

Evaluation économique des services écosystémiques et du coût de non action en Tunisie : Cas du bassin versant O.Lachbal

SEIF EDINE HAMMAMI*, ANOUAR BEN MIMOUN**,
MOHAMED NAOUFEL BEN HAHA***

DOI: 10.30682/nm2304g

JEL codes: Q24, Q25, Q57

Abstract

The present study is inspired by a current scientific debate around the economic valuation of soil ecosystem services. It details the estimation of the services identified in the watershed O.Lachbal and develops projections in order to analyse the total economic value trajectory in the absence and presence of water and soil conservation measures according to the evolution of water erosion, so as to reveal the cost of non-action related to soil degradation. This assessment help to clarify the picture of the benefits provided by each service. The total economic value of ecosystem services is estimated at TND 5.98 million (2022). The majority (60%) of this value is made up of direct use benefits (provisioning services), while indirect use benefits (regulating services [34%] and support services [6%]) constitute only 40% of the total value. The study of the evolution of the aggregate benefits made it possible to estimate the economic impact of combating degradation over 21 years and to identify the cost of non-action associated with soil water erosion. The results of the study show that progressive mitigation of soil water erosion leads to the stabilization of ecosystem functions and subsequent conservation of ES, while the opposite case of this scenario reveals an average cost of non-action 5 times higher than the total economic value of the current year (TND 30 million). In view of this problem, public intervention remains essential, and this study explored a concave relationship between the cost of non-action and the degree of degradation achieved or to be avoided, given that erosion is considered to be a natural phenomenon that can be controlled, but cannot be avoided, offering a decision key in relation to monetary availability.

Keywords: Economic assessment, Ecosystem service, Non action cost, Degradation.

1. Introduction

Beaucoup d'études mettent l'accent sur l'influence de la variabilité climatique sur les rendements agricoles, ou bien sur les effets de la rareté de l'eau sur les cultures, ou encore, l'effet de l'érosion hydrique sur la dégradation des sols.

Cependant, le capital sol génère des flux résultants de l'interaction entre ses fonctions écosystémiques et l'activité humaine, bien qu'ils soient menacés par ces enjeux climatiques (ELD, 2020).

Ledit flux représente les services écosystémiques que les hommes peuvent tirer des éco-

* Laboratory of Economics of Sustainable Development, Natural Resources and Agriculture (LEDDRNA), Faculty of Economic Sciences and Management of Tunis (FSEGT), Tunisia.

** Institut National Agronomique de Tunis, Tunisia.

*** Direction Générale de l'Aménagement et de la conservation des Terres Agricoles, Tunisia.

Corresponding author: seifedinehammami1224@gmail.com

systèmes, directement ou indirectement, pour assurer leur bien-être (Costanza *et al.*, 1997).

Les SE font référence aux avantages tirés de la nature. Il s'agit d'un concept relativement récent visant à considérer un écosystème comme un vecteur de bien-être et un ensemble d'attributs, permettant à faciliter la vie humaine (Dupras *et al.*, 2013). Wallace (2007), écarte les fonctions aux services suivant la différence entre la finalité et le moyen et, il les distingue comme des résultats (outputs) de fonctions écologiques, dans le but de soulever l'ambiguïté du concept de fonction et de présenter les services en tant que des fins assurées par des moyens (fonctions), il traite les fonctions écologiques comme un processus (Rives *et al.*, 2016).

Aujourd'hui, 2.6 milliards de personnes dépendent directement de l'agriculture et 52% des terres agricoles utilisées sont touchées modérément ou fortement par la dégradation des sols. D'ici 2050, la perte des terres arables serait de 30 à 35 fois plus rapide que le rythme historique et cela s'accélère d'autant plus que le changement climatique progresse. Avec plus de 2.8 millions de Ha de terres menacées par l'érosion et la désertification, la Tunisie, comme tous les pays du bassin méditerranéen, est particulièrement sensible à cette problématique (ELD, 2020). Elle perd annuellement 23 000 Ha de terre dont 13 000 Ha sont perdus de manière quasi irréversible (MARHP & DACTA, 2017), avec une baisse de la fertilité du sol qui se situe à 0,5% dans certaines régions, contre 2,5% auparavant et un coût de la dégradation de l'environnement égale à 2,7% du PIB (Gafrej, 2016).

Cette problématique est considérée par l'ONU comme le 15^e objectif de développement durable (ODD), visant à atteindre la neutralité en termes de dégradation de terres (NDT) à l'horizon 2030 (ELD, 2020). Ce qui réoriente la troisième stratégie nationale de conservation des eaux et des sols vers la gestion durable des ressources naturelles afin d'assurer le développement des territoires ruraux et la durabilité des services écosystémiques rendus par le capital sol. Ceci exige un budget total de 1,1 milliard de DT dont 72,7% (soit 800 millions de DT) des investissements sont supportés par l'Etat (MARHP & DACTA, 2017).

Comme les travaux de recherche sur les avantages socioéconomiques des services écosystémiques en Tunisie sont quasi-inexistants – à l'exception de la réalisation de Daly-Hassen en 2017 et de Daly-Hassen et Croitoru, 2013 sur les écosystèmes forestiers – l'évaluation économique des services écosystémiques rendus par le sol demeure importante. Alors comment on peut identifier, sélectionner et quantifier ces services ? Et quelles sont les considérations économiques à appliquer pour bien mener l'évaluation économique des services écosystémiques ?

A l'effet de répondre aux questions posées, le présent article tente d'évaluer la valeur économique totale du sol. Particulièrement, il cherche à estimer le coût de non-action lié à la dégradation du sol en utilisant l'évolution temporelle de valeur économique totale, ce qui offrira une prévision sur la trajectoire de chaque service écosystémique et guidera les décideurs à protéger les ressources naturelles et budgétaires. Le reste du papier est hiérarchisé en trois sections dans lesquelles la première section expose le cadre conceptuel de l'étude avec l'approche méthodologique adoptée. La deuxième section est consacrée pour les résultats obtenus, et la troisième section fournit une conclusion générale.

2. Matériels et méthodes

2.1. Cadre théorique

Les ressources naturelles sont au cœur de l'économie de l'environnement et son évaluation s'appuie sur la théorie du consommateur et le changement dans le bien être humain mesuré par le surplus du consommateur (Abdel Hamid, 2018).

Face aux enjeux climatiques omniprésents, le souci économique est centré sur les coûts générés par la dégradation des terres (tel que le coût de non action) (ELD, 2015). C'est pourquoi l'OCDE (2008) a proposé d'estimer la valeur économique totale de l'amélioration et de la dégradation de la qualité de l'environnement. La notion de VET (valeur économique totale) précède sa formation, d'ailleurs elle abrite toutes les valeurs, que l'on souhaite les monétariser ou non, fournies par l'environnement, pour cette raison il est nécessaire d'étudier les béné-

fices offerts aux individus et sociétés (Dupras *et al.*, 2013).

Selon Abdel Hamid (2018), diverses méthodes ont été développées par les économistes de l'environnement en vue de mesurer la valeur ou une partie de valeur économique totale des biens et services environnementaux, mais le consensus littéraire nous informe que la VET est composée par deux principales catégories des valeurs :

- La valeur d'usage : révèle les bénéfices tirés grâce au processus de consommation ou d'utilisation des ressources naturelles. Elle comporte deux types d'usages ; un usage réel (direct ou indirect) des biens et services et un usage éventuel (valeur d'option).
- La valeur de non-usage attachée à la satisfaction consécutive de l'existence d'un actif naturel. Elle inclut les valeurs d'existences, d'héritage (de legs) et les valeurs d'intendance (ELD, 2019).

Le changement du bien-être social provoqué par la variation de biens ou services environnementaux, est le pilier principal de l'évaluation économique des SE vu qu'il correspond aux bénéfices et aux coûts sociétaux produits par la modification au niveau de l'offre des SE (ELD, 2019).

Pour traiter cette question de changement, la littérature indique l'existence de deux approches d'évaluation économiques fondées ou non sur la demande. L'approche non fondée sur la demande se dirige vers l'usage des trois principales méthodes d'évaluation à savoir la méthode des prix du marché, la méthode des coûts de remplacement et la méthode de dose-réponse ou l'évolution de la productivité. La comparaison entre la courbe d'offre (les coûts d'approvisionnement) et celle de la demande donne naissance à la deuxième approche d'évaluation économique basée sur la demande, elle est constituée essentiellement par deux grandes familles des méthodes d'évaluation telle que les méthodes de préférences révélées (prix hédonique, coût de transport...) et les méthodes de préférence déclarées (l'évaluation contingente, l'analyse conjointe...). Un peu loin de ces deux approches d'évaluation économique, la méthode de transfert des bénéficiaires présente une alternative avantageuse en matière des coûts (par rapport aux autres méthodes d'évaluation) grâce à l'utilisation des informations disponibles.

Cette méthode consiste à transmettre les résultats économiques des valeurs non marchandes révélées par une étude de cas vers une autre identique en termes monétaires, en outre le transfert peut être possible théoriquement dans le temps, l'espace, les populations et certains produits de l'écosystème (ELD, 2019).

Comme Point (1992) souligne, parfois l'asymétrie de l'information chez les individus, le caractère collectif de certaines ressources avec les considérations de durabilité et d'autre d'ordre éthique, soutiennent la participation de l'état dans le mécanisme de l'interaction offre/demande. Dans ce cas, la fonction à maximiser est celle du bien-être social sous des contraintes environnementales telles que :

- Une norme environnementale : seuil maximum de concentration en un élément donné.
- Un impact environnemental : l'émission de polluant ou l'utilisation de l'espace sous une norme.
- La privation complète de tout sort d'utilisation de molécules chimiques ou l'exploitation d'une telle espèce animale (végétale) en voie de disparition.

Cette optimisation sous contraintes nous donne la valeur de conservation de l'environnement calculée par le prix fictif de chaque contrainte (norme) appelée encore la valeur marginale de l'unité environnementale éloignée d'une utilisation productive disant que la valeur de conservation est considérée comme une valeur séparée du processus de production réalisée par l'homme, c'est une valeur intacte de toute anthropisation. À la lumière de ces calculs, l'autorité publique détermine une redevance sur les prélèvements réalisés dans un milieu naturel et sur la dégradation de qualité de l'air ou de l'eau, égalisant les prix fictifs. Mais, il est essentiel de démontrer que les prix déclarés ou révélés par les préférences individuelles restent faibles et voire nuls par rapport aux prix administrés (Point, 1992).

Étant donnée la convergence entre DAP et DAR du fait que les revenus des exploitants (généralement faibles) orientent leurs réponses d'une part. D'autre, part l'effet de stratégie (effet de resquilleur) développé par l'enquête afin d'exprimer une DAP fautive dans l'intention d'éviter les charges financières causées par sa réponse (l'aléa moral)

(Ben Mimoun, 1999). Tous ces motifs biaisent les valeurs de DAP et limitent l'application des méthodes des préférences. De ce fait, la présente étude s'appuie sur les méthodes non fondées sur la demande qui semblent bénéfique pour les preneurs de décisions tant que l'information sur les coûts est disponible.

2.2. Zone d'étude

Le site de travail se trouve au Nord-Est de la Tunisie, il est rattaché administrativement à la délégation d'El Fahs, gouvernorat de Zaghouan et il couvre environ 2 119 Ha (Figure 1).

La zone d'étude reflète une situation d'abondance des aménagements de la conservation de l'eau et du sol (50% des terres sont aménagées) accompagnée de la présence des ouvrages de petit hydraulique (2 lacs collinaires). Pour bien mesurer l'impact de l'érosion hydrique sur les services écosystémiques, le bassin versant choisi possède une faible végétation boisée dans le but d'éliminer les chevauchements possibles avec autres types des bassins versants forestiers.

La zone d'Oued Lachbal est située dans l'étage bioclimatique semi-aride moyen. Ses précipitations sont fluctuantes et elles peuvent atteindre 401 mm/an. La température moyenne est de 17,7 °C, avec un minimum de 3 °C en hiver et 40 °C en été comme maximum. 66% des terrains d'étude sont en pente faible (0-5%), les terrains en pente moyenne (5-10%) procurent 25% de la superficie totale et uniquement 9% de la superficie totale est positionnée sur des terrains accidentés (pente > 10%).

Quant aux ressources hydriques de la zone d'étude, les eaux de surface sont mobilisées par deux lacs collinaires « Ain Essid 2 » et « O. Lachbal » créés respectivement en 2008 et 1993. Les capacités de stockage des deux réservoirs collinaires différents selon l'apport solide des sédiments, elle est alors de 100 Mm³ pour le réservoir d'Ain Essid et de 80 Mm³ pour O.Lachbal. Pour les eaux souterraines, le bassin versant dispose une nappe profonde nommée « Djebel Jahfa » caractérisée d'une étendue de 12,9 Km², mais avec une exploitation faible (seulement 0,95 Mm³ ont été en 2017 contre une disponibilité estimée à 3,1 Mm³). Le nombre des forages

profonds captant cette nappe est égal à 11 (un seul forage public et 10 forages privés).

L'une des clés de succès de la lutte contre la dégradation du sol est la présence de végétation, par laquelle les activités biologiques sont catalysées. Elle dépend du climat, de la nature du sol, et de la topographie.

Vu que les conditions édapho-climatiques sont propices accompagnées d'une inclinaison faible des terrains, la superficie utile domine l'occupation des sols avec 97% de superficie totale. Cette SAU est partagée entre les cultures annuelles, la végétation boisée et les parcours de façon suivante :

- 878 Ha des cultures annuelles, dont nous comptons 536 Ha d'orge et 342 Ha de blé dur.
- 22 Ha des végétations boisées (essentiellement l'olivier).
- 1152 Ha des parcours étant donné que l'élevage des ovins est fortement remarqué.

Figure 1 - Emplacement de la zone d'étude.

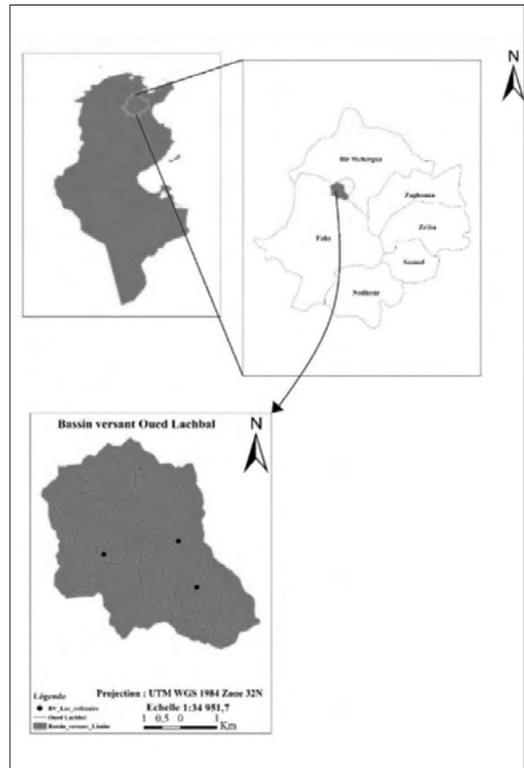


Tableau 1 - Matrice des services écosystémiques identifiés.

| <i>Catégorie</i> | <i>Services écosystémiques</i> | <i>Impact biophysique</i> |
|-------------------|---|--|
| Approvisionnement | Augmentation de la production agricole | Rendements agricoles (céréales, oléiculture), sécurité alimentaire, amélioration de la balance commerciale |
| | Augmentation de la biomasse comestible sur les parcours | Disponibilité des fourrages |
| Régulation | Conservation de l'humidité du sol | Capacité de rétention |
| | Infiltration et la recharge de la nappe profonde | Disponibilité des eaux souterraines |
| | Contrôle de la sédimentation | Capacité de stockage du réservoir collinaire |
| | Contrôle de l'érosion hydrique | Perte des sols à vocation agricole |
| Soutien | Séquestration du carbone | CO ₂ séquestré |

2.3. Approche d'analyse

Pendant la dernière décennie la VET des services écosystémiques a été évaluée à l'aide des approches développées par TEEB, 2010. MEA, et récemment l'Initiative ELD a monté une matrice en 2019, dans le but d'améliorer les informations sur l'évaluation économique des SE. Pour répondre à l'objectif du travail, l'approche d'analyse comporte l'identification, la classification et la quantification biophysique des services écosystémiques, les précisions arrêtées sur les méthodes d'évaluation économiques adoptées pour chaque service et la collecte de données.

2.3.1. Identification et classification des services écosystémiques

À la suite de la revue de la littérature et des visites du terrain, la matrice de l'ELD a été rectifiée pour estimer les SE sous contrainte de la disponibilité et de l'existence des données physiques. Dans cette étude, les services récréatifs sont absents malgré les manifestations culturelles concrétisées par les « zerda » à cause de l'insuffisance de travaux de recherche dans ce domaine. Concernant le reste des services le Tableau 1 montre la présence des 7 services répartie sur trois catégories des services écosystémiques.

2.3.2. Méthodes et hypothèses adoptées

Etant donné que l'application des méthodes de préférences, distord l'estimation de la valeur économique totale des SE identifiés, la présente étude adopte d'évaluation économique non fondée sur la

demande afin de réaliser l'objectifs attendus. Par conséquent, une colonne a été ajoutée à la matrice des SE pour relier chaque service à une telle méthode d'évaluation. Ce regroupement est basé sur les considérations économiques suivantes :

- Les prix économiques des produits agricoles sont les prix du marché international (prix FOB pour le blé dur et l'orge).
- Le prix économique d'olive à huile est fourni par l'Etat (prix administré).
- Le prix d'une unité fourragère est simulé au prix économique d'un substituant mesurable, c'est le prix FOB de l'orge en grain.
- Le coût moyen d'une facture d'eau de SONEDE présente le prix économique utilisé pour trouver la valeur économique de l'humidité du sol et de la recharge des aquifères (coût de remplacement).
- Le coût de construction d'une nouvelle retenue collinaire remplace le prix économique d'un m³ d'eau stockée après l'apport solide des sédiments.
- Quant au contrôle de l'érosion hydrique, le manque à gagner dans la production agricole et fourragère évalue la valeur économique de ce service de régulation.
- Le bénéfice économique dû à la séquestration du carbone est calculé par son coût social.

Toutes ces valeurs économiques exigent une estimation robuste des données biophysiques des services écosystémiques afin d'éviter une sous-estimation ou une surestimation de ses contributions à la formation de VET. Alors chaque service pos-

sède une équation de quantification validée par la littérature scientifique (Tableau 2).

Une dernière étape consiste à projeter les bénéfices économiques agrégés à l'effet de mesurer le coût de non-action et d'évaluer son rapport avec la qualité de l'environnement sous les hypothèses ci-dessous :

- H 1 : Le taux d'actualisation est approximativement égal au taux d'intérêt du projet ProSol (3%).
- H 2 : L'analyse est structurée sur deux scénarii (S1 et S2) : S1 expose le cas le plus pessimiste où l'érosion hydrique s'évoluera avec un taux annuel de 50% (ce pourcentage a été déterminé à l'aide de la carte de l'intensité de dégradation sans aucune intervention publique), inversement au deuxième scénario qui présente une atténuation de l'érosion à 20% par an (taux révélé à travers une carte

d'impacts des ACES sur les écosystèmes) (Annexes 1 et 2).

- H 3 : La durée de projection est égale à la date de suppression totale des superficies (21 ans).
- H 4 : Le coût de non-action est équivalent à la moyenne d'écarts entre les valeurs économiques totales deux scénarii (E) :

$$CNA = \frac{\sum_{i=0}^n (Ei)}{n}$$

$$Ei = \begin{cases} VET2i - VET1i & \text{si } VET1 > 0 \\ Si \text{ non} \\ VET2i - (-VET1i) = VET2i + VET1i \end{cases}$$

Où :

CNA : le coût de non action (DT/an)

VET : la valeur économique totale (DT/an)

E_i : L'écart annuel entre la VET de chaque scénario (DT/an)

i : l'année

n : le nombre total des années

Tableau 2 - Dernière itération de la matrice des SE.

| Catégorie | Services écosystémiques | Approche d'évaluation économique | Fonction de dégradation | Référence bibliographique |
|-------------------|---|--|---|---|
| Approvisionnement | Augmentation de la production agricole | Prix de marché | Fonction de la perte de productivité : $RDTi = RDT0 * e^{(-0.04*A)}$ | (Requier-Desjardins & Bied-Charreton, 2006) |
| | Augmentation de la biomasse comestible sur les parcours | Prix de substitution | | |
| Régulation | Conservation de l'humidité du sol | Coût de remplacement de l'eau de SONEDE | $RFU = \frac{2}{3} * RU$ | (Khechana <i>et al.</i> , 2019) |
| | Infiltration et la recharge de la nappe profonde | | $I = Pu - Vr$ $Vr = SDR * PU$ | |
| | Contrôle de sédimentation | Coût de remplacement de la capacité de stockage d'eau perdue | $SY = A * SDR$ $SDR = 0,627 * (P^{0,403})$ | (Michalec, 2018 ; Zhang <i>et al.</i> , 2021) |
| | Contrôle de l'érosion hydrique | Changement de production (coût d'opportunité des terres agricoles) | | (Daly-Hassen, 2017) |
| Soutien | Séquestration du carbone | Coûts de dommages évités, en utilisant le coût social du carbone | $W = 10 * A * S * MO * 0,58$ | (Hu <i>et al.</i> , 2004) |

RDTi : Rendement agricole actuelle / RDT0 : Rendement agricole initial / A : Erosion hydrique en T/Ha/an / RU : Réserve d'eau utile dans le sol (mm/an) / RFU : Réserve d'eau facilement utilisable dans le sol (mm/an) / I : lame d'eau infiltré dans le sol (mm/an) / Pu : pluie utile (mm/an) / Vr : volume d'eau ruisselé (m³/an) / Sy : rendement des sédiments apportés par l'érosion (T/an) / SDR : Coefficient de sédimentation (%) / P : Pente de cours d'eau principal (%) / W : perte en carbone séquestré (TCO2/an) / S : Superficie totale (Ha) / MO : Matière organique dans le sol (%).

2.3.3. Modèle du travail et collecte des données

Partant des considérations économiques citées auparavant, le modèle de l'étude (ci-dessous) comprend quatre phases présidées par la détermination de la perte en sol et finis par l'assemblage des services monétarisés afin d'obtenir une valeur économique totale.

La réussite de cette évaluation est fortement dépendante de l'application totale de la matrice et plus particulièrement des équations qu'elle contient. De ce fait un ensemble des données a été collecté pour atteindre l'objectif du travail. L'étude réalisée par SSSI (2019) au profit de

CRDA Zaghouan représente un pilier principal servant à déterminer les services d'approvisionnements et de régulation, pourtant nous avons créé et actualisé les données géographiques dans le but de modéliser l'érosion hydrique à l'aide de logiciel ArcGis (version 10.9). Nous avons élaboré une base de données sur le logiciel EXCEL afin de mesurer chaque service et d'analyser les bénéfices économiques dégagés.

La présente étude cherche à évaluer le coût de non-action lié à la dégradation du sol, en adoptant les hypothèses de départ le modèle se transforme du mode statique en mode dynamique ce qu'impose à le reformuler comme on voit en Figure 3.

Figure 2 - Schéma représentatif du modèle du travail.

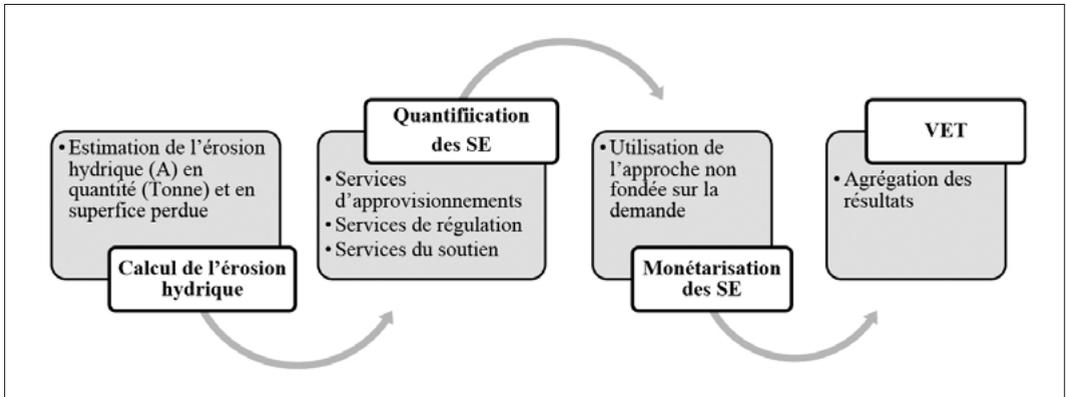
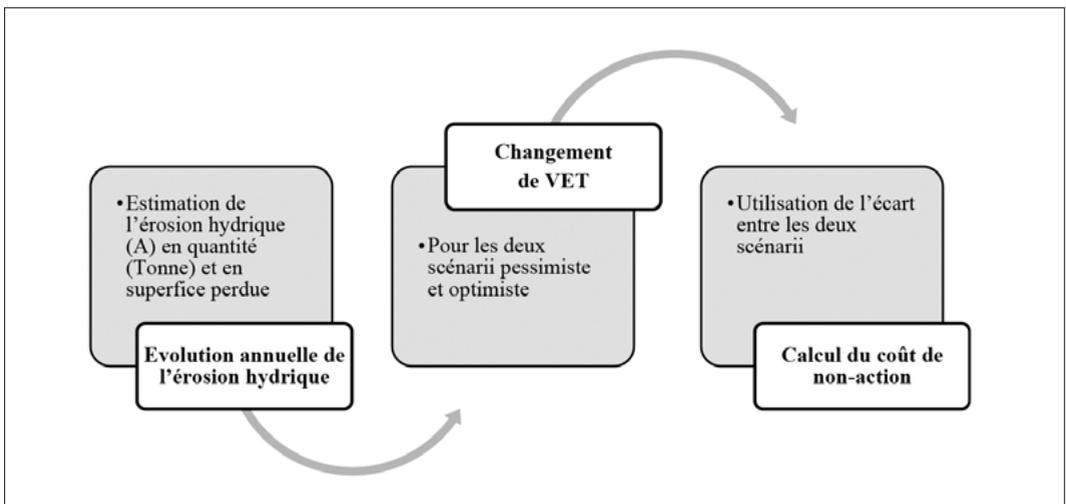


Figure 3 - Représentation schématique du modèle d'estimation du coût de non action.



3. Résultats et discussions

3.1. Risque de l'érosion hydrique

Ce genre de dégradation engendre des dégâts énormes à savoir la disparition irréversible de couche arable, la perte de la productivité, de la matière organique et de la capacité de rétention du sol (Gaddas *et al.*, 2010).

Pour déterminer la valeur de l'érosion hydrique, une carte du risque d'érosion (Figure 4) a été élaborée durant ce travail, elle est fondée sur le modèle USLE (L'équation universelle des pertes en terre ou encore *Universal Soil Loss Equation*) exprimant l'érosion en T/Ha/an :

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

Avec :

A : L'érosion hydrique.

R : L'indice de l'agressivité climatique (MJ.mm/Ha.h.an).

K : L'indice d'érodibilité des sols (T. Ha.h/Ha.MJ.mm).

LS : Un facteur de déclivité.

C : Un facteur de végétation.

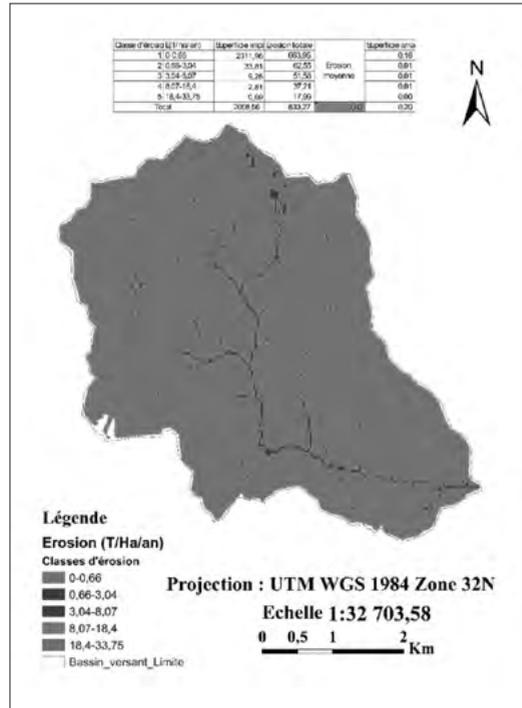
P : Un facteur de pratique de soutien ou encore les aménagements CES réalisés.

Le diagnostic de la carte montre que 98% des superficies totales sont menacées par une classe d'érosion hydrique faible (0-0,66 T/Ha) avec perte totale en sol égale à 833,27 T/an soit 0,2 Ha arrachés pour une profondeur de 30 cm, ce qui explique l'aménagement des superficies impactées en banquettes mécaniques (vu les faibles valeurs des pentes).

3.2. Valeur des services écosystémiques générés par la protection du bassin versant

Les banquettes mécaniques, les lacs collinaires et la nappe profonde se réunissent pour cohérer avec l'exploitation agricole existante. Ce qui rend difficile de séparer la part de services générés par chaque composante, en outre elles participent conjointement à la lutte contre la dégradation du sol et de l'eau à titre d'exemple les aménagements de CES (banquettes) protègent l'amont du sous bassin versant du lac pour freiner l'écoulement intensif des eaux des crues, pa-

Figure 4 - Carte du risque d'érosion.



rallèlement le réservoir collinaire capte ces eaux afin d'être distribuées au plus tard aux exploitants et à long terme l'environnement bénéficiera de ces eaux à travers la fonction de recharge de nappe. En vue d'isoler les bénéfiques au maximum possible, ils ont été affectés entre les trois types des SE trouvés.

3.2.1. Services d'approvisionnement

L'occupation du sol dans la zone d'étude montre la forte dépendance à la céréaliculture et plus précisément au blé dur et orge en grain avec la présence minuscule d'oléiculture.

- Production agricole :

L'approvisionnement en blé dur et en orge occupe une place remarquable dans la production végétale totale du bassin versant O.Lachbal. Ces cultures sont pratiquées sur une superficie de 878 Ha dans laquelle l'orge procure 61% d'Ha et le blé pousse sur 39% de superficie consacrée pour les cultures annuelles. Quant à l'olivier seulement 22 Ha a été installés comme une action fixatrice du sol et des aménagements CES.

Selon le Tableau 3, la production d'orge ap-

Tableau 3 - Estimation du service d'approvisionnement en produits agricoles.

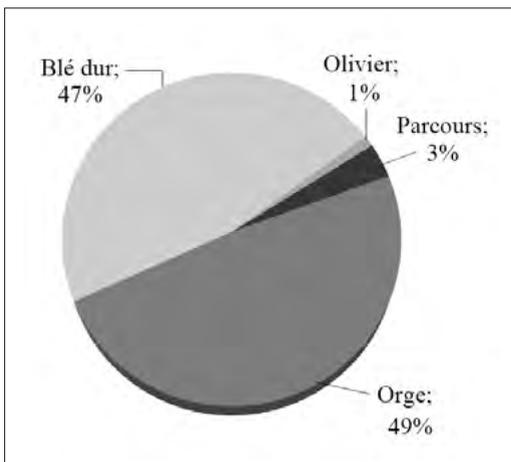
| Type de culture | Superficie (Ha) | Rendement (Tonne/Ha) | Production (Tonne) | Prix économique (Dt/T) | Bénéfice économique (Dt/an) | Pourcentage |
|-----------------|-----------------|----------------------|--------------------|------------------------|-----------------------------|-------------|
| Orge | 536 | 2,56 | 1370 | 1 276 | 1 748 639 | 51% |
| Blé dur | 342 | 2,46 | 844 | 1 985 | 1 672 289 | 48% |
| Olivier | 22 | 1,18 | 27 | 1 430 | 37 843 | 1% |
| Total | | | | | 3 458 770 | 100% |

port 1 748 639 DT/an soit 3264 Dt/Ha, le blé aussi possède une valeur économique égale à 1 672 289 Dt/an avec un bénéfice unitaire de 4 883 DT/Ha et l'olive à huile n'a que 37 843 Dt/an disant 1 688 Dt/Ha. La priorisation des grandes cultures provient de l'élevage des bétails, vu la hausse des prix de concentrée l'orge substitue les besoins nutritifs des ovins bien que le blé dur soit distribué avant la lutte contre saison pour augmenter la fertilité du troupeau.

- Production fourragère du parcours :

L'élevage est une activité à laquelle s'attache la moitié de population locale du bassin versant (SSSI, 2019). Cette activité a conservé une place prioritaire dans le système de production pratiqué et dans la procuration du revenu des exploitations. Il s'agit de l'élevage ovin conduit en extensif et qui tire son alimentation dans les chaumes, en dehors des fermes et essentiellement dans les parcours. Son effectif est estimé à 1 929 têtes.

Figure 5 - Répartition des services d'approvisionnements



L'estimation de la valeur économique du parcours est fondée sur sa productivité fourragère récemment étudiée par SSSI (2019) et elle est de l'ordre de 100 UF/Ha/an. La valeur de l'unité fourragère est évaluée à travers le prix économique de l'orge, soit 1,276 DT/kg. Toutefois, la Figure 5 expose sa faible contribution à la création des services d'approvisionnement (3%) du fait que la diversification des espèces fourragères est absente et par conséquent le bénéfice économique dégagé est équivalent à 144 600 Dt/an où 20% de ce montant est considéré comme une rémunération du berger (main d'œuvre), alors la valeur finale de l'approvisionnement fourragère égale à 120 500 Dt/an.

3.2.2. Services de régulation

Les ressources existantes en sol et en eau dans le bassin versant O.Lachbal offrent un certain nombre de services de régulation, telles que la conservation de l'humidité du sol, la recharge des aquifères, le contrôle de sédimentation et de l'érosion hydrique.

- Conservation de l'humidité du sol

Il y a plusieurs méthodes pour estimer les humidités caractéristiques ainsi que la réserve hydrique du sol présentant l'indicateur clé de mesure.

L'analyse granulométrique du sol a fait sortir les teneurs en argile (A), en Limon fin (Lf) et en limon grossier (Lg) sur 10 profils du sol (Annexe 3) dans l'objectif d'obtenir la valeur de réserve facilement utilisable (RFU en mm ou en m³/Ha) suivant les équations ci-dessous :

$$RFU = \frac{2}{3} * RU$$

$$RU = 10 * (Hcc - Hpfp) * Da * Z$$

$$Hcc = 5,8 + 0,34A + 0,42Lf + 0,095Lg$$

$$Hpfp = 4,2 + 0,24 * A + 0,15Lf$$

Tableau 4 - Estimation des grandeurs bioéconomiques de l'humidité du sol.

| Type de lame d'eau | Volume (m ³ /Ha) | Superficie (Ha) | Prix économique (Dt/m ³) | Bénéfice économique (Dt/an) |
|--------------------|-----------------------------|-----------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| RU | 470 | | | |
| RFU (stockée) | 313 | 2 058 | 0,95 | 613 293 |

Tableau 5 - Evaluation de l'infiltration et de recharge de l'aquifère profonde

| Stock d'eau (Mm ³) | Superficie (Ha) | Pente (%) | SDR (%) | PU (m ³ /Ha) | Volume ruisselé (m ³ /Ha) | Volume infiltré (m ³ /Ha) | Prix économique (Dt/m ³) | Bénéfice économique (Dt/an) |
|--------------------------------|-----------------|-----------|---------|-------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| 3,1 | 560 | 5 | 0,19 | 3 208 | 601 | 2 607 | 0,95 | 1 387 186 |

Avec Hcc (en %) et Hpfp (en %) représentent respectivement l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent, Da est la densité apparente et Z symbolise la profondeur utilisée qui est celle d'une couche arable et équivaut à 30 cm.

La finalité de ces calculs est de trouver la lame d'eau facilement utilisable (Tableau 4), qui présente l'humidité recherchée sous un prix économique égal au prix de vente moyen de l'eau par la Société Nationale d'Exploitation et de distribution des eaux (SONEDE) aux consommateurs (0,95 Dt/m³ en 2021), d'où le bénéfice total de l'humidité du sol correspond à 613293 Dt/an.

- Recharge de la nappe profonde :

Le lac Ain Essid 2 se trouve à l'exutoire d'un système aquifère profond dans lequel les ressources hydriques sont estimées à 3,1 Mm³, moyennant la retenue collinaire l'alimentation de la nappe se réalise. Ce service est révélé par le calcul de volume d'eau infiltré et sa détermination exige l'estimation de la lame d'eau ruisselé en appliquant les équations mentionnées par Michalec (2018) :

$$I = Pu - Vr$$

$$Pu = 0,8 * Précipitation annuelle (P)$$

$$Vr = SDR * PU$$

$$SDR = 0,627 * (P^{0,403})$$

La restitution au milieu ou encore la recharge des aquifères (Tableau 5) compte 2 607 Mm³ soit 84% des ressources disponibles. En raison de son prix économique (le même prix utilisé pour évaluer l'humidité du sol 0,95 Dt/m³) l'avantage économique capté par ce service atteint 1 387 186 Dt/an et 2 477 Dt/Ha de superficie du réservoir.

- Contrôle de sédimentation :

Dans les mesures de protéger le grand barrage de Bir. Mcherga, les deux lacs collinaire « O.Lachbal et Ain.Essid2 » captent les sédiments provenant d'O.Lachbal, également des opérations de curage sont effectuées en cas des pluies torrentielles ce qui engendre à la fois le maintien et l'augmentation de capacité de stockage pour le grand barrage, cependant les lacs continuent à capter les sédiments jusqu'au colmatage (le cas du lac Ain. Essid).

L'estimation de l'envasement des deux lacs a été réalisée par le biais de deux équations, la première est celle de SDR et l'autre est dédiée à l'évaluation de la masse solide déposée sur le réservoir, en profitant de l'étude granulométrique, la densité apparente du sol facilite le calcul de l'apport solide de façon suivante :

$$SDR (\%) = 0,627 * (P^{0,403})$$

$$SY (T/an) = A * SDR$$

$$Apport\ solide\ (1000m^3/an) = \frac{SY}{Densité\ apparente}$$

Les résultats de l'estimation affichés par le Tableau 6, montrent que les deux lacs reçoivent 15 000 et 6 000 m³ annuellement ainsi le bénéfice économique total lié au service du contrôle de sédimentation, a été établi conformément au coût de remplacement de la capacité de stockage au vu de construire un nouveau barrage (0.9 Dt/m³), cela donne un bénéfice total de 19 119 Dt/an dont 70% est réservée au lac d'O.Lachbal (13 452 Dt/an).

- Contrôle de l'érosion hydrique :

La lutte contre l'érosion impacte positivement la fertilité du sol et la couche arable ainsi les superficies agricoles dans sa totalité. Cette protection

Tableau 6 - Estimation de sédimentation.

| Nom de retenue | Superficie du sous bassin versant (Ha) | Pente (%) | SDR | A (T/Ha) | SY (T/an) | Da | Apport solide (1000m ³ /an) | Prix économique (Dt/m ³) | Bénéfice économique (Dt/an) |
|----------------|--|-----------|------|----------|-----------|-------|--|--------------------------------------|-----------------------------|
| O.Lachbal | 340 | 3 | 0,15 | 0,4 | 21 | 1,405 | 15 | 0,9 | 13 452 |
| Ain. Esside 2 | 117 | 5 | 0,19 | | 8,85 | | 6 | 0,9 | 5 666 |
| Total | | | | | | | | | 19 119 |

Tableau 7 - Calcul du coût de contrôle de l'érosion hydrique.

| Activité | Superficie perdue (Ha/an) | Rendement (Qx/Ha) | Prix économique (Dt/Qx) | Coût de contrôle (Dt/an) |
|-----------------------|---------------------------|-------------------|-------------------------|--------------------------|
| Production végétale | | | | |
| Orge | 0,05 | 26 | 127,60 | 160 |
| Blé dur | 0,03 | 25 | 198,50 | 153 |
| Olivier | 0,002 | 12 | 143,00 | 3 |
| Production fourragère | | | | |
| Parcours | 0,1107 | 100 UF | 1,276 | 14 |
| Total | | | | 331 |

est réalisée par un arsenal technique de la part de DGACTA qui assurent la durabilité des ressources en sol et en eau et offrant un approvisionnement solide à l'activité agricole (stocks d'eau, d'azote, du carbone, etc.). Simultanément, les pertes en sol signifient une chance perdue dans la production agricole (coût d'opportunité des terres agricoles, Tableau 7). De ce fait, le service de contrôle de l'érosion participe à la formation de VET comme un coût à soustraire, mais avec un montant très faible environ de 331 Dt/an. En effet, l'invisibilité de ce service est expliquée par l'intervention immense de l'Etat dans le bassin versant de O.Lachbal et ses aménagements occupent jusqu'à 50% de la superficie totale ce qui confirme une bonne maîtrise de l'érosion hydrique.

3.2.3. Service de soutien

- Séquestration du carbone :

L'érosion hydrique affecte la dynamique

du carbone organique du sol et entraîne sa redistribution combinée avec l'émission de CO₂ dans l'atmosphère à grande échelle, occasionnée par la déposition massive du sol sur la surface terrestre. Ce dégât est retiré de la quantité du carbone séquestré à travers l'équation suivante :

$$W \text{ (Perte en CO}_2 \text{ non séquestré)}$$

$$W = 10 * E * S * MO * 0,58$$

$$COS = 10 * S * MO * 0,58$$

$$CS \text{ (CO}_2 \text{ net séquestré)} = COS - W$$

Suite à l'application des formules ci-dessus, la quantité nette de CO₂ fixé par le sol du bassin versant O.Lachbal est égale à 7 497 T/CO₂. En employant le coût de réduction des émissions de CO₂ par des techniques alternatives (Tableau 8) appelées encore le coût social de carbone jugé de 51 Dt/TCO₂, la valeur économique de séquestration du carbone est de 382 373 Dt/an.

Tableau 8 - Estimation de séquestration du carbone.

| A (T/ha/an) | Superficie impactée (Ha) | Erosion totale (T/an) | MO (%) | W (TCO ₂) | CS (TCO ₂) | Prix économique (Dt/TCO ₂) | Bénéfice économique (Dt/an) |
|-------------|--------------------------|-----------------------|--------|-----------------------|------------------------|--|-----------------------------|
| 0,4 | 2 058,56 | 833,27 | 1,055 | 5 099 | 7 497 | 51 | 382 373 |

3.3. Valeur économique totale des services écosystémiques

Sur 2 061 Ha des superficies utiles, le bassin versant d'O.Lachbal procure 5,98 millions DT (2022) de valeur économique totale dans laquelle les services d'approvisionnements disposent 60% du bénéfice agrégé, en revanche 34% de VET est réservée par les services de régulation, alors que les services de soutien possèdent 6% de VET. Le manque des informations

supplémentaires limite l'évaluation d'autres SE identifiés (après l'échange avec les gestionnaires locaux de CRDA Zaghouan et les visites de terrain) à titre d'exemple les services culturels « manifestations culturelles, l'amélioration de la santé humaine grâce à la distillation des plantes aromatiques et médicinales ».

Il convient de mentionner que 91% des contributions des SE à la formation de VET sont figurées par les services d'approvisionnement (production agricole possède une part de 58% de VET) avec les services de régulation (l'humidité du sol et la recharge de nappe ont respectivement 10% et 23% de VET).

Suivant l'occupation du sol actuelle (Figure 6), 65% de valeur économique totale des services écosystémiques est capturée par les terrains cultivés et boisés soit l'équivalent de 3,89 Millions de DT/an, ceci est expliqué d'un côté par la hausse des cours de blé et d'orge après la déclaration de guerre ukrainienne et d'autre côté par l'énorme superficie consacrée à la production agricole (901 Ha), 24% de bénéfice (1,41 Million de DT) provient du plan d'eau (lac collinaire) conséquent de recharge de l'aquifère profonde et seulement 11% de VET (0,68 Million de DT) vient des parcours.

Figure 6 - Répartition de VET par occupation du sol.

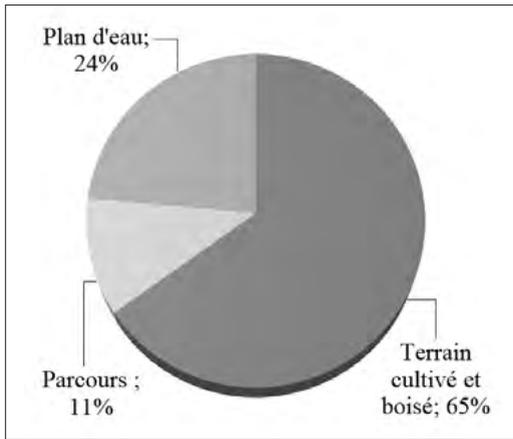


Tableau 9 - Valeur économique totale des services écosystémiques rendus par le sol du bassin versant O.Lachbal.

| Services écosystémiques | Valeur économique (Dt/an) | Valeur unitaire (Dt/Ha) | Contribution (%) | VET par occupation du sol (Dt/an) | | |
|--|---------------------------|-------------------------|------------------|-----------------------------------|----------------|------------------|
| | | | | Terrain cultivé et boisé | Parcours | Plan d'eau |
| Services d'approvisionnement | | | | | | |
| Production agricole | 3 458 770 | 1 678 | 58 | 3 458 770 | | |
| Production Fourragère | 120 500 | 58 | 2 | | 120 500 | |
| Services de régulation | | | | | | |
| Humidité du sol | 613 293 | 298 | 10 | 268 111 | 342 801 | 2 381 |
| Infiltration et la recharge de la nappe profonde | 1 387 186 | 673 | 23 | | | 1 387 186 |
| Contrôle de la sédimentation | 19 119 | 9 | 0,32 | | | 19 119 |
| Contrôle de l'érosion hydrique | 331 | 0,160 | 0,01 | 145 | 186 | 1 |
| Services de soutien | | | | | | |
| Séquestration du carbone | 382 336 | 186 | 6 | 167 145 | 213 708 | 1 484 |
| Total | 5 980 875 | 2 902 | 100 | 3 893 881 | 676 824 | 1 410 168 |

3.4. Analyse du coût de non-action

L'absence du suivi, d'entretien, de maintenance et voire le réaménagement des zones fortement érodées, provoquent des coûts supplémentaires supportés par la société sont appelés les coûts de non-action ou certainement les coûts d'inaction.

Dans le but d'évaluer ce coût, une projection temporelle de 21 ans (durée de dégradation complète des ressources en sol) de deux scénarii a été réalisée sur la base de l'évolution de l'érosion hydrique (T/Ha) ainsi que la dynamique des superficies utiles en adoptant les hypothèses de départ, sous l'abri de VET actualisée tous les services suivent le même principe de calcul (multiplication de valeur unitaire par la superficie non arrachée relative au service évalué et l'érosion estimée), à l'exception de l'humidité du sol et de la recharge de nappe profonde exigeant la multiplication par ses propres superficies non arrachées.

3.4.1. Dynamique de la valeur économique totale

Le résultat de l'analyse (Figure 7) montre une dégradation progressive de la valeur économique totale pour le premier scénario et c'est à partir de 8^e année que la VET enregistre un montant négatif environ de -0,89 Million Dt. Considérant cette année comme un point de référence la courbe de VET_S1 est subdivisée en 3 parties :

- Première partie [0-8] : l'érosion hydrique s'accélère de 0,4 T/Ha à 10,37 T/Ha, mais le rythme d'arrachage reste encore faible (1,64 Ha/an) donnant une chance à vaincre les valeurs négatives de séquestration du carbone et du contrôle de l'érosion ce qui affirme la positivité de cette période et la détérioration de VET de 5,98 Million DT vers -0,89 Million DT.
- Deuxième partie [8-18] : Le rythme de dégradation s'aggrave pour atteindre 79 Ha/an, l'érosion aussi dépasse 34 T/Ha, exposant une catastrophe économique vu que les surfaces non arrachées restent non nulles.

Pour autant, la quantité du sol arraché engendre une perte immense pour la séquestration de CO₂ parce que le bilan carboné est très déficitaire (la quantité du carbone non séquestré est supérieure à la quantité séquestrée), d'où la VET perd sa positivité et elle fonce rapidement de -0,89 Million DT à -120 Million DT.

- Troisième partie [18-21] : C'est la fonction de récupération naturelle et de retour éventuel à la fourniture de services de base¹, caractérisée par une perte en sol trop élevée équivalente à 593 Ha/an, conduisant à l'absence de l'activité agricole (services d'approvisionnements), néanmoins les services de régulation et de soutien ne se cessent pas à fonctionner. L'absence des activités anthropiques ouvre la porte à la nature pour s'autoréparer en passant d'une perte de de -120 Million DT à -0,89 Million DT.

Quant au deuxième scénario, la courbe de VET_S2 présente une allure constante avec quelques fluctuations légères et influencées par l'actualisation de la monnaie, elles sont observées dans la 8^e et la 17^e année marquant le déplacement de VET de 5,98 Million Dt à 4,92 Million Dt entre l'année zéro et la 8^e année ainsi le dernier changement du bénéfice agrégé est remarqué sur le reste de la période d'évolution avec un glissement de 4,92 à 3,91 Million Dt. Le maintien de la valeur économique totale durant 21 ans est considéré comme un impact de continuité de l'approche CES du fait qu'elle atténue la perte en sol (de 0,4 à 0,004 T/Ha) et elle assure le bon fonctionnement des SE.

La comparaison des deux scénarii révèle l'influence directe de la lutte contre la dégradation des ressources en sol au profit des service écosystémique même en présence d'une fonction de réparation naturelle en cas d'une destruction complète des terres utiles puisque le rétablissement nécessite une très longue période étalée sur plusieurs générations (plusieurs millions d'années pour former un sol peu profond) ce qui

¹ Fonction de rétablissement des services après l'achèvement d'un projet de restauration primaire ou via une récupération naturelle, citée par Thur S.M., 2007. Refining the Use of Habitat Equivalency Analysis. *Environmental Management*, 40(1): 161-170.

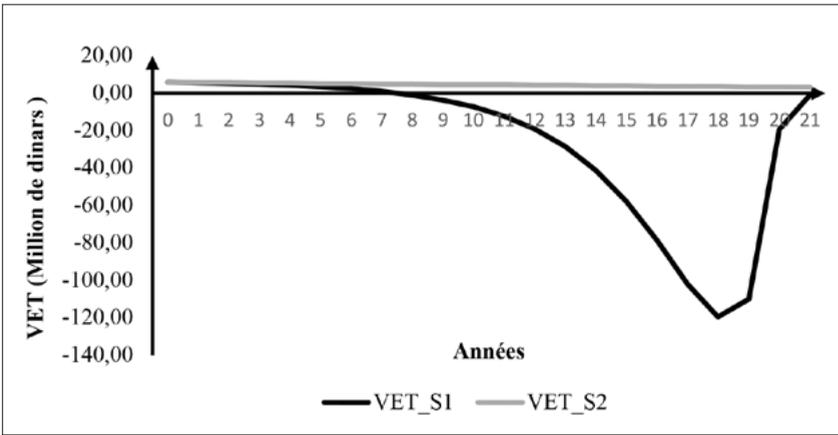


Figure 7 - Dynamique de la valeur économique totale.

penche à protéger ces terres afin d’assurer la durabilité des sols, minimiser les pertes aggravées par l’érosion hydrique et surtout contrôler les charges qu’elle génère. A ce niveau le décideur cherche à maîtriser cette dégradation en diminuant le coût de non action et là nous amène à étudier sa trajectoire durant la période choisie dans le paragraphe suivant.

3.4.2. *Dynamique du coût de non action*

Le coût de non-action demande au premier lieu une estimation de VET de dégradation et de l’amélioration (limitation des dégâts) de la qualité de l’environnement, ensuite la reconstruction des services endommagés représente convenablement le coût de non-action, c’est ainsi défini par l’écart moyen (E_i) entre ces deux valeurs économiques en utilisant un taux d’actualisation égal à 3%.

$$CNA : \frac{\sum_{i=0}^n (E_i)}{n}$$

$$E_i = \begin{cases} VE_{TS2i} - VET_{S1i} & \text{si } VET_{S1} > 0 \\ Si \text{ non} \\ VET_{S2i} - (-VET_{S1i}) = VET_{S2i} + VET_{S1i} \end{cases}$$

Les outputs de l’équation chiffrent le coût moyen de non-action à 30 Million Dt/an pour toute la zone d’étude, soit 14 358 Dt/ha. Le tracé de sa courbe (Figure 8) montre la nécessité

des ACES dans l’objectif de lutter contre la dégradation du sol et l’évitement de l’accumulation des coûts (coûts de restauration des terres et des aménagements). Le coût de non-action enregistre un maximum égal à 123 Million Dt en 18^e année d’évolution signalant la gravité de l’érosion hydrique. À la fin de cette trajectoire, la nature intervient pour se reconstituer moyennant le processus de l’altération de roche mère, mais ça coûte très cher puisqu’elle commence cette étape qu’après une longue durée de dégradation.

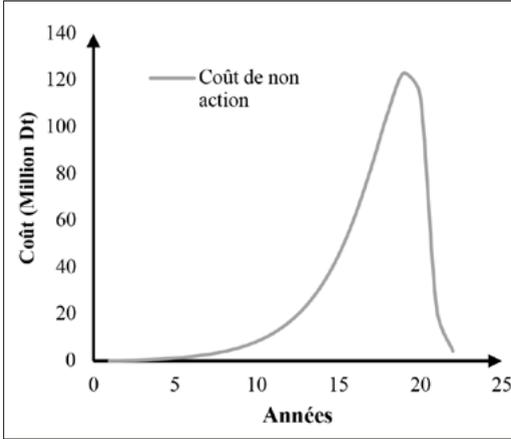
La relation étroite entre le coût de non-action et le degré de dégradation se présente sous forme d’une courbe en cloche (concave)². Elle trace le chemin aux combinaisons les plus souvent possible entre le CNA (Y) et le degré de dégradation X³ tel que la satisfaction du décideur est maximale (Figure 9), mathématiquement elle dispose d’un maximum auquel la fonction de l’érosion (Annexes 4 et 5) est à l’optimum, parfois il est choisi par le contribuable dans l’objectif de rationaliser les dépenses budgétaires en cas d’urgence (crise sanitaire « Covid-19 », crise politique...), mais il reste l’alternative la plus coûteuse socialement, illustrant aussi le point de retournement de l’érosion (le trop d’érosion inhibe l’érosion). Ladite fonction admet égale-

² La concavité de la courbe correspond au principe de la productivité marginale décroissante des terres agricoles chapeauté par l’érosion hydrique.

³ $X (\%) = \frac{\text{Superficie perdue entre les deux scénarii}}{\text{Superficie du bassin versant}} * 100$

Superficie perdue (Ha)=Superficie non arraché S2-Superficie non arrachée S1.

Figure 8 - Dynamique du coût de non action.



ment deux taux de dégradation au même coût, cependant le domaine de possibilité qui encadre l'intensité de dégradation acceptable (entre 0 et 0,5), oblige de faire un seul choix entre les deux points sous contrainte de minimisation des dépenses publiques, graphiquement c'est la tangente à la courbe où se traduit l'égalité entre le coût de l'action et de non-action D'une façon générale, une forte intensité de dégradation tend à avoir un effet négatif marqué sur les services d'approvisionnements et du soutien. Toutefois, le service du contrôle de sédimentation reste positif dans le but de protéger le grand barrage avoisiné, même si les lacs collinaires seront colmatés (Annexe 6). En termes fonctionnels, une augmentation de la dégradation du sol modifie la structure des services offerts et induit à changer

l'usage des terres disponibles, par conséquent le mode de gestion local du bassin versant dans le but de conserver le restant à exploiter des terrains. Enfin, la faculté écosystémique du sol tend à diminuer dans les conditions de forte intensité de dégradation imposant une modération de l'érosion hydrique en vue de diminuer le coût de non action.

4. Conclusion et perspectives de recherche

La gestion durable des terres nécessite une appréciation des valeurs des services écosystémiques rendus par le sol. Derrière cette circonstance, le bassin versant choisi comporte plusieurs SE, 7 d'entre eux ont été évalués, certainement d'autres services pourront être ajoutés à la formation de valeur économique totale. L'étude révèle le poids des services d'approvisionnement et de régulation et elle affirme une similitude avec la dernière estimation réalisée par Daly-Hassen (2017) autour du parc national d'Ichkel, malgré qu'il a réussi à évaluer les quatre types des services écosystémiques, mais il convient de noter qu'il a utilisé les mêmes méthodes adoptées dans ce travail sauf pour les services récréatifs où la méthode de coût de transport a été sujet de l'enquête, si bien le quatrième service augmente in fine la VET à 6,23 Million DT/an, le présent travail estime cette valeur à 5,98 Million DT.

Les résultats de la présente étude montrent une cohérence avec l'évaluation mondiale des ser-

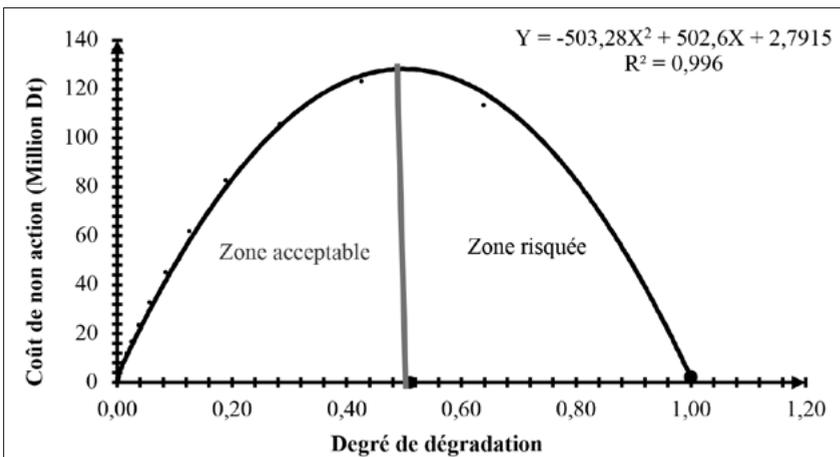


Figure 9 - Courbe environnementale de non action.

vices écosystémiques, réalisée par Anderson *et al.* (2015) mentionnant une valeur économique totale des SE en Tunisie équivalent à 1 097 \$/Ha des superficies agricoles totales, et le présent travail l'estime à 929 \$/Ha.

L'article cherche à dégager le coût de non-action lié à la dégradation du sol, cet objectif global s'articule sur un ensemble des objectifs spécifiques tels que ; l'identification des services écosystémiques mesurables rendus par le bassin versant O.Lachbal, la quantification biophysique de ces SE, l'évaluation économique de chacun d'entre eux, l'assemblage des valeurs estimées dans une valeur économique totale et finalement l'analyse de trajectoire de VET à l'effet de trouver et d'étudier le coût de non-action.

Il est également important de parler de l'influence de dégradation du sol sur l'apparition du coût de non-action puisque cette relation a été figurée par une courbe concave explorée lors de l'analyse dynamique, cette découverte pourrait aider les décideurs à trouver le coût d'action convenable au degré de dégradation.

Sous le contexte du changement climatique, l'analyse dynamique de VET met l'accent sur le rôle fondamental du sol au niveau de fixation du carbone, et elle note un accroissement des pertes en CO₂ non séquestré dû à l'érosion hydrique de 2 T/Ha à 8236 T/Ha durant 20 ans. L'absence de ce service du soutien coûte très cher au détriment de la valeur économique totale des SE, provoquant un montant 76 fois négatif par rapport à l'année zéro (-221 711 Dt/Ha). Si la conservation des ressources disponibles se continue, le stock en carbone dans le sol se maintient et la quantité non séquestrée sous l'effet de l'érosion se recule de 2 TCO₂/Ha à 0,023 TCO₂/Ha ce qui stabilise l'activité des services de régulation ainsi la VET se diminue lentement de 2 906 Dt/Ha vers 1 640 Dt/Ha.

Le sol est un milieu vivant dans lequel les plantes, les êtres animaux et les micro-organismes échangent des flux entre eux (le transfert de matière entre biocénoses/biocénoses et biocénoses/biotope). En effet, les résultats de cet essai prouvent de manière concluante qu'il est loin de considérer le sol inerte économiquement.

À la lumière de ce travail et dans le but d'améliorer l'évaluation des services écosystémiques rendus par le capital sol, des perspectives pour-

ront compléter cette analyse économique par :

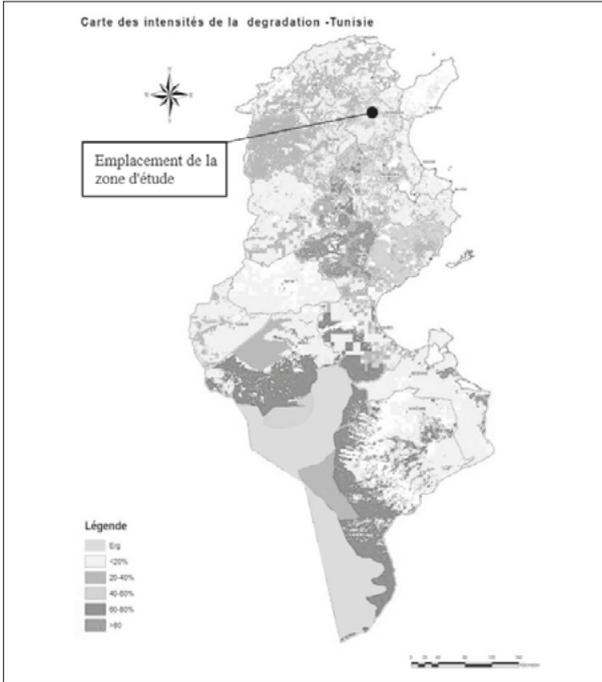
- L'introduction des variables qualitatives en vue d'étudier la perception des services écosystémiques chez les différents intervenants (représentant de l'Etat, les ONGs et les agriculteurs), permettant de redistribuer la valeur économique totale sur chaque partie prenante.
- La mobilisation des logiciels de modélisation des SE (InVEST, TerrSet...) pour mesurer la divergence ou la convergence entre les résultats de chaque étude et ajouter autres services économiquement évaluables.
- L'étude approfondie de courbe environnementale de non action afin de solidifier la fonction révélée et de trouver les moyens de financements du coût de non action comme les paiements aux services écosystémiques (PES).

Bibliographie

- Abdel Hamid M.L., 2018. *Economic evaluation of ecosystem services provided by marine protected areas in western Africa : example National park of the Bench of Arguin in Mauritania*. Thèse doctorale, Université Montpellier (Publication Number 2018MONTD018). <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02047962>.
- Anderson S., Sutton P., Kubiszewski I., Costanza R., 2015. Chapitre 3 : L'avenir des services écosystémiques. In: ELD Initiative, *La valeur des terres : Terres prospères et résultats positifs grâce à une gestion durable des terres*, pp. 52-79.
- Ben Mimoun A., 1999. *Contribution à l'évaluation économique de la dégradation du sol en Tunisie : cas d'étude : le sous-bassin versant de l'Oued M'Silah, gouvernorat de Kairouan*. Mémoire de fin d'études de cycle de spécialisation, Economie rural. Tunis : INAT. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers16-09/010031765.pdf.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.
- Daly-Hassen H., 2017. *Valeurs économiques des services écosystémiques du Parc National de l'Ichkeul, Tunisie*. Glend/Malaga: UICN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.03.fr>.

- Daly-Hassen H., Croitoru L., 2013. Evaluation économique des biens et services des forêts tunisiennes. *Forêt Méditerranéenne*, XXXIV(4): 299-304. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03556517>.
- Dupras J., Revéret J.-P., He J., 2013. *L'évaluation économique des biens et services écosystémiques dans un contexte de changements climatiques: un guide méthodologique pour une augmentation de la capacité à prendre des décisions d'adaptation*. Montréal : Ouranos.
- ELD - Economics of Land Degradation, 2015. *La valeur des terres*. Rapport principal de l'ELD. Bonn: Economics of Land Degradation Initiative. <https://hdl.handle.net/20.500.11766/4879>.
- ELD - Economics of Land Degradation, 2019. ELD Campus. *Module : Evaluation économique des services écosystémiques*. Bonn: Economics of Land Degradation Initiative. https://www.eld-initiative.org/fileadmin/ELD_Filter_Tool/Campus_Material_Module_7/Script_Module_7_FR.pdf.
- ELD - Economics of Land Degradation, 2020. *Mission prospective* « Économie de la dégradation des terres et de la gestion durable des terres en Tunisie » Scoping d'une étude ELD en Tunisie. Rapport final. Bonn: Economics of Land Degradation Initiative.
- Gaddas F., Stambouli T., Derouiche M., 2010. Evaluation du risque d'érosion hydrique. *Revue de l'INAT*, 25: 107-119.
- Gafrej R., 2016. Avec le changement climatique, quel avenir de l'agriculture en Tunisie ? *CIHEAM Watch Letter*, 37: 1-7. https://www.iamm.ciheam.org/uploads/attachments/277/033_Gafrej_WL_37.pdf.
- Hu Y., Liu J., Zhuang D., Wang S., Yang F., Chen S., 2004. Soil erosion effects on soil organic carbon and an assessment within China. In: *Proceedings SPIE "Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability"*, vol. 5544. <https://doi.org/10.1117/12.558631>.
- Khechana S., Ghomri A., Mani M., Djedid T., Miloudi A., 2019. *Contribution à l'identification de la Réserve Facilement Utilisable (RFU) dans les régions arides (Cas De La Vallée de Oued Souf)*. Université Kasdi Merbah - Ouergla. <https://theses-algerie.com/3029141826810869/articles-scientifiques-et-publications/universite-kasdi-merbah---ouergla/contribution-%C3%A0-l-identification-de-la-r%C3%A9serve-facilement-utilisable-rfu-dans-les-r%C3%A9gions-arides-cas-de-la-vall%C3%A9e-de-oued-souf->
- LADA, 2010. *Pour une évaluation de la dégradation des terres en Tunisie : Cadre institutionnel et législatif. Information et données disponibles. Etat des connaissances*. https://www.wocat.net/documents/907/Pour_une_%C3%A9valuation_de_la_d%C3%A9gradation_des_terres_en_Tunisie.pdf.
- LADA, 2011. *Rapport de Politique Nationale. Principales acquis du projet « LADA » Tunisie (Rapport d'aide à la décision)*. WOCAT (World Overview of Conservation Approaches and Technologies): https://www.wocat.net/documents/908/Le_rapport_final_LADA-Tunisie.pdf.
- MARHP - Ministère de l'agriculture, des ressources hydrauliques et de la pêche, DACTA - Direction générale de l'aménagement et de la conservation des terres agricoles, 2017. *Elaboration de la stratégie de conservations des eaux et des sols de la Tunisie*. Septembre 2017.
- Michalec B., 2018. Determination of Sediment Delivery Ratio in Draining Systems. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 17(4): 131-141. <https://doi.org/10.15576/ASP.FC/2018.17.4.131>.
- OCDE - Organisation de coopération et de développement économique, 2008. *Coûts de l'inaction sur des défis environnementaux importants*. Paris: OCDE. <https://doi.org/10.1787/9789264045842-fr>.
- Point P., 1992. Les services rendus par le patrimoine naturel : une évaluation fondée sur des principes économiques. *Economie et Statistique*, 258-259: 11-18.
- Requier-Desjardins M., Bied-Charreton M., 2006. *Evaluation des coûts économiques et sociaux de la dégradation des terres et de la désertification en Afrique*. Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement, Université de Versailles St Quentin-en-Yvelines, Groupe Agence Française de Développement.
- Rives F., Pesche D., Méral P., Carrière S.M., 2016. Les services écosystémiques : une notion discutée en écologie. In: Méral P., Peche D. (eds.), *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*. Versailles: Ed. Quae, pp. 53-73. <http://agritrop.cirad.fr/580724/>.
- SSSI, 2019. *Etude de création du périmètre irrigué « Ain ESSID », délégation El Fahs, Gouvernorat Zaghuan*. Rapport général. Sfax: Société du Sud de Services d'Ingénierie.
- Wallace K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3): 235-246. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.
- Zhang X., She D., Hou M., Wang G., Liu Y., 2021. Understanding the influencing factors (precipitation variation, land use changes and check dams) and mechanisms controlling changes in the sediment load of a typical Loess watershed, China. *Ecological Engineering*, 163: 106198.

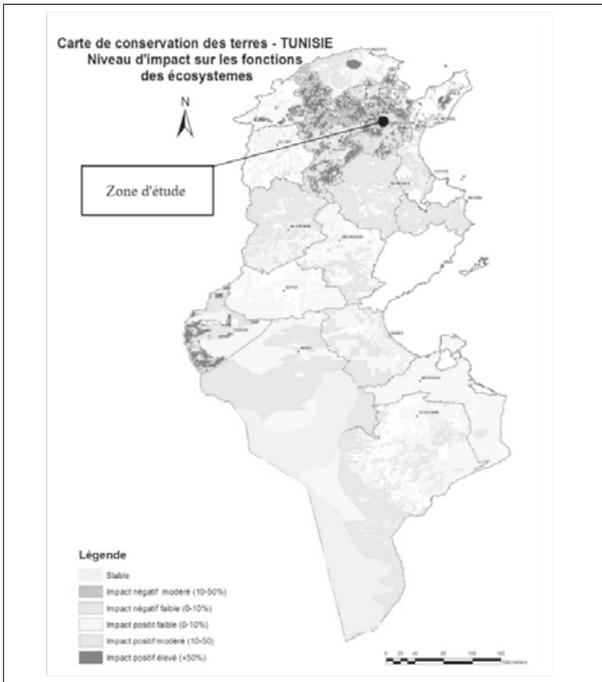
Annexe 1



Impacts de la dégradation sur les fonctions des écosystèmes.

Source: LADA, 2010.

Annexe 2



Carte des niveaux d'impacts des ACES sur les fonctions d'ES.

Source: LADA, 2010.

Annexe 3

Etude granulométrique du bassin versant O.Lachbal.

| Profil | Profondeur (cm) | Granulométrie (%) | | | | Da (t/m ³) | Hec (%) | Hpfp (%) | RU (mm) | Ru (m ³ /ha) | RFU (mm) | RFU (m ³ /ha) | MO (%) |
|--------|-----------------|-------------------|----|----|---------|------------------------|---------|----------|-----------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------|--------|
| | | A | Lf | Lg | Texture | | | | | | | | |
| 1 | 30 | 52 | 28 | 3 | AL | 1,4 | 35,525 | 20,88 | 61,509 | 615,09 | 41,006 | 410,06 | 0,9 |
| 2 | 30 | 34 | 10 | 5 | AS | 1,55 | 22,035 | 13,86 | 38,01375 | 380,1375 | 25,3425 | 253,425 | 0,9 |
| 3 | 30 | 30 | 17 | 7 | Eq | 1,3 | 23,805 | 13,95 | 38,4345 | 384,345 | 25,623 | 256,23 | 1,3 |
| 4 | 30 | 41 | 21 | 6 | AL | 1,4 | 29,13 | 17,19 | 50,148 | 501,48 | 33,432 | 334,32 | 1,2 |
| 5 | 30 | 22 | 6 | 5 | SA | 1,5 | 16,275 | 10,38 | 26,5275 | 265,275 | 17,685 | 176,85 | 1,5 |
| 6 | 30 | 36 | 18 | 10 | AL | 1,4 | 26,55 | 15,54 | 46,242 | 462,42 | 30,828 | 308,28 | 1,15 |
| 7 | 30 | 29 | 10 | 8 | Eq | 1,3 | 20,62 | 12,66 | 31,044 | 310,44 | 20,696 | 206,96 | 1,25 |
| 8 | 30 | 22 | 45 | 4 | LA | 1,4 | 32,56 | 16,23 | 68,586 | 685,86 | 45,724 | 457,24 | 0,4 |
| 9 | 30 | 36 | 26 | 9 | AL | 1,4 | 29,815 | 16,74 | 54,915 | 549,15 | 36,61 | 366,1 | 0,75 |
| 10 | 30 | 27 | 29 | 9 | LA | 1,4 | 28,015 | 15,03 | 54,537 | 545,37 | 36,358 | 363,58 | 1,2 |
| | | | | | | | | | Moyenne de RU (m3/ha) | 470 | Moyenne de RFU (m3/ha) | 313,3045 | |

Source: SSSI, 2019.

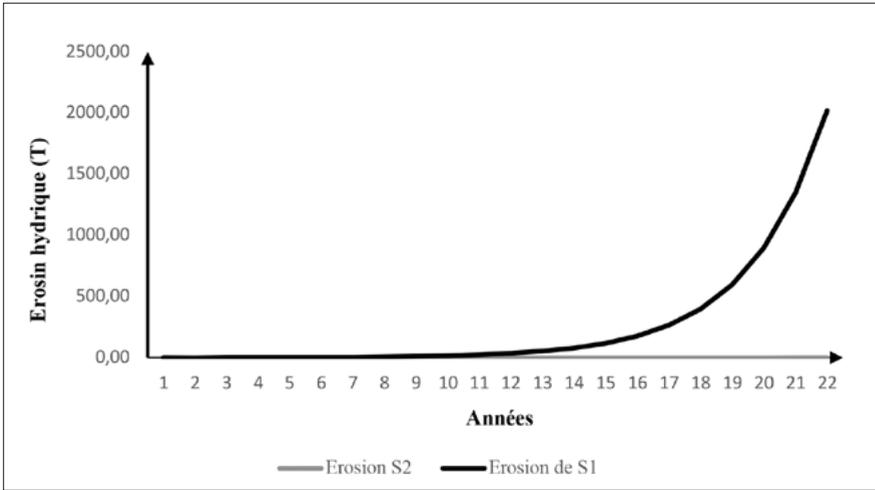
Annexe 4

Evolution de l'érosion hydrique.

| Année | Erosion S2 | Evolution des classes d'érosion (S2) | Erosion de S1 | Evolution des classes d'érosion (S1) |
|-------|------------|--------------------------------------|---------------|--------------------------------------|
| 0 | 0,40 | Classe 1 | 0,40 | Classe 2 |
| 1 | 0,32 | | 0,61 | |
| 2 | 0,26 | | 0,91 | |
| 3 | 0,21 | | 1,37 | |
| 4 | 0,17 | | 2,05 | |
| 5 | 0,13 | | 3,07 | |
| 6 | 0,11 | | 4,61 | Classe 3 |
| 7 | 0,08 | | 6,92 | |
| 8 | 0,07 | | 10,37 | Classe 4 |
| 9 | 0,05 | | 15,56 | |
| 10 | 0,04 | 23,34 | Classe 5 | |
| 11 | 0,03 | 35,01 | | |
| 12 | 0,03 | 52,52 | | |
| 13 | 0,02 | 78,78 | | |
| 14 | 0,02 | 118,17 | | |
| 15 | 0,01 | 177,25 | | |
| 16 | 0,01 | 265,88 | | |
| 17 | 0,01 | 398,82 | | |
| 18 | 0,01 | 598,23 | | |
| 19 | 0,01 | 897,34 | | |
| 20 | 0,0047 | 1346,01 | | |
| 21 | 0,004 | 2019,02 | | |

Annexe 5

Dynamique de l'érosion hydrique.



Annexe 6

Effet de dégradation du sol sur les services écosystémiques.

