats. Cela engendre le ruissellement des eaux chargées de particules fines du sol. En nous appuyant sur les tableaux de Wischmeier et al. [7], qui reposent sur la hauteur du taux de recouvrement de la végétation, ainsi que sur les connaissances bibliographiques (Eniyew et al. [32] ; Getu et al. [33]), nous avons déterminé le facteur C. « C » varie de 1 sur le sol nu, à 0,7 sous les forêts dégradées, et à 0,34 sous les vergers (Tableau 2 et Fig. 6).

Tableau 2 : Les différents types d'occupation du sol

Type d'occupation du sol	Surface en hectare	Pourcentage	Facteur C
Forêt dégradée	76	3,5	0,7
Terrain inculte	451,4	20,6	1
Vergers	1381	63	0,34
Plan d'eau	43	2	0
Roche nue	233	11	0
Tissu urbain	5.6	0,3	0

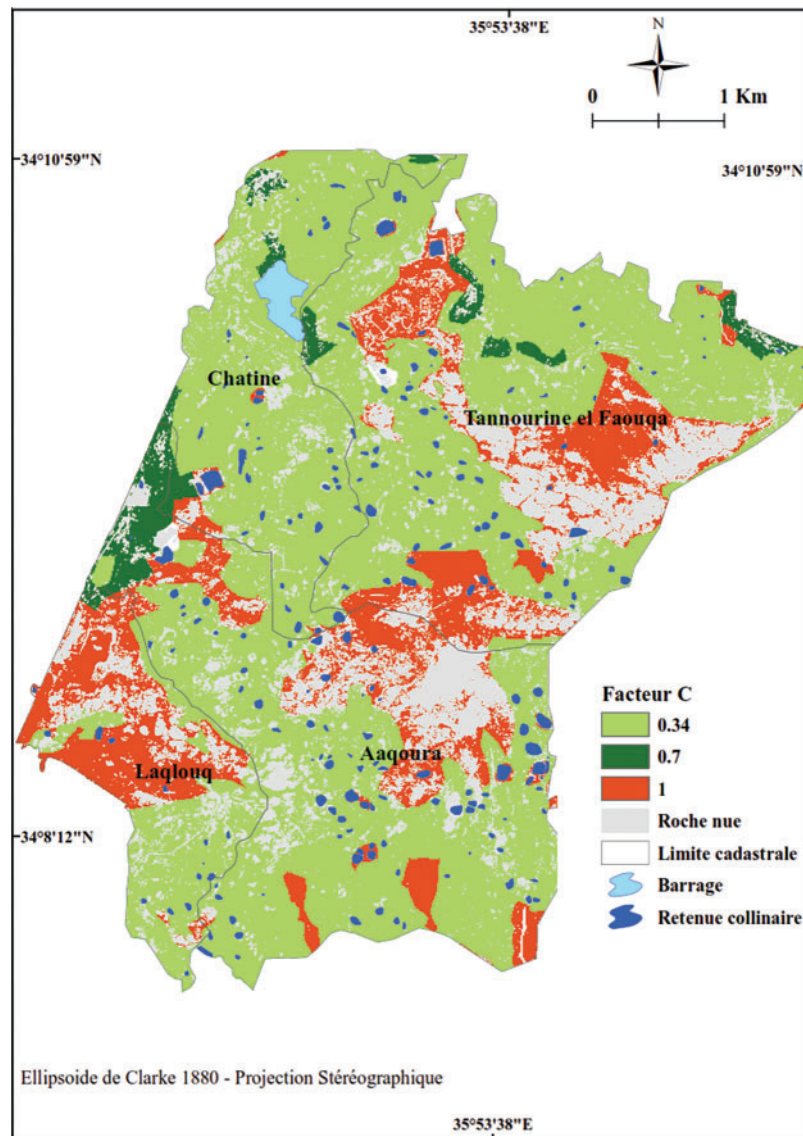


Figure 6 : Distribution spatiale des valeurs du facteur C

La carte démontre une répartition spatiale fortement marquée par les vergers en corrélation avec développement des terrasses agricoles.

5.4 Pratiques Antiérosives

Le facteur p indique l'importance des pratiques de conservation du sol adoptées pour limiter le phénomène érosif. Les pratiques antiérosives agissent sur la pente, la direction et le taux de ruissellement (Adamou et al. [34]). Parmi les aménagements les plus appropriés pour contrôler la dégradation des sols, nous citons les cultures en bandes suivant les courbes de niveau, les terrasses agricoles et le billonnage. Grâce à l'image World View et aux travaux de terrains, nous avons cerné la surface des terrasses qui occupent 1410,6 ha, le seul moyen antiérosif employé dans le secteur d'étude.

Ces constructions ont diminué la rigidité de la pente et ont permis, compte tenu des conditions pédoclimatiques, d'opter pour des cultures covenant mieux au sol, de contrôler la concentration du ruissellement et de favoriser l'infiltration.

Les cartes topographiques de 1962 ont permis d'apprécier l'évolution de l'aménagement des versants contre l'érosion hydrique. La comparaison des cartes topographiques avec la carte de l'occupation du sol de 2017 met en évidence la mutation du couvert végétal.

Ce réseau de terrasses, qui cisèle les pentes, contient l'intégralité des vergers. En nous référant aux études (El Hage Hassan et al. [35]), les valeurs de P sont respectivement de 0,16 pour les terrasses agricoles et 1 pour le reste de la région où les pratiques antiérosives sont absentes (Fig. 7).

En outre, la région d'étude se distingue par les aménagements des retenues collinaires. Malgré l'importance de ces constructions, comme moyen d'acheminer le ruissellement, leur rôle est considérable dans la validation des résultats comme lieu de dépôt sédimentaires.

5.5 La pente

Il est communément admis que les formes des versants contribuent au processus érosif (Ni et al. [36]). Bien que les pentes concaves demeurent un lieu de piégeage des sédiments et les pentes convexes des lieux d'ablation, plusieurs études menées à l'échelle de petits bassins versants élémentaires affirment qu'il est difficile d'évaluer l'influence de la forme des pentes sur les pertes en terre (Duchaufour et al. [37]). Plusieurs paramètres tels l'état de surface, les propriétés hydrologiques des sols et la texture, accentuent le ruissellement. Une forte pente favorise le ruissellement du fait de l'accroissement de l'énergie cinétique des écoulements. La rigidité du terrain accroît le ruissellement aux dépens de l'infiltration. En présence de certaines caractéristiques de végétation, l'effet du gradient de la pente sur l'écoulement varie.

La valeur LS est déterminée sur la base de l'équation USPED (Unit Stream Power-based Erosion Deposition) qui est fondée sur la théorie décrite par Moore et al. [38] et développée par Mitasova et al. [39]. L'USPED diffère de l'USLE dans la manière dont elle gère l'influence de la pente et peut être appliquée dans des terrains complexes, pour les pentes concaves comme pour les pentes convexes. C'est un modèle bidimensionnel, il prédit à la fois l'ablation et le dépôt, tandis que l'USLE se limite aux prédictions de l'ablation. Dans USPED où l'érosion hydrique s'associe au ruissellement de surface à l'échelle de chaque pixel, l'équation du facteur LS est la suivante :

$$LS = (\text{flow accumulation} \times [\text{cell size}/22.1])^{0.4} \times (\text{Sin}(\text{slope in deg.} \times 0.01745)/0.09)^{1.4} \times 1.4$$

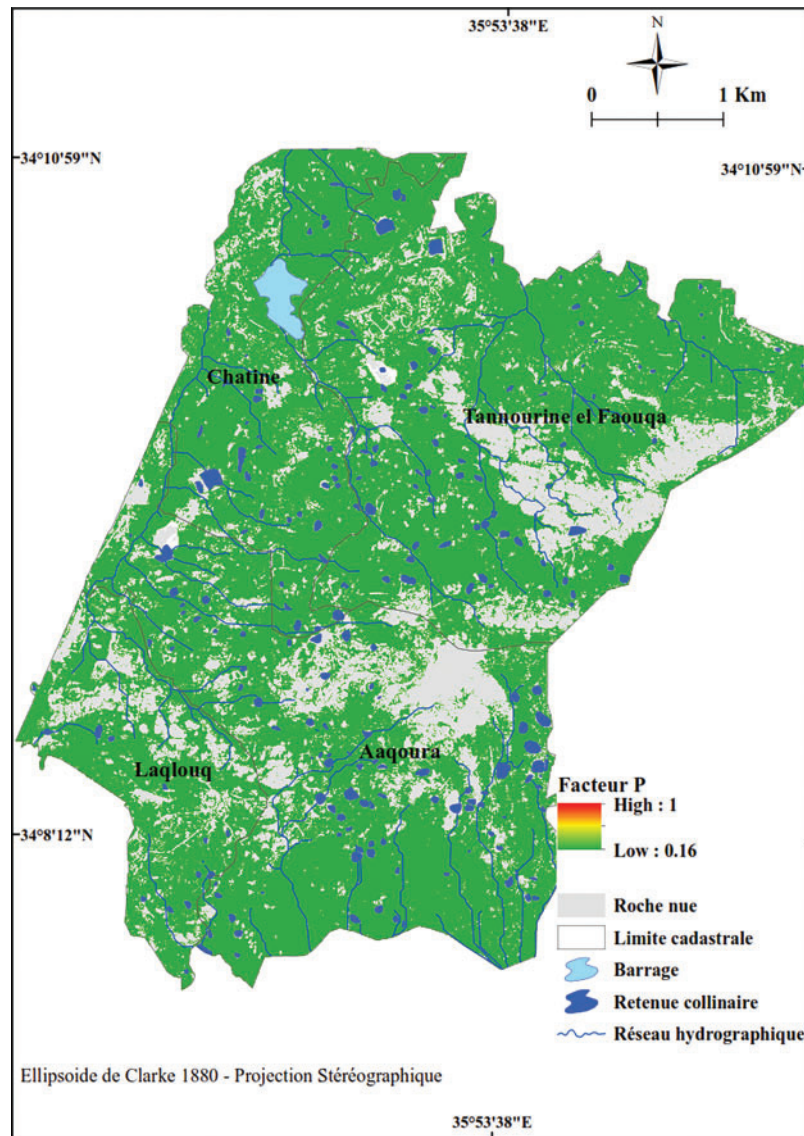


Figure 7 : Distribution spatiale des valeurs du facteur P

En revanche, il était impossible de déterminer la déclivité de la pente pour les terrasses agricoles à partir des courbes de niveaux distantes de 10 m, surtout pour les pentes ayant des valeurs élevées avant le terrassement. Afin de réduire la marge d'erreur et de calculer les valeurs réelles des pentes, il était indispensable de délimiter ces surfaces et d'effectuer des mesures in situ à l'aide d'un clinomètre digital ayant une précision de 0.1° . Les efforts sont portés sur les terrasses construites sur les pentes supérieures à 12%. D'une façon générale, les secteurs en terrasses sont inclinés, entre 1% et 16%, en fonction de la morphologie de la surface.

Cette démarche a exigé de chiffrer séparément la valeur LS des parties aménagées par les terrasses. Les valeurs résultantes de la région d'étude sont réparties entre 0 et 72 (Fig. 8).

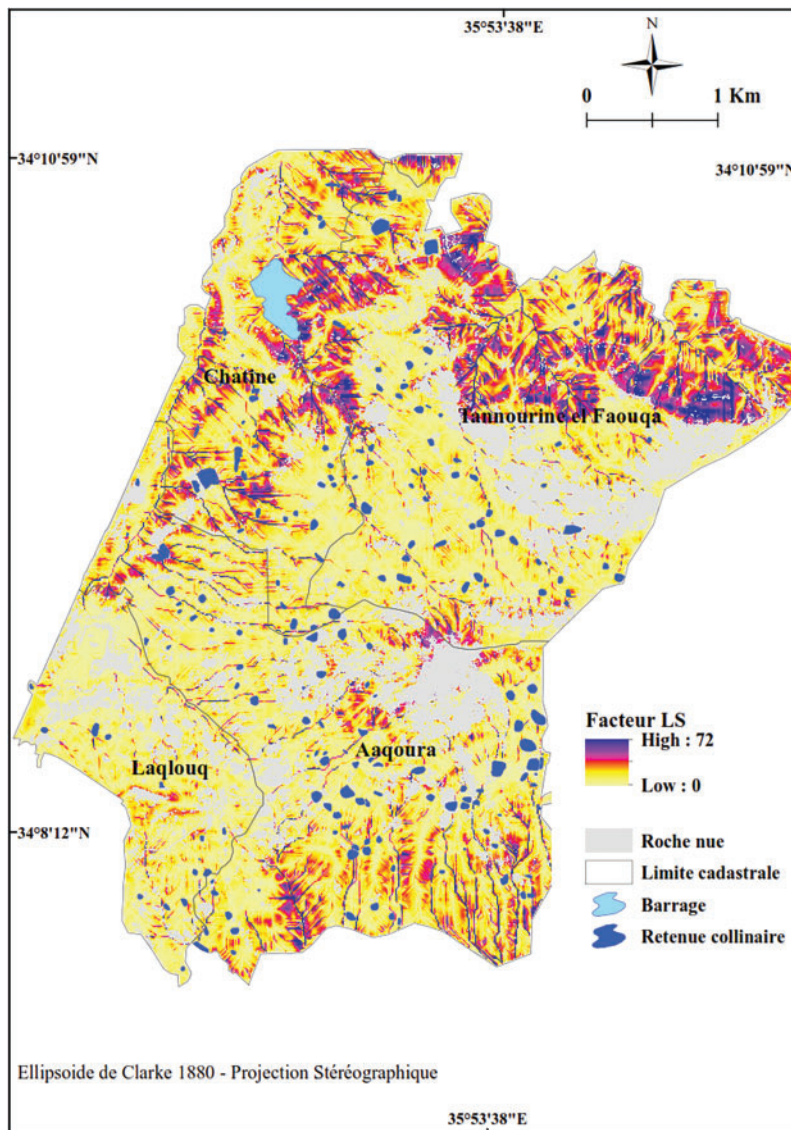


Figure 8 : Distribution spatiale des valeurs du facteur LS

6 Résultats et Validation

Pour les sols moins sensibles, représentant 16,3% de la surface totale, la valeur de K fluctue entre 0,08 et 0,19 : les Gleyic Leptosols, les Endoskeletal Regosols, les Calcaro-Mollic Leptosols et les Rendzic Leptosols. Sur ces sols, qui se trouvent sur des pentes variées, on y trouve les vergers, les forêts dégradées et les terrains incultes. Pour les sols exposant une sensibilité plus élevée que la catégorie précitée, et qui dominent 74,5% du secteur d'étude, se trouvent sur des pentes raides comme sur les terrasses. L'indice d'érodibilité s'élève de 0,21 pour les Areno-Eutric Leptosols et les Eutric Leptosols à 0,23, 0,24 et 0,25 pour les Calcaro-Hortic Anthrosols, les Calcaric Regosols et les Calcaric Leptosols à 0,27 pour les Haplic Arenosols et les Leptic Andosols. Ces sols sont dominés par les vergers. K atteint 0,32 pour les Mollic gleysols qui se localisent majoritairement sur les terrasses nues et les terrasses

cultivées, dans le sud-est, et couvrent une surface modeste de 1,7% de la région étudiée. K révèlent que les sols sont assez sensibles à l'érosion. Afin de mettre en valeur la subdivision de l'érodibilité dans la région en question, nous l'avons comparée à la classification de Wischmeier aux Etats-Unis, qui varie de 0,03 à 0,69 pour les sols les plus fragiles et à la classification de Bollinne et al. [40], qui considèrent que K varie de 0,25 à 0,35 pour les sols moyennement sensibles à l'érosion. On notera que dans le cadre de l'évaluation de l'érodibilité dans différentes régions au Liban, l'indice K n'a jamais dépassé la valeur de 0,27 comme à Rachaya (El Hage Hassan et al. [41]), à Mhaydssé (El Hage Hassan et al. [35]) et au bassin amont du Nahr el Kalb (El Hage Hassan et al. [4]). À l'échelle locale, une valeur supérieure à 0,25 peut être estimée comme à forte érodibilité, mais à l'échelle mondiale, une forte érodibilité peut avoir des valeurs plus élevées.

Des études expérimentales ont démontré que l'impact du ruissellement et l'ablation des particules solides du sol sont moins importants sur les surfaces gazonnées et les surfaces boisées que sur les parcelles cultivées et les parcelles défrichées qui s'érodent facilement. Le contrôle de l'érosion hydrique par le couvert végétal est influencé par la caractéristique de feuillage, la période de pousse et méthode de travail du sol. Afin d'établir la carte des valeurs « C », qui induisent le rôle du facteur anthropique dans le choix de culture, Il a été nécessaire d'identifier le couvert du sol. La catégorisation des différentes unités est basée sur une image satellitaire de haute résolution produite par le CNRSL, en plus d'une observation de terrain. Le secteur d'étude ne dispose pas d'un couvert végétal continu (forêts denses) qui assure une protection permanente au sol (Figs. 9 à 11). Malheureusement, les surfaces boisées qui occupent une superficie modeste de 76 hectares sont dégradées et les pertes de sol sont élevées. De même, l'érosion se multiplie avec les terrains incultes qui occupent 20,6% de la surface totale où le sol ne possède aucune protection contre l'impact des précipitations (Khyami et al. [42]). Sous les vergers, qui dominent 63% de la région d'étude, la protection n'est pas régulière tout au long de l'année.



Figure 9 : Au premier plan, le sol est occupé par des cultures maraichères de juin à septembre et inculte pour le reste de l'année. Au second plan, le relief montagnard rocheux et à forte pente. Photo prise à Laqlouq en direction du nord est, à 1800 m d'altitude (Cliché Laurence CHARBEL, septembre 2022)



Figure 10 : Au premier plan, les contreforts du Jabal el Laqlouq formés sur les basaltes altérés du Jurassique moyen et couverts par une végétation herbacée. Au second plan, le relief montagneux aride de Laqlouq (Cliché Laurence CHARBEL, août 2022)



Figure 11 : Le pâturage sur une maigre végétation herbacée à Chatine. Photo prise en direction du nord-est (Cliché Laurence CHARBEL, Juin 2022)

L'application de l'équation révisée de l'USLE expose la variabilité spatiale de l'érosion en nappe dans les différents secteurs de la région d'étude.

L'intersection des différents facteurs, (R, K, LS, C, P) qui composent l'équation RUSLE, fournit une estimation potentielle des pertes de sols. La moyenne de perte de terre atteint 76 t/ha/an, ce qui est considéré comme élevé (Meinen et al. [43] ; Helmi [44]). Afin d'appréhender les valeurs résultantes, qui sont comprises entre 0 et des valeurs supérieures à 50 t/ha/an, nous avons utilisé la discrétisation

par progression géométrique. Il était primordial de les confronter avec les valeurs de chaque facteur concourant à l'érosion.

Les résultats affichent clairement le rôle des terrasses agricoles et du couvert végétal dans la réduction de taux de perte de sol (Fig. 12).

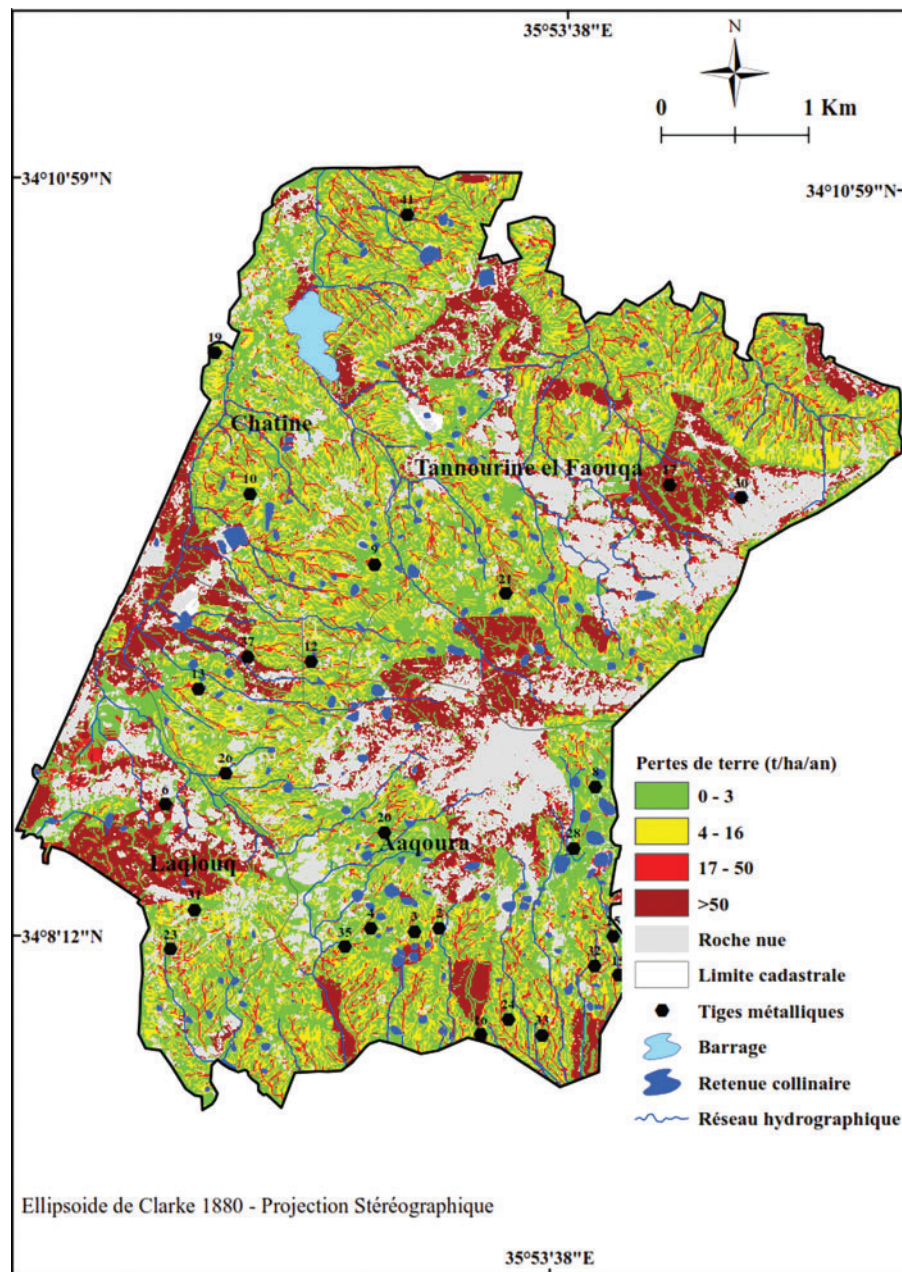


Figure 12 : Carte de la répartition spatiale de pertes de terre, soulignant le rôle des terrasses dans la limitation du risque érosif. Pour les valeurs de pertes supérieures à 16/t/h/an, il s'agit des versants pentus

Afin de mieux souligner les valeurs de pertes de terre, nous avons adopté la discrétisation par progression géométrique, du fait que les valeurs de pertes sont dissymétriques. Les chiffres issus des analyses présentées dans le [Tableau 3](#) montrent que le taux de perte en terre sur les terrasses agricoles est inférieur à 22 t /ha/an. En revanche 82,3% de taux de pertes pour les secteurs non aménagés en terrasses sont supérieurs à 22 t /ha/an.

Tableau 3 : Les valeurs de pertes de terre

Perte	Total en ha	Surface sans terrasse	Surface avec terrasse
0-3	821,46	105,53	715,93
4-16	478,06	13,59	464,47
17-50	167,16	131,97	35,19
>50	420,95	420,95	0,00

Les surfaces les moins sensibles, dont les valeurs de pertes sont comprises entre 0 et 3 t/ha/an, correspondent aux secteurs de sédimentations, qui sont observés dans les retenues collinaires lors de leur dévasement annuel en septembre. À cela s'ajoute les replats et les pentes concaves où le couvert végétal permet de limiter l'impact des pluies, sur la partie non aménagée, par des terrasses qui avoisinent 105,53 ha. Par ailleurs, les analyses ont montré que 715,93 hectares de cette catégorie sont occupés par les terrasses agricoles.

Les valeurs de pertes comprises entre 4 et 16 t/ha/an touchent 478,06 hectares. Ces valeurs s'observent majoritairement sur les terrasses agricoles (464,47 ha) qui contrôlent l'impact des pentes où les ruissellements deviennent moins intenses.

Les surfaces qui peuvent fournir des pertes comprises entre 17 et 50 t/ha/an occupent 167,16 hectares. La distribution statistique montre que 35,19 hectares de ces surfaces sont dédiés aux anciennes terrasses mal entretenues sur des pentes élevées. Ces pertes sont associées aux sols fragiles et à une végétation peu protectrice.

L'agressivité climatique, les reliefs abrupts, les pentes fortes et l'absence de végétation protectrice et d'aménagements antiérosifs ont engendré une surface ayant une valeur élevée de perte de terres, occupant 421,35 ha. Ces zones peuvent fournir entre 51 et 450 t/ha/an de terre.

L'équation RUSLE, qui détermine la répartition spatiale ordonnée des pertes de terres, requiert des mesures périodiques. Cependant RUSLE apporte un appui pour simuler l'évolution de l'érosion hydrique afin de mettre en place des mesures antiérosives conduisant à modérer la dégradation des sols. Bien que RUSLE soit largement utilisé pour quantifier l'érosion hydrique, sa validation requiert un suivi périodique au fil des années. Pour la région d'étude, les pertes des terres ont été obtenues par le biais de la mesure millimétrique du déchaussement des tiges fixées au sol. Une trentaine de points de mesures ont été plantés dans le sol. Les mesures prises en cm/2,1 cm (diamètre de la tige) ont été transformées en $\text{cm}^3/4,1 \text{ m}^2$ ($2,1 * 2,1 \text{ cm}$). Afin d'évaluer la bonne concordance entre les mesures de terrain et l'équation RUSLE, les pertes de terres en cm^3/m^2 ont été converties en tonnes/hectares en se référant à la densité apparente de chaque type de sol ([Tableau 4](#)). Pour des raisons techniques, plusieurs points n'ont pas fait l'objet de mesures micrométriques. Les résultats obtenus par la technique micrométrique indiquent que les moyennes annuelles des pertes sont comprises entre 0,2 mm/année et 3,4 mm/année. Sur les versants raides, dénudés durant l'hiver, les moyennes de pertes atteignent les 51 t/ha/année. En revanche, sur les versants terrassés, les moyennes de perte varient de

2,44 t/ha/année pour les pentes inférieures à 8 degrés, mais dépassent localement les 28 t/ha/année sur les versants terrassés ayant une valeur de pente de 16 degrés. Ces résultats nous conduisent à retenir que l'aménagement des terrasses demeure un facteur principal dans le contrôle des pertes de terre.

Tableau 4 : Les moyennes annuelles des pertes

N° Tige	Pente %	Facteur C	Facteur K	Moyenne de perte mm/année	Masse volumique kg par m ³	Moyenne de perte en t/ha
2	21	0,34	0,08	0,8	1270	10,16
3	16	0,34	0,08	0,23	1270	2,921
4	7	0,34	0,08	0,45	1270	5,715
6	10	0,7	0,18	1,2	1200	12
8	4	0,34	0,15	0,2	1270	2,54
9	2	0,34	0,27	0,2	1300	2,6
10	4	0,34	0,23	0,21	1260	2,646
12	11	0,34	0,27	0,7	1300	9,1
13	7	0,34	0,21	0,2	1220	2,44
15	11	0,34	0,32	1	1290	12,9
16	21	1	0,23	2,2	1260	27,72
17	45	1	0,21	3,4	1500	51
19	5	0,34	0,24	0,24	1350	3,24
20	8	0,34	0,15	0,24	1270	3,048
21	9	0,34	0,23	0,4	1260	5,04
23	14	0,34	0,27	0,6	1300	7,8
24	9	0,34	0,23	0,55	1260	6,93
25	16	0,34	0,32	2,2	1290	28,38
26	9	0,34	0,21	1,25	1220	15,25
28	16	0,34	0,15	0,56	1270	7,112
30	35	1	0,21	2,5	1500	37,5
31	16	0,34	0,19	0,56	1300	7,28
32	16	0,34	0,32	1,2	1290	15,48
33	16	0,34	0,23	0,5	1260	6,3
35	14	0,34	0,15	1,08	1270	13,716
37	10	1	0,21	2	1300	26
41	16	0,34	0,27	1,8	1220	21,96

Chaque point de mesure, localisé, a été comparé avec la carte de pertes en terre. La majorité des points est comprise dans les limites des intervalles choisis pour la répartition spatiale des pertes. Certaines mesures ont été surestimées. Du fait que les sols de ces terrasses sont entretenus, par l'apport de la matière organique et par l'aération surtout pour les terres fraîchement labourées, la densité apparente peut être inférieure aux valeurs déterminées dans les laboratoires.

Pour évaluer la concordance entre les prédictions et les mesures de terrain, nous avons utilisé la matrice de confusion, qui affiche une précision globale de 85% (voir [Tableau 5](#)), avec un indice Kappa de 82,6% (voir [Tableau 6](#)). Selon Landis et al. [45], les valeurs supérieures à 80% sont considérées conventionnellement comme pertinentes.

Tableau 5 : Matrice de confusion pour l'évaluation de la concordance des résultats

Classes	>50	17-50	4-16	0-3	Totale	Précision utilisateur %
>50	1	0	0	0	1	100
17-50	2	3		0	5	60
4-16	1	1	12	0	14	85,7
0-3	0	0	0	7	7	100
Précision réalisateur %	4	4	12	7	27	
Erreur d'omission %	25	75	100	100	85	Précision globale

Tableau 6 : Indice de Kappa

N	27
Σx_n	23
$\Sigma x_i * x_{ii}$	108
Kappa	0,826086957 82,60869565

n étant le nombre de lignes de la matrice de confusion, x_{ii} le nombre d'observations dans la ligne i et la colonne i, x_{i+} et x_{+i} les totaux marginaux de la ligne i et la colonne i, N le nombre total d'observations.

7 Conclusion

Le modèle RUSLE offre, à l'aide du SIG, une estimation des pertes de terres à partir des différents facteurs tels que les paramètres du sol, la morphologie de la surface, la densité du couvert végétal et l'agressivité climatique. Ce modèle nous a permis de cartographier la répartition spatiale des taux de pertes de terre dans la région d'étude. Les valeurs résultantes nous ont permis de distinguer quatre classes avec des valeurs minimales inférieures à 1 t/ha/an et des valeurs maximales supérieures à 50 t/ha/an. L'agressivité climatique, la rigidité de la pente, et l'absence d'un couvert végétal protecteur sont les facteurs les plus critiques influençant l'érosion hydrique des sols.

La comparaison des résultats, à l'échelle locale, s'avère particulièrement complexe en raison de l'absence d'application du modèle RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). Cependant, nous avons opté la comparaison à l'échelle méditerranéenne. Aiello et al. [46]) ont estimé l'érosion hydrique du bassin du Bradano (sud de l'Italie) à partir de RUSLE et l'équation USPED pour déterminer l'effet de la pente. Les pertes du sol varient entre zéro et 10 pour la faible érosion et entre 50 et 200 t/ha/année pour la forte érosion. Les auteurs affirment que l'USPED permet de mieux distinguer les zones caractérisées par une faible érosion où des mesures antiérosives ont été aménagées.

Toutefois, il est important de noter que cette comparaison peut comporter des limites, car les conditions locales peuvent différer considérablement. Et les résultats obtenus doivent être interprétés avec prudence.

RUSLE détermine le rôle des pratiques antiérosives mises en place pour contrôler les pertes de sol. Les mesures stratégiques d'interventions doivent agir sur le facteur P et le facteur pente. Les terrasses sont le résultat d'une correction de la pente pour réduire les pertes de terre. L'analyse de la carte de synthèse confirme le rôle actif du terrassement des versants dans la conservation du sol et la régression des pertes de sol.

La carte des pertes en terre a été produite grâce à l'approche quantitative RUSLE qui ordonne les pertes en quatre classes. Bien que RUSLE soit largement employé, son application nécessite des paramètres qui ne sont pas toujours disponibles.

Certaines rectifications ont été apportées par nos soins au modèle RUSLE. Nous employé un modèle alternatif, celui de Rango et al. [30], qui prend en compte les moyennes mensuelles des pluviométries. Les valeurs de R présentent une diminution en corrélation avec l'altitude, ce phénomène étant marqué par l'effet d'enneigement.

Afin de réaliser une distinction précise des modes d'occupation du sol, nous avons employé une image satellitaire de haute résolution, soumise à un traitement approprié, auquel nous avons ajouté des travaux de terrain essentiels pour garantir son actualisation.

L'érodibilité des sols varie selon les caractéristiques du sol, les saisons, et les techniques culturales. De même L'érosion hydrique croît avec les pentes raides et dénudées.

RUSLE permet de classer les secteurs touchés par l'érosion ce qui facilite la mise en place des stratégies de conservation.

Les terrasses agricoles de la région d'étude, qui sont combinées dans les paysages montagneux, interviennent dans la diminution de la vitesse du ruissellement. Cela protège l'épaisseur du sol nécessaire à la production agricole. Des études précédentes, qui ont confirmé l'importance des terrasses pour retenir l'eau et les sols, démontrent formellement que les terrasses simplifient nettement la lutte contre le ruissellement et les pertes en terre. Cependant ces infrastructures exigent un entretien périodique et les sols requièrent un apport organique afin de les rendre fructueuses.

En perspective, il serait primordial d'envisager le terrassement de la partie délaissée du secteur d'étude afin de limiter le décapage sur les versants raides et le transfert des sédiments en aval.

Pour conclure, il semble important d'intervenir sur le mode d'occupation et les pratiques antiérosives pour limiter les pertes du sol. Les initiatives devraient se concentrer sur la restauration des zones boisées et le terrassement des versants. Ces mesures doivent envisager les secteurs où les conditions de l'érosion sont présentes. L'aménagement des terrasses agricoles associé à la restauration d'un couvert végétal est un moyen efficace de lutte contre l'érosion hydrique. Les actions devraient être orientées vers l'aménagement des versants et le maintien des terrasses afin de répondre aux impératifs économiques et environnementaux.

RUSLE met en évidence les atouts des terrasses agricoles face au dynamisme du phénomène érosif. La régression du couvert végétal a mené à l'affleurement des roches nues. Il est capital que les autorités interviennent par des réglementations pour préserver le paysage rural. L'engagement de l'État libanais n'apparaît qu'à partir de 1996 par la Loi 558 concernant la préservation des forêts et la Loi 7494 relative à la protection des réserves naturelles. Par ailleurs, les situations critiques méritent un suivi de la part de l'Etat.

Remerciements/Acknowledgment: Nous remercions le rédacteur-en-chef et les évaluateurs qui ont accepté de juger ce travail. Nous tenons à remercier de même Ghaleb Faour et Ali Khyami pour leur collaboration.

Financements/Funding Statement: Les auteurs n'ont reçu aucun financement spécifique pour cette étude.

Contributions des Auteurs/Author Contributions: Les auteurs confirment leur contribution à l'article comme suit : Conception de l'étude : H. El Hage Hassan, L. Charbel ; collecte des données : H. El Hage Hassan, L. Charbel, N. Blond ; analyse et interprétation des résultats : H. El Hage Hassan, L. Charbel, N. Blond ; préparation d'un brouillon de manuscrit : H. El Hage Hassan, L. Charbel, N. Blond. Tous les auteurs ont examiné les résultats et approuvé la version finale du manuscrit.

Disponibilité des Données et du Matériel/Availability of Data and Materials: Il est nécessaire de formuler une demande officielle au CNRSL pour accéder aux données utilisées dans l'article.

Conflits D'intérêt/Conflicts of Interest: Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêt à signaler concernant la présente étude.

Références

1. Charbel, L. (2012). *Les composantes physiques et géographiques imposant le choix des sites de barrages et leurs faisabilités dans le bassin versant du Nahr Ibrahim (Mont Liban) (Thèse de Doctorat)*. Université Libanaise, Liban.
2. Hu, J., Gao, P., Mu, X., Zhao, G., Sun, W., Li P. et al. (2019). Dynamique ruissellement-sédiment sous différents régimes d'inondation dans un bassin versant du plateau de Löss, Chine. *Catena*, 173, 234–245.
3. Charbel, L., El Hage Hassan, H. (2021). Variation spatio-temporelle (1962–2018) du couvert forestier du haut massif du Mont-Liban : Rôle du facteur anthropique. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.12264>
4. El Hage Hassan, H., Charbel, L., Khiyami, A. (2022). Estimation expédiée du risque érosif dans l'amont du bassin versant du Nahr el Kalb. *Ecocitovenete et sciences citoyennes*, 22(3).
5. Bennett, E. M., Baird, J., Baulch, H., Chaplin-Kramer, R., Fraser, E. et al. (2021). Ecosystem services and the resilience of agricultural landscapes. In: Bohan, D. A., Vanbergen, A. J. (Eds.), *The future of agricultural landscapes*, vol. 64, pp. 1–43. USA: Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.01.00>
6. Renard, K., Foster, G., Weesies, G., Mccool, D., Yoder, D. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*. USDA, Washington DC: US Department of Agriculture.
7. Wischmeier, W. H., Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. In: *Agriculture handbook*, vol. 537.
8. Renard, K. G., Freimund, J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R factor in the revised USLE. *Journal of hydrology*, 157, 287–306.
9. Dubertret, L., Wetzell, R. (1951). *Carte géologique au 1/50.000, Feuille de Qartaba, notice explicatif*. Beyrouth, Liban: République Libanaise.
10. ECODIT (2010). Etat de l'environnement et ses tendances au Liban. In : *Ressources terrestres*, MoE, Liban.
11. Breton, J. F. (2017). Ethiopia and South Arabia: Geographical similarities. In : *Les Bâtisseurs Sur Les Deux Rives de La mer Rouge, Annales d'Éthiopie Hors-Série/Special Issues*, pp. 185–191. Addis Abbeba: Centre français des études éthiopiennes.
12. Harfouche, R., Poupet, P. (2015). *Du Mont Liban aux Sierras d'Espagne : Sols, eau et sociétés en montagne: Autour du projet franco-libanais CEDRE « Nahr Ibrahim »*. Oxford : Archaeopress Archaeology.
13. Harfouche, R., Poupet, P., Abdallah, C., Herveux, L., Yazbeck, C. et al. (2020). Changements dans l'occupation du sol et l'aménagement des paysages du Mont-Liban du Néolithique aux époques historiques.

14. Harfouche, R. (2012). Aux origines de la viticulture méditerranéenne : Le vignoble du Mont Liban. In : *L'univers du vin : Hommes, Paysages et Territoires*, pp. 153–168. Bordeaux, France : Presses Universitaires de Rennes.
15. Liu, J., Gao, G., Wang, S., Fu, B. (2019). Combined effects of rainfall regime and plot length on runoff and soil loss in the Loess Plateau of China. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 109(3–4), 397–406.
16. Räsänen, T. A., Tähtikarhu, M., Uusi-Kämpä, J., Piirainen, S., Turtola, E. (2023). Evaluation of RUSLE and spatial assessment of agricultural soil erosion in Finland. *Geoderma Regional*, 32, e00610.
17. Achu, A. L., Thomas, J. (2023). Soil erosion and sediment yield modeling in a tropical mountain watershed of the southern Western Ghats, India using RUSLE and Geospatial tools. *Total Environment Research Themes*, 8, 100072.
18. Joshi, P., Adhikari, R., Bhandari, R., Shrestha, B., Shrestha, N. et al. (2023). Watersheds in Nepal record high soil erosion rates estimated using the RUSLE model and experimental erosion plots. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15800>
19. Williams, J. R., Berndt, H. D. (1977). Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 20, 1100–1104.
20. Foster, G. R. (2004). *User's reference guide: Revised universal soil loss equation (RUSLE2)*. Washington DC: US Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
21. Biddoccu, M., Guzmán, G., Capello, G., Thielke, T., Strauss, P. et al. (2020). Evaluation of soil erosion risk and identification of soil cover and management factor (C) for RUSLE in European vineyards with different soil management. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(4), 337–353. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.003>
22. Roskopf, C. M., di Iorio, E., Circelli, L., Colombo, C., Aucelli, P. P. C. (2020). Assessing spatial variability and erosion susceptibility of soils in hilly agricultural areas in Southern Italy. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.09.005>
23. Abebe, N., Eekhout, J., Vermeulen, B., Boix-Fayos, C., de Vente, J. et al. (2023). The potential and challenges of the 'RUSLE-IC-SDR' approach to identify sediment dynamics in a Mediterranean catchment. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107480>
24. Khemiri, K., Jebari, S. (2021). Évaluation de l'érosion hydrique dans des bassins versants de la zone semi-aride tunisienne avec les modèles RUSLE et MUSLE couplés à un Système d'information géographique. <https://doi.org/10.1051/cagri/2020048>
25. Zhang, X., Wang, D., Ma, K., Sun, D., Yang, F. et al. (2023). Spatiotemporal evolution of soil water erosion in Ningxia grassland based on the RUSLE-TLSD model. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116744>
26. Corona, C., Saez, J. L., Rovera, G., Astrade, L., Stoffel, M. et al. (2011). Validation d'une méthode de quantification des vitesses d'érosion sur marnes par dendrogéomorphologie (Draix, Alpes de Haute-Provence). *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement*, 17(1), 83–94.
27. Darwish, T., Khawlie, M., Jomaa, I., Abou Daher, M., Awad, M. et al. (2006). *Soil map of Lebanon 1/50000*. Liban: CNRS-Lebanon.
28. Aissaoui, C., Ben Ghazi, A. (2023). Quantification de l'érosion hydrique en nappe dans la moyenne vallée de l'Oued Sarrath (Haut-Tell, Tunisie). <https://doi.org/10.4000/vertigo.40615>
29. Arnoldus, H. M. J. (1980). *An approximation of the rainfall factor in the USLE*. Chichester, England: John Wiley.
30. Rango, A., Arnoldus, H. M. J. (1987). *Aménagement des bassins versants*. Rome, Italie : Cahiers Techniques de la FAO.
31. El Jazouli, A., Barakat, A., Khellouk, R., Rais, J., El Baghdadi, M. (2019). Techniques de télédétection et SIG pour la prédiction des effets du changement d'occupation des sols sur l'érosion des sols dans le haut

- bassin de la rivière Oum Er Rbia (Maroc). *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2019(13), 361–374.
32. Eniyew, S., Teshome, M., Sisay, E., Bezabih, T. (2021). Integrating RUSLE model with remote sensing and GIS for evaluation soil erosion in Telkwonz Watershed, Northwestern Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 24, 100623.
 33. Getu, L. A., Nagy, A., Addis, H. K. (2022). Soil loss estimation and severity mapping using the RUSLE model and GIS in Megech watershed, Ethiopia. *Environmental Challenges*, 8, 100560.
 34. Adamou, S. N., Gourfi, A., Touré, A. A., Daoudi, L. (2022). Érosion hydrique au sud-ouest du Niger : Impacts des facteurs naturels et anthropiques sur les pertes en sols. *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement*, 28(2), 77–92.
 35. El Hage Hassan, H., Charbel, L., Touchart, L. (2018a). Modélisation de l'érosion hydrique à l'échelle du bassin versant du Mhaydssé. Békaa-Liban. *Protection internationale du climat et souveraineté étatique*, 18 (1).
 36. Ni, S., Peng, J., Wang, J., Zhu, L., Wang, D. et al. (2023). Impacts of slope morphological evolution on subsequent erosion for a coarse-textured soil. *Geoderma*, 430, 116320.
 37. Duchaufour, H., Mikokoro, C. (2012). Evaluation qualitative et quantitative de l'érodibilité de différentes unités paysagères représentatives du Burundi : De la parcelle au micro-bassin. In : Roose, E., Duchaufour, H., de Noni, G. (Eds.), *Lutte-Antiérosive : Réhabilitation des sols Tropicaux et Protection Contre les Pluies Exceptionnelles*. Marseille, France : IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.13976>
 38. Moore, I. D., Burch, G. J. (1986). Modeling erosion and deposition. *Topographic of the ASAE*, 29(6), 1624–1630.
 39. Mitsova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L. R. (1996). Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. <https://doi.org/10.1080/02693799608902101>
 40. Bollinne, A., Rosseau, P. (1978). Erodibilité des sols de moyenne et haute Belgique. Utilisation d'une méthode de calcul du facteur K de l'équation universelle de perte en terre. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 14(4), 127–140.
 41. El Hage Hassan, H., Charbel, L., Touchart, L. (2018b). Modélisation et cartographie du risque érosif à Rachaya (Liban). *European Journal of Applied Remote Sensing (PIEJARS)*, 54(1), 16–27.
 42. Khyami, A., Haidar, A. T., El Hage Hassan, H. (2021). *Water erosion in tyre and bint jbeil districts (Lebanon) jibal al-butum area as an example*, pp. 80–104. Centre de Recherche et d'Etudes en Sciences Humaines (CRESH) Faculté des Lettres et des Sciences Humaines.
 43. Meinen, B. U., Robinson, D. T. (2021). From hillslopes to watersheds : Variability in model outcomes with the USLE. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105229>
 44. Helmi, A. M. (2023). Quantifying catchments sediment release in arid regions using GIS-based Universal soil loss equation (USLE). <https://doi.org/10.1016/j.asej.2022.102038>
 45. Landis, J. R., Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
 46. Aiello, A., Adamo, M., Canora, F. (2015). Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in Southern Italy. *CATENA*, 131, 174–185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>