



Evaluation environnementale des pratiques agricoles et des aménagements de conservation par ACV : cas du bassin versant de Merguellil de la Tunisie centrale

Meriem Jouini

► To cite this version:

Meriem Jouini. Evaluation environnementale des pratiques agricoles et des aménagements de conservation par ACV : cas du bassin versant de Merguellil de la Tunisie centrale. Ecologie, Environnement. Montpellier SupAgro; Institut national agronomique de Tunisie, 2019. Français. NNT : 2019NSAM0001 . tel-02879795

HAL Id: tel-02879795

<https://theses.hal.science/tel-02879795>

Submitted on 24 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE MONTPELLIER SUPAGRO ET DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE DE TUNISIE

École doctorale GAIA – Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau
Portée par l'Université de Montpellier
En Génie des procédés
Unité de recherche UMR ITAP

En cotutelle
Institut National Agronomique de Tunisie
Portée par l'Université de Carthage
En Sciences Agronomiques, spécialité Sciences de la production végétale

Evaluation environnementale des pratiques agricoles et des aménagements de conservation par ACV : Cas du bassin versant de Merguellil de la Tunisie centrale

Présentée par Meriem JOUINI
Le 09 Janvier 2019

Sous la direction de Carole SINFORT
et Hajer AMARA

Devant le jury composé de

Carole SINFORT, Professeur, Montpellier SupAgro
Hajer AMARA, Professeur, INAT
Maria Asunción ANTÓN VALLEJO, Chercheur, IRTA
Sihem Benabdallah, Maître de conférences, CERTE
Mahmoud Elies Hamza, Professeur, IRESA
Sylvain Perret, Chercheur, CIRAD
Julien BURTE, Chercheur, CIRAD
Nadhira Benaissa, Maître assistante, INAT

Co-Directrice de thèse
Co-Directrice de thèse
Rapporteur
Rapporteur
Président du Jury
Examineur
Invité
Invité



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



Adresse e-mail de l'auteur :

jouini.meriem11@gmail.com

Résumé

Dans les zones semi-arides, l'agriculture est basée sur des ressources "eau et sol" limitées et fragiles souvent surexploitées. Pour garantir la durabilité de la gestion des terres agricoles dans les territoires ruraux, l'évaluation environnementale doit être intégrée pour soutenir les décideurs et les acteurs locaux dans leur prise de décision. Grâce à son exhaustivité, l'analyse du cycle de vie (ACV) est l'un des outils les plus largement utilisés pour l'évaluation des impacts sur l'environnement. Elle présente des caractéristiques d'approche globale (tous les impacts environnementaux potentiels sont considérés) et de cycle de vie (« du berceau à la tombe »). Cependant, l'ACV est difficile à appliquer dans les zones rurales des pays en développement. Premièrement, l'ACV nécessite beaucoup de données difficiles à collecter en raison de la diversité des petits systèmes agricoles. Deuxièmement, les résultats de l'ACV sont difficiles à interpréter par les non-spécialistes en raison de la complexité de ses multiples indicateurs. Troisièmement, les processus pris en compte dans l'ACV ne correspondent souvent pas aux valeurs et aux intérêts des parties prenantes. Notre zone d'étude est située à l'amont du bassin versant de Merguellil, en Tunisie centrale, un pays méditerranéen, caractérisé par un climat semi-aride avec une forte variabilité des précipitations et elle est considérée comme une importante zone de recharge des aquifères. L'amont du Merguellil réunit des enjeux environnementaux majeurs tels que des ressources variables et limitées, une sur-exploitation des ressources en eau, un faible contrôle de l'accès à l'eau et une dégradation accélérée des sols. Ces problèmes sont également rencontrés dans tout le bassin méditerranéen. Le développement d'une agriculture irriguée de plus en plus intensive et l'expansion rapide des aménagements de conservation ont posé la question de leurs impacts environnementaux, particulièrement sur la ressource sol. Dans le cadre de la gestion des ressources communes "eau et sol" et de la prise en compte de la diversité des pratiques agricoles au sein d'un territoire agricole, il est important d'évaluer les impacts à l'échelle d'un territoire. Notre objectif principal est de fournir aux décideurs des connaissances sur les impacts environnementaux des aménagements de conservation des eaux et des sols (CES) et des systèmes agricoles les plus pertinents par ACV à l'échelle du territoire. Dans cette thèse, nous avons proposé une démarche participative progressive et itérative pour analyser le territoire par rapport à son historique, ses composantes (les territoires de vie), ses fonctions, ses productions agricoles et ses composantes sociales (les familles). Nous avons fourni des modèles conceptuels partagés par tous les acteurs et avons collecté et validé toutes les données nécessaires pour l'évaluation environnementale. Un cadre méthodologique innovant a été proposé pour coupler l'ACV à cette approche participative et a permis de réaliser l'analyse des impacts environnementaux de tous les systèmes de culture. Enfin, la prise en compte des impacts des ouvrages de conservation des eaux et des sols en ACV a fait l'objet d'un développement spécifique. Deux indicateurs ont été explorés à l'aide d'un modèle d'érosion distribué (LandSoil) : la résistance à l'érosion et la filtration mécanique. Ces développements fournissent toutes les méthodes et les données pour éclairer la décision dans le cadre d'une gestion participative du territoire, et en particulier pour définir une stratégie d'aménagement durable pour les ouvrages de conservation des eaux et des sols.

Abstract

In semi-arid areas, agriculture is based on limited and fragile "water and soil" resources that are often overexploited. To ensure the sustainability of agricultural land management in rural areas, environmental assessment must be integrated to support both policy-makers and local stakeholders in their decision-making. Due to its comprehensiveness, life cycle assessment (LCA) is one of the most widely used tools for environmental impact assessment. It has a global approach (all potential environmental impacts are considered) and life cycle thinking ("cradle to grave"). However, LCA is difficult to apply in rural areas of developing countries. First, LCA requires a lot of data that is difficult to collect because of the diversity of small farming systems. Second, the results of LCA are difficult for non-specialists to interpret because of the complexity of its multiple indicators. Third, the processes included in LCA often do not match the values and interests of stakeholders. Our study area is located upstream of the Merguellil catchment in central Tunisia, a Mediterranean country, characterized by a semi-arid climate with high variability of precipitation and is considered an important recharge area for aquifers. The upstream Merguellil brings together major environmental challenges such as variable and limited resources, over-exploitation of water resources, poor control of access to groundwater and accelerated soil degradation. These problems are also encountered across the Mediterranean basin. The rapid expansion of conservation measures and of intensive irrigated cropping systems have raised the question of their environmental impacts and particularly on the soil resource. In the context of managing common "water and soil" resources and taking into account the diversity of agricultural practices within a rural area, it is important to assess the impacts at the scale of a territory. Our main objective is to provide decision-makers with knowledge on the environmental impacts of water and soil conservation works (WSCW) and the most relevant cropping systems by LCA at the territory level. In this thesis, we proposed a progressive and iterative participatory approach to analyze the territory in relation to its history, its components (territories of life), its functions, its agricultural production systems and its social components (families). We provided conceptual models shared by all stakeholders, we also collected and validated all the data necessary for the environmental assessment. An innovative methodological framework was proposed to link LCA with this participatory approach and it made possible to analyse the environmental impacts of all cropping systems. Finally, the consideration of the impacts of water and soil conservation works in LCA has been the subject of a specific development. Two indicators were explored using a distributed erosion model (LandSoil model): erosion resistance and mechanical filtration. These developments provide all the methods and data to support decision-making in the context of participatory land management, and in particular to define a sustainable development strategy for water and soil conservation works.

Table des matières

Liste des figures.....	ix
Liste des tableaux.....	xi
Préambule.....	xi
Chapitre 1. Introduction générale.....	1
1. Enjeux pour les politiques de gestion des territoires agricoles en zones semi-arides	2
1.1. Spécificités et contraintes des territoires semi-arides	2
1.2. Outils pour la mise en place d'une politique publique durable	3
1.3. Impacts des activités agricoles et des ouvrages.....	4
1.4. La méthode ACV (Analyse du Cycle de Vie)	5
2. Description de la zone d'étude : l'amont du bassin versant de Merguellil	7
3. Problématique, objectifs et démarche de la thèse	8
Bibliographie.....	12
Chapitre 2. Démarche de diagnostic participatif territorial : un cadre préliminaire pour une politique concertée	16
1. Introduction	17
2. Matériels et méthodes	18
2.1 Démarche développée.....	18
2.2. Implémentation de l'approche de diagnostic participatif territorial.....	21
2.2.1. Etape 1 : Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie	21
2.2.2. Etape 2 : Diagnostic participatif territorial	21
2.2.3. Etape 3 : Analyse des systèmes de culture	22
2.2.4. Etape 4 : Validation du diagnostic participatif territorial et collaboration des acteurs du territoire	23
2.3. Mise en œuvre de la démarche sur le terrain	25
3. Résultats	25
3.1. Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie	25
3.2. Diagnostic participatif territorial.....	28
3.3. Analyse des systèmes de culture	33
3.3.1. Typologie des systèmes de cultures	33
3.3.2. Modélisation des systèmes de culture avec les agriculteurs locaux	34
3.3.3. Données collectées	35
3.3.4. Triangulation des données des systèmes de cultures.....	37
4. Discussion	38

4.1. Mise en œuvre de la démarche sur terrain	38
4.2. Résultats du diagnostic participatif territorial	39
5. Conclusion et perspectives	41
Bibliographie.....	42
Chapitre 3. Proposition d'un cadre méthodologique d'aide à la décision publique pour la gestion d'un territoire rural	43
1. Introduction	44
2. Matériels et méthodes	44
2.1. Cadre d'application de l'ACV pour l'évaluation des systèmes de cultures dans le cadre d'une approche territoriale	44
2.2. Méthodologie d'approche participative.....	46
2.3. Cadre méthodologique de couplage de l'approche participative et la méthode de l'analyse de cycle de vie	46
3. Résultats	49
3.1. Evaluation des impacts sur les aires de protection	49
3.2. Contribution des indicateurs d'impact midpoint	53
3.3. Evaluation et comparaison des impacts environnementaux des systèmes de cultures à partir des indicateurs midpoint sélectionnés.....	55
4. Discussion	62
4.1. Données collectées.....	62
4.2. Fiabilité des données d'inventaire	62
4.3. Interprétation des résultats d'ACV	64
4.4. Intérêt de notre approche	64
5. Conclusion et perspectives.....	65
Chapitre 4. Evaluation des impacts des banquettes sur les fonctions des sols par ACV.....	69
1. Introduction	71
2. Etat de l'art	72
2.1. Fonctionnement des banquettes: les processus et les flux à considérer.....	72
2.2. Le processus d'érosion.....	74
2.3. Les modèles d'érosion.....	74
3. Matériels et méthodes	77
3.1. Approche de modélisation mise en œuvre	77
3.2. Scénarios testés	78
3.3. Simulation de l'érosion par le modèle LandSoil	81
3.3.1. Description du modèle LandSoil.....	81

3.3.2. Les entrées du modèle LandSoil	84
3.3.3. Les sorties du modèle LandSoil.....	89
3.3.4. Calibration du modèle et validation de ré-échantillonnage de MNT	90
3.4. Calcul des impacts	92
3.4.1. La résistance à l'érosion.....	93
3.4.2. La filtration mécanique	93
3.5. Utilisation des résultats de LandSoil pour la caractérisation des banquettes en ACV avec la méthode LANCA	94
4. Résultats et discussion.....	94
4.1. Calibration du modèle et validation du ré-échantillonnage du MNT.....	94
4.2. Effet des banquettes sur le processus d'érosion	95
4.2.1. Effet des banquettes sur la perte du sol à l'échelle du bassin versant	95
4.2.2. Effet des banquettes sur la perte du sol pour chaque type d'usage des terres	97
4.3. Calcul des impacts	99
4.3.1. Filtration mécanique	99
4.3.2. Résistance à l'érosion	101
4.4. Coefficient de réduction d'érosion lié aux banquettes	102
4.4.1. Etude des corrélations.....	102
4.4.2. Valeurs moyennes par système de culture	103
5. Conclusion et perspectives.....	107
Bibliographie.....	109
Chapitre 5. Conclusion générale et Perspectives	113
1. Par rapport aux objectifs de la thèse	114
2. Par rapport aux résultats du cas d'étude	116
3. Perspectives.....	117
Bibliographie.....	120
Annexe A. A framework for coupling a participatory approach and Life Cycle Assessment for public decision-making in rural territory management.....	127
1. Introduction	128
2. Method.....	130
2.1. Global approach	130
2.2. Implementation of the participatory approach	132
2.2.1. The “territory of life” approach (step P1)	132
2.2.2. Territorial participatory diagnosis (step P2)	132
2.2.3. Collection and triangulation of data (step P3).....	133
2.2.4. The participatory process: focus groups and workshops (step P4)	134

2.3. Implementation of the LCA process	134
2.3.1. Goal and scope (step L1).....	134
2.3.2. Life Cycle Inventory (step L2)	135
2.3.3. Life Cycle Impact Assessment (step L3)	136
2.3.4. Interpretation of the results (step L4)	137
3. Results	138
3.1. Territorial participatory diagnostic for LCA	138
3.1.1. Territory of life, typology of stakeholders and FU.....	138
3.1.2. Typology of cropping systems and criteria of typology	140
3.1.3. Conceptual modelling of cropping system based on interviews with farmers	140
3.1.4. Cropping system modelling choices for LCI.....	141
3.2. Data on cropping systems	141
3.3. LCIA results of cropping systems	142
3.3.1. Contribution of foreground and background activities to endpoint impacts	142
3.3.2. Contribution of midpoint indicators to impacts on the areas of protection .	144
3.3.3. Comparison of the impacts of the cropping systems on the selected midpoint indicators.....	145
4. Discussion	147
4.1. Data accuracy and representativeness.....	147
4.2. LCA results	147
4.3. Interest in coupling LCA with a participatory approach for decision making ...	148
5. Conclusion.....	149
Annexe B.....	155

Liste des figures

Figure 1. Inventaire de cycle de vie : les flux de la technosphère et de l'écosphère.....	6
Figure 2. Localisation géographique de l'amont de Merguellil (a) et de la zone d'étude (b).....	8
Figure 3. Schéma de la méthodologie développée au cours de la thèse dans le cadre d'un itinéraire d'ingénierie territoriale participative.....	10
Figure 4. Etapes de la démarche de diagnostic participatif territorial développée.....	20
Figure 5. Localisation des quatre territoires de vie.....	28
Figure 6. Photographies des observations participatives avec les agriculteurs locaux sur le terrain....	29
Figure 7. Localisation et hiérarchisation des problèmes (a) d'érosion et (b) d'infrastructure routière.....	30
Figure 8. Cartographie participative de la répartition des familles dans le territoire de "Khit el Oued".....	31
Figure 9. Modèle conceptuel du territoire de la vie basé sur les entretiens avec les agriculteurs locaux: (a) répartition des systèmes de culture, (b) répartition sociale.....	32
Figure 10. Schéma conceptuel de la dynamique de territoire. En rouge, zone irriguée initiale, en vert extension à partir des années 80 et en violet, à partir des années 2013-2014.	33
Figure 11. Modèle conceptuel de système de culture basé sur des entretiens avec des agriculteurs locaux.....	35
Figure 12. Les valeurs de rendement d'abricots obtenues à partir de différentes sources et différentes méthodes.....	38
Figure 13. Score de confiance attribué aux valeurs de rendement en fonction de l'origine de la donnée	38
Figure 14. Impacts locaux et globaux des systèmes de premier plan (foreground) et d'arrière-plan (background) - adaptée de Larrey-Lassalle et al., 2017.....	45
Figure 15. Cadre méthodologique proposé pour le couplage de l'approche participative avec la méthode de l'analyse de cycle de vie.....	48
Figure 16. Contribution des pratiques agricoles sur les indicateurs d'impact endpoint pour l'UF 1 hectare pour les systèmes de cultures (a. scénario sans banquettes et b. scénario avec banquettes). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation.....	51
Figure 17. Contribution des pratiques agricoles sur les indicateurs d'impact endpoint pour l'UF 1 dinar pour les systèmes de cultures (a. scénario sans banquettes et b. scénario avec banquettes). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation.....	52
Figure 18. Contribution of midpoint impacts to the 3 Areas of Protection (Ecosys: Ecosystème; Huma: Santé humaine; Resour: Ressources). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation, _CR: cropping system with contour ridges.....	54
Figure 19. Comparaison des impacts de l'activité d'arrière-plan (bg) et de premier-plan (fg) du système de culture sur les indicateurs midpoint pour UF de 1 ha. Rouge: travail du sol, bleu: irrigation, vert: fertilisation, rose: Construction des banquettes. IA: Abricotiers irrigués, IOA: Oliviers	

et abricotiers irrigués, IO: Oliviers irrigués, RO: Oliviers pluviaux, ROCl: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire. _CR: systèmes de culture avec des banquettes.....	57
Figure 20. Comparaison des impacts de l'activité d'arrière-plan (bg) et de premier-plan (fg) du système de culture sur les indicateurs midpoint pour UF de 1 dinar. Rouge: travail du sol, bleu: irrigation, vert: fertilisation, rose: Construction des banquettes. IA: Abricotiers irrigués, IOA: Oliviers et abricotiers irrigués, IO: Oliviers irrigués, RO: Oliviers pluviaux, ROCl: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire. _CR: systèmes de culture avec des banquettes.....	60
Figure 21. Effet de la triangulation des données de rendement d'abricots sur les impacts en termes de résultats, comparaison avec les systèmes pluviaux - systèmes avec des banquettes - (a) FU 1 ha et (b) FU1 dinar. IA: Abricotiers irrigués, IOA: Oliviers irrigués; RO: Oliviers pluviaux, ROCl: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire; 300: rendement 300 kg / arbre, 150: rendement 150 kg / arbre.....	63
Figure 22. Processus agissant au niveau d'une banquette et paramètres correspondants à prendre en compte dans l'inventaire de cycle de vie.....	73
Figure 23. Localisation géographique de trois bassins versant.....	79
Figure 24. Occupation des sols et paysage des bassins B1, B2 et B3.....	81
Figure 25. Structure et fonctionnement de LandSoil.....	84
Figure 26. (a) : Quantité de précipitations (mm) entre 1993 et 2003; (b): intensité des précipitations (mm.h-1) pendant 10 ans; (c): Quantité de précipitations (mm) et intensité des précipitations (mm.h-1) pour les 126 événements sur 10 ans.....	85
Figure 27. Structures des banquettes : (a) représentation vectorielle (polygones) et (b) représentation raster (MNT).....	88
Figure 28. MNT du bassin versant B1. A gauche, résolution 30m et à droite, résolution 2m (ré-échantillonnage).....	89
Figure 29. Localisation de bassin de calibration "Fidh Ben Naceur".....	91
Figure 30. Série de pluies de la station de Fidh Ben Naceur entre 1993 et 1998: a-hauteur (mm)et b-intensité (mm/h) par événement.....	92
Figure 31. Les cartes d'érosion: a) scénario sans banquettes et b) scénario avec banquettes. Les flèches désignent le sens de l'écoulement.....	97
Figure 32. Potentiel d'érosion moyen des parcelles et écart types correspondants, calculés à partir des résultats de LandSoil dans les scénarios sans banquettes (_NC) et avec banquettes (_WC). IA: Abricotier irrigué, IO: Olivier irrigué, IOA: Olivier et abricotier irrigué, RO: Olivier pluvial, ORSL: Olivier pluvial sans labour et CR: Céréaliculture.....	101
Figure 33. Potentiel d'érosion moyen des parcelles calculé par la méthode de LANCA dans les scénarios sans banquettes (_NC) et avec banquettes (_WC).IA: Abricotier irrigué, IO: Olivier irrigué, IOA: Olivier et abricotier irrigué, RO: Olivier pluvial, ORSL: Olivier pluvial sans labour et CR: Céréaliculture.....	102
Figure 34. Résultats de la thèse et perspectives dans le cadre d'un itinéraire d'ingénierie territoriale participative pour les pays du Sud.....	119

Liste des tableaux

Tableau 1. Mise en œuvre de notre démarche pour le diagnostic participatif territorial	24
Tableau 2. Principales caractéristiques des systèmes de culture sans banquettes. OI : Olivier irrigué, IA : Abricotier irrigué, IOA : Olivier et abricotier irrigués, RO : Olivier pluvial, ROCI : Olivier pluvial avec irrigation complémentaire.....	36
Tableau 3. Indicateurs midpoint sélectionnés.....	53
Tableau 4. Comparaison des modèles d'érosion.....	76
Tableau 5. Caractéristiques des trois bassins versants testés.....	80
Tableau 6. Calendrier cultural des types d'utilisation des terres dans la zone d'étude.....	86
Tableau 7. Caractéristiques mensuelles de la surface du sol des différents types d'utilisation des terres dans la zone d'étude.....	87
Tableau 8. Résultats des taux de pertes du sol (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹) simulés et observés au niveau de l'exutoire du bassin de Fidh Ben Naceur.....	94
Tableau 9. Erosion (t.ha ⁻¹) pour une simulation de 64 mois pour les MNTs de résolution 30m et 2m : valeurs statistiques sur l'ensemble des évènements simulés.....	95
Tableau 10. Résultats de distribution du sol pour les six scénarios après 10 ans de simulation par LandSoil. _NC: scénario sans banquettes, _WC: scénario avec banquettes ; SEI (%):index d'exportation du sol ; SDR : soil delivery ratio = SE/GE.....	96
Tableau 11. Résultats de redistribution du sol (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹) pour les différents usages des terres dans les scénarios sans et avec banquettes : moyennes et écart-types (entre parenthèses) sur l'ensemble des parcelles concernées ; les cases grises indiquent les systèmes de cultures associés aux banquettes.....	98
Tableau 12. CFs du potentiel de réduction de l'infiltration (m ³ .m ⁻² .a ⁻¹) de chaque type de land use calculés à partir de résultats de LandSoil.....	100
Tableau 13. CFs du potentiel de réduction de l'infiltration (m ³ .m ⁻² .a ⁻¹) de chaque type de land use calculés par la méthode LANCA.....	100
Tableau 14. Résultats de corrélation de la variable P (coefficient de réduction d'érosion) avec les variables explicatives : Max Flowacc, Median_Flowacc, pente moyenne, densité des banquettes (%) et pratique du labour.....	103
Tableau 15. Valeurs du coefficient de réduction P _{USLE} pour des banquettes en fonction de la pente d'après Neitsch et al. (2011).....	104
Tableau 16. Analyse des moyennes et des écart-types des coefficients de réduction de l'érosion P calculés avec LandSoil par parcelle, pour chaque type d'usage des terres et valeurs arrondies proposées pour une utilisation dans la méthode LANCA.....	104
Tableau 17. Valeurs recommandées pour le facteur P de réduction d'érosion utilisé dans la méthode LANCA pour les banquettes.....	106

Préambule

Les travaux présentés dans ce manuscrit de thèse ont été menés au sein de l'UMR ITAP à Montpellier et le Laboratoire de Génétique et Amélioration des Céréales à l'INAT en Tunisie dans le cadre d'une thèse en cotutelle et au sein de l'unité de recherche partenaire UMR-Geau (CIRAD). Ces travaux ont été co-dirigés par le Professeur Carole SINFORT (Montpellier SupAgro) et le Professeur Hajer SLIM AMARA (Institut National Agronomique de Tunisie - INAT) et co-encadrés par Dr. Julien BURTE (Chercheur CIRAD) et Dr. Nadhira BENAÏSSA (Enseignant chercheur à l'INAT). Par ailleurs, Professeur Stéphane FOLLAIN (Professeur des Sciences du Sol à AgroSup Dijon), Dr. Rossano CIAMPALINI (Maître de Conférences à Montpellier SupAgro), Dr. Cécile BESSOU (Chercheur CIRAD), M. Yannick BIARD (Responsable de la Plateforme ACV-CIRAD) et le chercheur Montserrat Núñez ont participé à différents niveaux aux développements méthodologiques de cette thèse. Le Professeur Jean-Philippe STEYER, référent de l'école doctorale GAIA, a également participé au suivi de l'avancement des travaux dans le cadre du comité de suivi de thèse.

Nous remercions le Cirad UMR G-eau (www.geau.net), le réseau SIRMA (www.rcp-sirma.org) et le groupe de recherche ELSA (www.elsa-lca.org) pour leur soutien et leurs conseils. Nous soulignons le soutien financier des projets de recherche ANR Arena et Amethyst, et des projets de développement PROSCAR et PACTE financés par l'AFD/DGACTA.

Chapitre 1. Introduction générale

Sommaire

1. Enjeux pour les politiques de gestion des territoires agricoles en zones semi-arides	2
1.1. Spécificités et contraintes des territoires semi-arides	2
1.2. Outils pour la mise en place d'une politique publique durable	3
1.3. Impacts des activités agricoles et des ouvrages	4
1.4. La méthode ACV (Analyse du Cycle de Vie).....	5
2. Description de la zone d'étude : l'amont du bassin versant de Merguellil	7
3. Problématique, objectifs et démarche de la thèse.....	8
Bibliographie	12

1. Enjeux pour les politiques de gestion des territoires agricoles en zones semi-arides

1.1. Spécificités et contraintes des territoires semi-arides

Dans les régions semi-arides, l'agriculture est basée sur des ressources "eau" et "sol" limitées, fragiles et souvent surexploitées. À l'échelle mondiale, l'érosion hydrique est reconnue comme le principal processus de dégradation des sols. Dans un contexte de changement climatique et d'accroissement des populations, ces menaces vont s'accroître et la pression sur les ressources naturelles va augmenter et ce d'autant plus si les pratiques agricoles sont inappropriées. Protéger ces ressources nécessite des pratiques et des aménagements durables des territoires pour la conservation des eaux et des sols.

Le développement d'une agriculture durable et des usages durables des ressources naturelles est un grand défi pour les pays du Sud, soumis à des contraintes climatiques et socio-politiques fortes, rendant nécessaire le développement de systèmes agricoles performants sur le plan environnemental en tenant compte des autres composantes de la durabilité socio-économique. En effet, on entend par durable, une activité viable d'un point de vue économique et environnemental, équitable au niveau économique et social et tolérable du point de vue social et environnemental (Barbier, 1987). La viabilité économique est souvent une condition préalable à plusieurs aspects du pilier social (par exemple, l'accès aux activités sociales dépend du niveau de revenu, Cauwenbergh et al., 2007). Lewandowski et al. (1999) ont défini l'agriculture durable comme la gestion et l'utilisation de l'écosystème agricole de manière à préserver sa diversité biologique, sa productivité, sa capacité de régénération, sa vitalité et sa capacité à fonctionner - aujourd'hui et à l'avenir.

La gestion des systèmes agricoles peut être faite à l'échelle d'une exploitation ou à un niveau supérieur, à l'échelle régionale. Une région agricole est une entité géographique identifiée, différenciée et structurée par les activités et les groupes sociaux qui l'occupent et y interagissent (Papy, 2001). Les limites géographiques d'une région agricole sont donc extrêmement variables (de l'échelle du paysage à l'échelle supranationale), car elles dépendent des facteurs politiques, économiques, sociaux et environnementaux considérés (Lemaire et al., 2003). La mise en place d'une politique publique pour une agriculture durable pose donc aussi la question de l'échelle territoriale à considérer.

1.2. Outils pour la mise en place d'une politique publique durable

Afin de fournir des solutions durables, en plus de l'identification et la quantification des problèmes, des propositions et des incitations prenant en compte les valeurs et les intérêts des parties prenantes devraient être considérées (Mulder, 2017). Selon Gibson (2006), les premières approches développées pour évaluer la durabilité ont abordé séparément les dimensions sociales, économiques et écologiques, en négligeant l'interdépendance entre ces facteurs. Ces approches ont rencontré un problème majeur d'intégration des différents résultats obtenus. La durabilité de l'agriculture n'est pas seulement une question de gestion des ressources naturelles, mais c'est aussi un enjeu d'équilibre entre le maintien de la crédibilité scientifique, l'opérationnalité des méthodes et la légitimation du processus auprès des différentes parties prenantes (Cash et Clark, 2001 ; Joyce, 2003).

Les valeurs, les croyances et la culture sociale peuvent influencer la perception des parties prenantes. Ce contexte doit être pris en compte avant de proposer des solutions pour une agriculture durable (Bartels et al., 2013). De Luca et al. (2017) indiquent qu'une bonne intégration des parties prenantes dans le processus de prise de décision peut être atteinte grâce à une approche participative.

La durabilité des politiques publiques est souvent évaluée à partir de méthodes d'analyse multicritères dont notamment l'analyse coûts-bénéfice utilisée par exemple, en France, pour les programmes d'actions de prévention des inondations. Cependant, ces méthodes font l'objet de nombreuses critiques (Boutaud, 2013) et dans aucune d'entre elle la prise en compte de l'environnement n'est conceptualisée. L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode dédiée aux analyses d'impacts sur l'environnement basée sur une modélisation des processus donnant lieu à ces impacts. C'est l'outil le plus reconnu et le plus promu dans le monde entier grâce à sa complétude. L'ACV est une méthode normalisée à l'échelle internationale (ISO 14040). Elle fournit des indications complètes et multidimensionnelles sur les impacts environnementaux potentiels dans une perspective à long terme et à l'échelle globale (De Luca et al., 2017). L'ACV prend en compte tous les impacts environnementaux potentiels avec une réflexion de cycle de vie (« du berceau à la tombe ») et leurs contributions aux trois axes de protection : Ressources naturelles, Santé humaine et Qualité des écosystèmes. Une critique courante par rapport à l'ACV est la difficulté d'interprétation de ses résultats qui reposent sur un grand nombre d'indicateurs. Par ailleurs, l'ACV étant à la base conçue pour évaluer des produits ou des procédés avec une notion de service rendu, l'application de la méthode pour accompagner des politiques d'aménagement du territoire pose plusieurs

problèmes, notamment pour identifier les limites du système à considérer ainsi que les services rendus. Cette question a fait l'objet de développements récents (Loiseau et al, 2012 ; 2013 et 2014).

Ainsi, pour s'engager sur une stratégie de gestion des terres dans les régions semi-arides (y compris des pratiques agricoles et des aménagements de conservation) avec une politique publique durable, il faut développer des approches territoriales et multidisciplinaires, intégrant l'étude des milieux physique et social et la participation des parties prenantes. Pour ce qui concerne la prise en compte de la composante environnementale, l'ACV est un outil qui paraît prometteur mais pose encore plusieurs problèmes méthodologiques et doit être appliqué en maintenant le lien avec les autres aspects de la durabilité.

1.3. Impacts des activités agricoles et des ouvrages

Classiquement, les principaux impacts de l'agriculture sont liés aux intrants (depuis leur fabrication jusqu'aux émissions vers l'environnement depuis les parcelles) et à la mécanisation (utilisation d'énergie fossile). L'agriculture a également des impacts sur la qualité du sol. Les principaux processus sont l'érosion, la salinisation, la compaction, la réduction de la matière organique, et la pollution diffuse. De plus, la dégradation de la qualité du sol impacte la qualité de l'eau par le lessivage des pesticides et l'excès de nutriments dans les eaux superficielles et les eaux souterraines (Zalidis et al., 2002).

Dans les zones semi-arides, le sol et l'eau sont des ressources rares et la perte de sol par érosion a des impacts plus importants dans ce contexte. Dans un futur proche, il est prévu que le risque d'érosion augmente de manière significative en raison du changement climatique. Les prévisions montrent que cette augmentation serait plus forte dans les zones où l'érosion est déjà grave, comme dans la région méditerranéenne (AEE, 1998). Les pertes de sol dues à des usages des sols et des pratiques inappropriées continuent à provoquer une consommation accélérée de terres arables. Dans les zones méditerranéennes, la vulnérabilité des sols à l'érosion est due aux conditions productives, socio-économiques et pédo-climatiques, à une longue histoire de pression anthropique, à la fréquence élevée d'événements de fortes pluies, à la mise en place de cultures pérennes dans les zones de faible couvert végétal et à une carence en matière organique dans le sol (Kosmas et al., 2000 ; Butzer, 2005 ; Hooke, 2006).

Pour faire face à ces problèmes, des ouvrages de conservation des eaux et des sols (par exemple, des banquettes, des lacs collinaires ou des barrages) sont réalisés dans les zones rurales pour réduire le ruissellement, protéger le sol de l'érosion hydrique, augmenter

l'infiltration d'eau et fournir de l'eau supplémentaire pour l'irrigation. Compte tenu de l'investissement élevé et de la forte consommation d'énergie lors de la construction de ces ouvrages de conservation de l'eau et des sols, leur durabilité peut être questionnée par rapport aux bénéfices obtenus et aux impacts évités. Dans le cadre de la gestion durable des territoires que nous nous proposons d'aborder avec l'outil ACV, cette question doit nécessairement être abordée.

1.4. La méthode ACV (Analyse du Cycle de Vie)

L'ACV a été développée pour étudier tous les impacts environnementaux reliés à un système de production. Appliquées à l'analyse des systèmes de production agricole, les activités considérées sont donc, non seulement les activités au champ, mais aussi tous les impacts liés à la production des matières premières (les combustibles fossiles) et les intrants agricoles tels que les engrais, les produits phytosanitaires, les machines, les semences, etc.

Selon la norme ISO 14040, l'ACV est divisée en quatre étapes, qui sont (1) la définition de l'objectif et du champ d'étude, (2) l'analyse de l'inventaire du cycle de vie, (3) l'évaluation de l'impact du cycle de vie et (4) l'interprétation.

- (1) La définition de l'objectif et du champ d'étude

Cette étape définit les raisons pour lesquelles l'étude de l'ACV est effectuée et l'utilisation de ses résultats. Cette étape décrit le système étudié, sa fonction (caractérisée par une unité fonctionnelle, UF), et ses limites (Brenttrup et al., 2004).

- (2) L'inventaire du cycle de vie (ICV)

L'inventaire du cycle de vie quantifie toutes les ressources consommées et toutes les émissions libérées (cf. Figure 1, pour le cas des systèmes de cultures) par le système étudié (ISO 14040). Tous les impacts environnementaux sont calculés par rapport à l'unité fonctionnelle qui représente un service rendu du système analysé, par exemple une masse de produit cultivé à la sortie du champ ou, dans une vision d'occupation du territoire, une unité de surface.

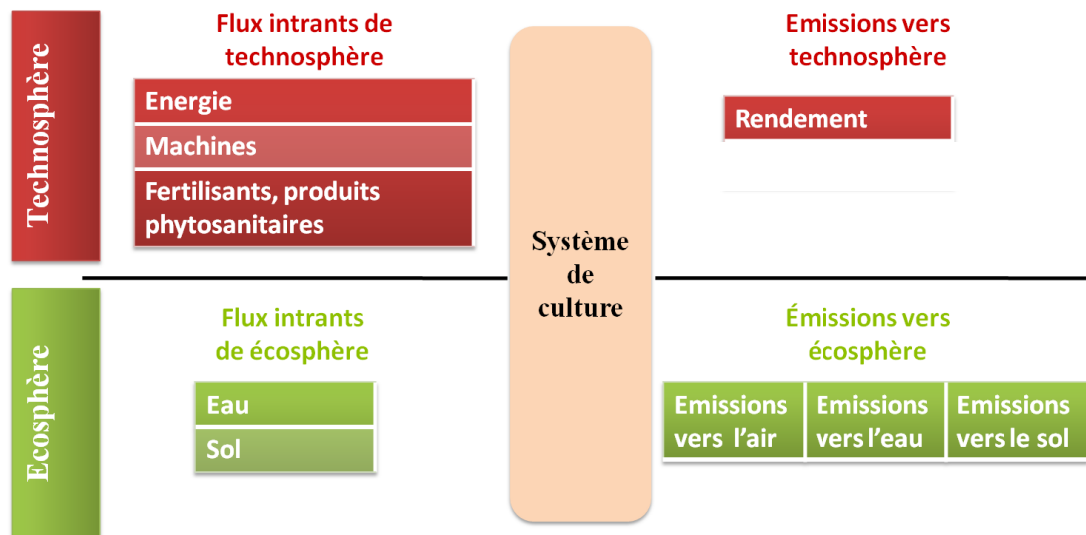


Figure 1. Inventaire de cycle de vie : les flux de la technosphère et de l'écosphère.

▪ (3) L'évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA)

Cette étape vise à une interprétation des données de l'ICV. Les données d'inventaire sont multipliées par les facteurs de caractérisation (CF) pour donner des indicateurs de catégories d'impacts environnementaux au niveau midpoint et endpoint :

$$\text{Indicateur de catégorie d'impact } i = \sum (E_j \text{ ou } R_j) \times CF_{i,j}$$

Avec :

Indicateur de la catégorie d'impact i = valeur de l'indicateur par unité fonctionnelle pour la catégorie d'impact i ;

E_j ou R_j = émission (E) ou consommation (R) des ressources par unité fonctionnelle, concernant une substance j ;

$CF_{i,j}$ = facteur de caractérisation contribuant à la catégorie d'impact i .

Bien que l'ACV soit largement utilisée dans le secteur industriel, son utilisation dans le secteur public pour soutenir la prise de décision publique reste limitée (Guérin-Schneider et al., 2018). De nombreuses études décrivent des ACV de systèmes de productions agricoles (Pradeleix et al., 2012 ; Goglio et al., 2017). Dans les zones du Sud, un enjeu majeur réside dans la collecte de données fiables et robustes lors de la phase d'inventaire (Pradeleix et al., 2012).

En outre, l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV devient un sujet important pour évaluer comment la qualité des sols et les services écosystémiques sont affectés par les interventions humaines actuelles (Milà i Canals et al. 2007 ; Beck et al., 2010;

Brandão et Milàï Canals, 2013; Koellner et al., 2013 ; Saad et al., 2011 et 2013 ; Nunez et al., 2010 et 2013 ; Bos et al., 2016). Cependant, les impacts des travaux de conservation de l'eau et du sol (CES) ne sont pas vraiment abordés dans ces approches.

2. Description de la zone d'étude : l'amont du bassin versant de Merguellil

La thèse s'inscrit dans ce contexte de zone agricole semi-aride, avec des sols fragilisés, une ressource en eau rare et la mise en place d'ouvrages de CES. Elle s'est déroulée dans le cadre de plusieurs programmes de recherche et de développement qui portent sur l'amont du bassin versant du Merguellil :

- Programme 1 : Le projet Groundwater-Arena (2012-2015) : Gouvernance des eaux souterraines aux Maghreb. Ce projet a été financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR), avec onze partenaires (CIRAD, IRD, IRSTEA et d'autres instituts de recherche de la France et des trois pays de Maghreb).

- Programme 2 : Le projet AMETHYST (2013-2017) : Evolution conjointe des ressources et des usages de l'eau dans le Sud méditerranéen, Ce projet a également été financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR).

- Programme 3 : Les deux projets OSCAR et PACTE sur les zones vulnérables en Tunisie (2017-2022). Le projet PACTE est financé par Agence Française de Développement (AFD) et la Direction Générale de l'Aménagement et de la Conservation des Terres Agricoles relevant du Ministère tunisien de l'Agriculture, des Ressources hydrauliques et de la Pêche (DGACTA).

Le bassin de Merguellil se situe dans le centre de la Tunisie (Figure 2a). Il couvre une superficie d'environ 1200 km² et est caractérisé par un climat semi-aride avec des précipitations annuelles allant de 200 à 500 mm (Dridi et al., 2000 ; Ben Ammar et al., 2006 ; Leduc et al., 2007). Il est considéré comme une zone de recharge importante pour les aquifères. La Figure 2b montre, à l'intérieur de ce bassin versant, la zone de Khit el Oued qui fera l'objet de développements spécifiques. L'exutoire du bassin versant est le barrage d'El Houareb, construit en 1989 pour protéger la plaine de Kairouan en aval contre les inondations (Lacombe et al., 2008).

Ce bassin a fait l'objet de plusieurs travaux de conservation des eaux et des sols, pour réduire l'envasement du barrage et protéger la partie aval du bassin versant (la plaine de Kairouan).

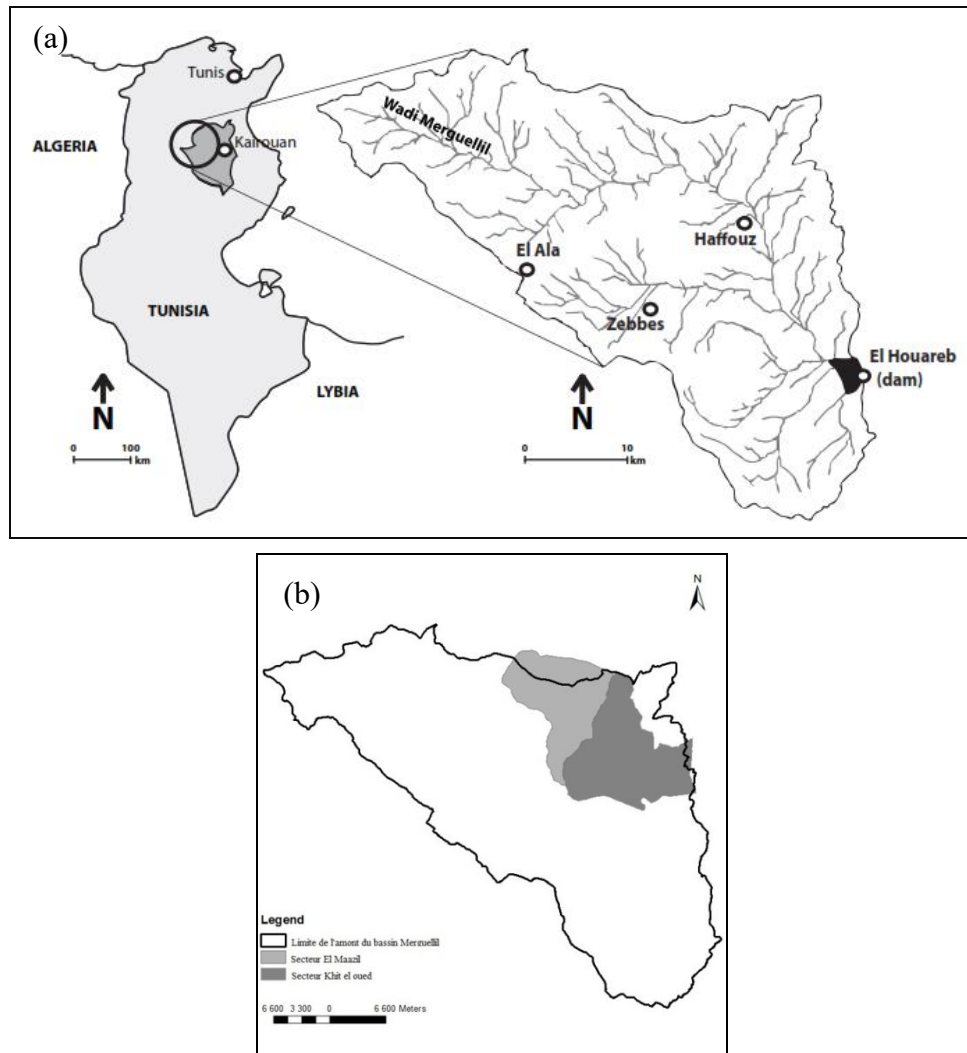


Figure 2. Localisation géographique de l'amont de Merguellil (a) et de la zone d'étude (b).

3. Problématique, objectifs et démarche de la thèse

Les éléments de contexte décrits ci-dessus justifient la nécessité d'évaluer les impacts environnementaux des pratiques agricoles et des aménagements de conservation des eaux et des sols dans le cadre de développement territorial pour développer une stratégie durable pour la conception des ouvrages de conservation des eaux et des sols et plus largement pour développer des politiques publiques territoriales durables.

En termes méthodologiques, il y a ici un double enjeu, à la fois scientifique et de développement. Premièrement, il faudrait que les décideurs puissent appuyer leur prise de décision sur une méthode scientifiquement robuste (qui prenne en compte l'ensemble des impacts potentiels d'une action) pour évaluer les impacts des politiques publiques d'aménagement et de développement territorial. Deuxièmement, il faudrait que cette méthode soit opérationnelle pour les décideurs (rationalisation environnementale de la prise de

décision) mais également appropriée et partagée avec les acteurs du territoire afin que ceux-ci soient partie prenante de la conservation des ressources naturelles. Il est ainsi nécessaire d'intégrer dans la méthode le concept de territoire en associant les acteurs aux choix méthodologiques (échelle, objectif, services rendus). Comme souligné par Lardon (2008), une véritable ingénierie territoriale associe les acteurs des territoires à l'ensemble des concepts, méthodes, outils et dispositifs d'accompagnement de conception, réalisation et évaluation de leurs projets de territoire. En particulier, les ouvrages de CES ne peuvent jouer leur rôle que si les acteurs du territoire contribuent à leur succès.

L'objectif principal de cette thèse est de fournir, aux différentes parties prenantes, des connaissances sur les impacts environnementaux des aménagements de conservation et des systèmes agricoles, en utilisant l'ACV à l'échelle du territoire et ce, pour permettre une discussion sur les résultats de l'évaluation et la proposition de solutions concertées. Par solution concertée, on entend que la phase de concertation puisse permettre à tous les acteurs de contribuer à la planification des projets (par exemple, le choix du type d'aménagement et son emplacement).

L'atteinte de cet objectif pose plusieurs questions de recherche :

- Quelle est l'échelle d'évaluation la plus pertinente pour les acteurs locaux ?
- Comment réaliser l'ACV d'un territoire avec une faible disponibilité de données ?
- Comment prendre en compte dans l'ACV les impacts des ouvrages CES sur la ressource "sol" ?
- Comment intégrer les activités agricoles (y compris les pratiques) et les CES dans une approche territoriale pour fournir des éléments de décision aux différents acteurs ?

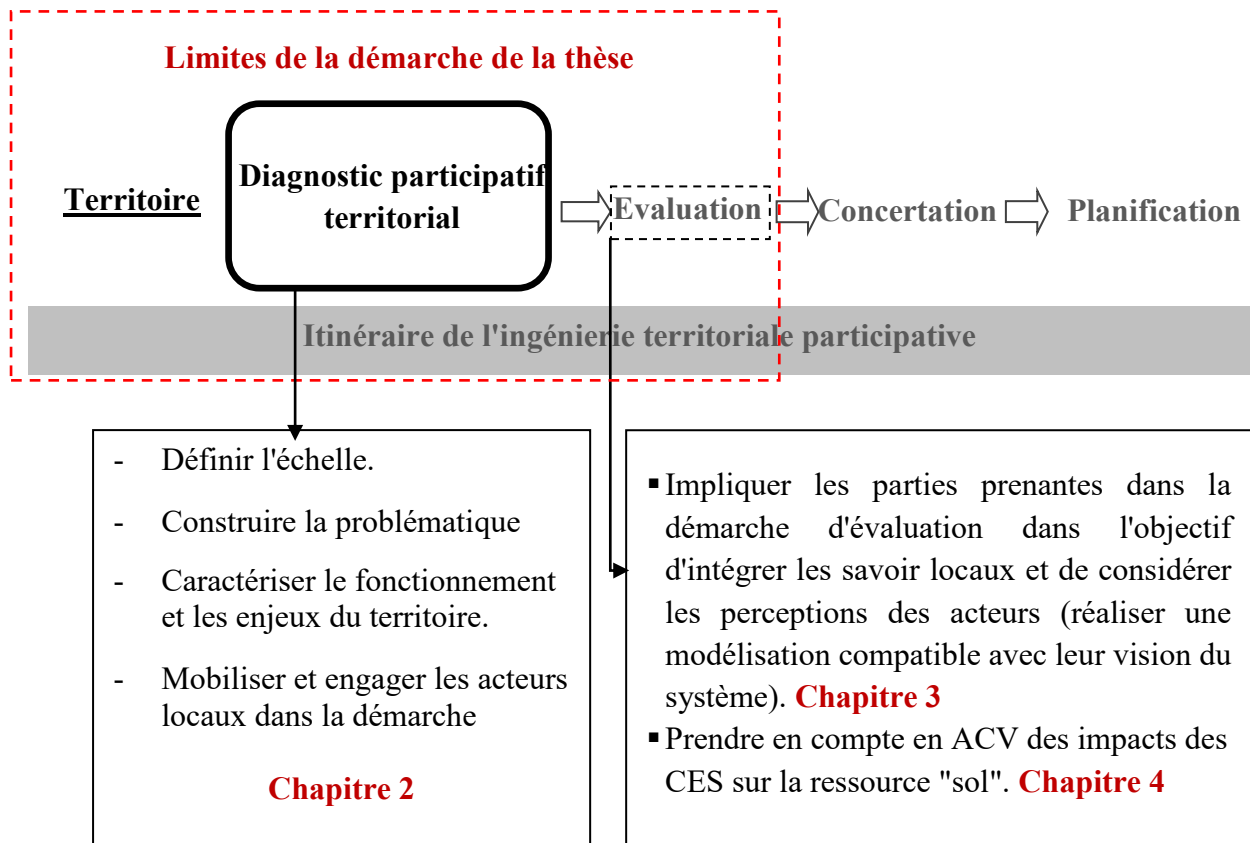


Figure 3. Schéma de la méthodologie développée au cours de la thèse dans le cadre d'un itinéraire d'ingénierie territoriale participative.

Pour répondre à ces questions, nous nous sommes fixés 3 sous objectifs qui fourniront des méthodes indispensables pour mettre en œuvre une ACV à l'échelle du territoire et fournir les éléments d'aide à la décision pour une gestion territoriale intégrant les différentes parties prenantes :

Sous-objectif 1 : Définir une démarche de diagnostic participatif pour définir l'échelle territoriale la plus pertinente pour les acteurs locaux et caractériser les systèmes de culture ;

Sous-objectif 2 : Coupler le diagnostic territorial à la méthode ACV et réaliser une évaluation environnementale des systèmes de culture ;

Sous-objectif 3 : Explorer les méthodes disponibles et les mettre en œuvre pour intégrer les impacts des ouvrages de conservation des eaux et des sols dans la méthode ACV.

Notre démarche scientifique d'évaluation environnementale est décrite dans la Figure 3. Les différents chapitres traitent des sous-objectifs décrits ci-dessus. Le **chapitre 2** concerne l'étude de la démarche de diagnostic systémique participatif territorial développée dans notre approche. Les objectifs de ce chapitre sont d'identifier les différentes parties prenantes

intervenant au niveau de territoire, de définir l'échelle d'évaluation la plus pertinente aux yeux des acteurs locaux et de caractériser le territoire pour prendre en compte la diversité des pratiques agricoles. Ce chapitre intègre plusieurs enjeux méthodologiques : le concept de territoire et d'échelle, la mise en œuvre de diagnostics territoriaux participatifs et la validation de données de terrain.

Dans le **chapitre 3**, un cadre méthodologique innovant de couplage d'une démarche participative avec la méthode de l'analyse de cycle de vie est proposé. Ce chapitre a fait l'objet d'un article scientifique intitulé "A framework for coupling a participatory approach and Life Cycle Assessment for public decision-making in rural territory management" publié dans le journal *Science of the Total Environment* (Jouini et al., 2019)¹. Ce cadre méthodologique est appliqué au cas d'étude du bassin de Merguellil.

Le **chapitre 4** fait l'objet de l'étude d'une méthode pour la prise en compte des impacts locaux sur le sol des aménagements de conservation en ACV. Cette étude concerne plus particulièrement le cas des banquettes qui sont très développées dans notre région d'étude. L'étude se base sur une démarche de modélisation qui permet de caractériser et de quantifier l'érosion et les dépôts de sol en prenant en compte l'occupation du sol et les pratiques culturales. Ce chapitre fera l'objet d'un deuxième article intitulé "Considering water and soil conservation works in Life Cycle Assessment : focus on contour ridges and erosion impacts".

Finalement, les apports et les limites de notre approche sont discutés dans le **chapitre 5**.

¹Les Supplementary Data de l'article ne figurent pas dans l'annexe car ils ont tous été intégrés au sein du chapitre 3.

Bibliographie

- Agence européenne pour l'environnement (AEE), 1998. L'Environnement en Europe: Deuxième évaluation. Office des publications officielles des communautés européennes, Elsevier Science, 500p. (<https://www.eea.europa.eu/fr/themes/climate/publications>)
- Barbier E. B., 1987. The concept of sustainable economic development. *Environmental Conservation*. 14, 101–110.
- Bartels W.L., Furman C.A., Diehl D.C., Royce F.S., Dourte D.R., Ortiz B.V., Zierden D.F., Irani T.A., Fraisse C.W., Jones J.W., 2013. Warming up to climate change: A participatory approach to engaging with agricultural stakeholders in the Southeast US. *Regional Environmental Change*. 13, 45-55. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0371->
- Beck T., Bos G.U., Wittstock B., Baitz M., Fischer M., Sedlbauer K., 2010. Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report. FRAUNHOFER VERLAG. 9, p 67.
- Ben Ammar S., Ben Zouari K., Leduc C., M'Barek J., 2006. Caractérisation isotopique de la relation barrage-nappe dans le bassin du Merguellil (Plaine de Kairouan, Tunisie centrale). *Hydrological Sciences Journal*. 5, 272-284. <https://doi.org/10.1623/hysj.51.2.272>
- Bos U., Horn R., Beck T., Lindner J. P., Fischer M., 2016. LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. FRAUNHOFER VERLAG, p.166. ISBN 987-3-8396-0953-8
- Boutaud A., 2013. Le développement durable : penser le changement ou changer le pansement ? : bilan et analyse des outils d'évaluation des politiques publiques locales en matière de développement durable en France : de l'émergence d'un changement dans les modes de faire au défi d'un changement dans les modes de penser. Sciences de l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne; Université Jean Monnet - Saint-Etienne, 2005.
- Brandão M., Milà I Canals L., 2013. Global Characterisation Factors to Assess Land Use Impacts on Biotic Production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1243–1252.
- Brentrup F., Küsters J., Lammel J., Barraclough P., Kuhlmann H., 2004. Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Systems Using the Life Cycle Assessment (LCA) Methodology II . The Application to N Fertilizer Use in Winter Wheat Production Systems. *European Journal of Agronomy*. 20, 265–279.

- Butzer K. W., 2005. Environmental History in the Mediterranean World : Cross-Disciplinary Investigation of Cause-and-Effect for Degradation and Soil Erosion. *Journal of Archaeological Science*. 32, 1773-1800.
- Cash D., Clark W.C., 2001. From Science to Policy: Assessing the Assessment Process. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.295570>
- Cauwenbergh N. V., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L.. 2007. SAFE — A Hierarchical Framework for Assessing the Sustainability of Agricultural Systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 120, 229 – 242.
- De Luca A.I., Iofrida N., Leskinen P., Stillitano T., Falcone G., Strano A., Gulisano G., 2017. Life cycle tools combined with multi-criteria and participatory methods for agricultural sustainability: Insights from a systematic and critical review. *Science of the Total Environment*. 595, 352-370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.284>
- Dridi B., Bourges J., Collinet J., Auzet A.V., Garreta P., 2000. Impact des aménagements sur la ressource en eaux dans le bassin du Merguellil (Tunisie centrale). *Hydrologie Des Régions Méditerranéennes*. 59, 192-203.
- Gibson R., 2006. Beyond the pillars : sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, p. 259-280. <https://doi.org/10.1142/S1464333206002517>
- Goglio, P., Brankatschk, G., Knudsen, M.T., Williams, A.G., Nemecek, T., 2017. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. *Int J Life Cycle Assess*. 1-9. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>
- Guérin-Schneider L., Tsanga-Tabi M., Roux P., Catel, L., Biard Y., 2018. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*. 187, 1057-1068. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>
- Hooke J. M., 2006. Human Impacts on Fluvial Systems in the Mediterranean Region. *Geomorphology*. 79, 311–35.
- Jouini M., Burte J., Yannick B., Benaissa N., Amara H., Sinfort C., 2019. A framework for coupling a participatory approach and life cycle assessment for public decision-making in rural territory management. *Science of the Total Environment*. 655 : 1017–1027.
- Joyce L.A., 2003. Improving the flow of scientific information across the interface of forest science and policy. *Forest Policy and Economics*. 5, 339-347. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00033-9](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00033-9)

- Koellner T., Baan L., Beck T., Brandao M., Civit B., Margni M., Milà I Canals L., Saad R., Maia de Souza D., Müller-Wenk R., 2013. “UNEP-SETAC Guideline on Global Land Use Impact Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services in LCA.” *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1188–1202.
- Kosmas C., 2000. The Effect of Land Parameters on Vegetation Performance and Degree of Erosion under Mediterranean Conditions. *Catena journal*. 40, 3 - 17.
- Lacombe G., Cappelaere B., Leduc C., 2008. Hydrological impact of water and soil conservation works in the Merguellil catchment of central Tunisia. *Journal of Hydrology*. 359, 210-224. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.001>
- Lardon S., 2008. Quelle ingénierie territoriale pour les territoires péri-urbains ? Proposition d’une démarche. In: Loudiyi S., Bryant C.R., Laurens L., 2008. *Territoires Périurbains et Gouvernance. Perspectives de Recherche*. Laboratoire Développement durable et dynamique territoriale, Département de Géographie, Université de Montréal, Québec, Canada, p. 149 - 158. ISBN 978-2-921903-02-8.
- Leduc C., Ben Ammar S., Favreau G., Beji R., Virrion R., Lacombe G., Tarhouni J., Aouadi C., Zenati Chelli B., Jebnoun N. OI. M., Michelot J.L., Zouari K., 2007. Impacts of hydrological changes in the Mediterranean zone: Environmental modifications and rural development in the Merguellil catchment, central Tunisia. *Hydrological Sciences Journal*. 52, 1162-1178. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1162>
- Lemaire G., Benoit M., 2003. *Rechercher de Nouvelles Organisations à l’échelle d’un Territoire Pour Concilier Autonomie Protéique et Préservation de l’environnement*. Fourrages, 175, 303–318.
- Lewandowski I., Haardt M., Kaltschmitt M., 1999. Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Sci*. 39, 184–193. In : Cauwenbergh N. V., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L.. 2007. *SAFE — A Hierarchical Framework for Assessing the Sustainability of Agricultural Systems*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 120, 229 – 242.
- Loiseau E., Guillaume J., Philippe R., Véronique B. M., 2012. Environmental Assessment of a Territory: An Overview of Existing Tools and Methods. *Journal of Environmental Management*. 112, 213–225.
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2013. Adapting the LCA Framework to Environmental Assessment in Land Planning. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1533–1548.
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2014. “Implementation of an Adapted LCA Framework to Environmental Assessment of a

- Territory: Important Learning Points from a French Mediterranean Case Study.” *Journal of Cleaner Production*. 67, 17–29.
- Milà i Canals L., Romanyà J., Cowell S. J., 2007. Method for Assessing Impacts on Life Support Functions (LSF) Related to the Use of ‘fertile Land’ in Life Cycle Assessment (LCA).” *Journal of Cleaner Production*. 15, 1426 – 1440.
- Mulder K.F., 2017. Strategic competences for concrete action towards sustainability: An oxymoron? Engineering education for a sustainable future. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 68, 1106-1111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.038>
- Núñez, M., Civit B., Muñoz P., Arena A. P., Rieradevall J., Antón A., 2010. “Assessing Potential Desertification Environmental Impact in Life Cycle Assessment.” *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 67–78.
- Núñez, M., Antón A., Muñoz P., Rieradevall J., 2013. “Inclusion of Soil Erosion Impacts in Life Cycle Assessment on a Global Scale: Application to Energy Crops in Spain.” *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18 : 755–767.
- Papy F., 2001. Pour une théorie du ménage des champs: l’agronomie des territoires - For a theory of field management: an agronomy of territories. *C.R. Acad. Agric. Fr*, p. 139–149. In: Pa^ytaudeau S., Van Der Werf. H. M. G., 2005. Environmental Impact Assessment for a Farming Region : A Review of Methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 107, 1–19.
- Pradeleix L., 2014. Méthodologie d’évaluation des impacts environnementaux d’un territoire agricole irrigué en combinant les approches Analyse de Cycle de Vie & Analyse Diagnostic de Systèmes Agraires. Application à la plaine irriguée de Kairouan, Tunisie. Thèse de doctorat : Sciences des procédés. Montpellier SupAgro: Centre international d’études en sciences agronomiques, 177 pages.
- Saad R., Koellner T., Margni M., 2013. “Land Use Impacts on Freshwater Regulation, Erosion Regulation, and Water Purification: A Spatial Approach for a Global Scale Level.” *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1253–1264.
- Saad R., Margni M., Koellner t., Wittstock B., Deschênes L., 2011. Assessment of Land Use Impacts on Soil Ecological Functions: Development of Spatially Differentiated Characterization Factors within a Canadian Context. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 16, 198–211.
- Zalidi G., Stamatiadis S., Takavakoglou V., Eskridge K., Misopolinos N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 88, 137–146

Chapitre 2. Démarche de diagnostic participatif territorial : un cadre préliminaire pour une politique concertée

Sommaire

1. Introduction	17
2. Matériels et méthodes.....	18
2.1 Démarche développée	18
2.2. Implémentation de l'approche de diagnostic participatif territorial	21
2.2.1. Etape 1 : Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie....	21
2.2.2. Etape 2 : Diagnostic participatif territorial.....	21
2.2.3. Etape 3 : Analyse des systèmes de culture	22
2.2.4. Etape 4 : Validation du diagnostic participatif territorial et collaboration des acteurs du territoire	23
2.3. Mise en œuvre de la démarche sur le terrain.....	25
3. Résultats	25
3.1. Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie	25
3.2. Diagnostic participatif territorial	28
3.3. Analyse des systèmes de culture	33
3.3.1. Typologie des systèmes de culture.....	33
3.3.2. Modélisation des systèmes de culture avec les agriculteurs locaux.....	34
3.3.3. Données collectées	35
3.3.4. Triangulation des données des systèmes de culture	37
4. Discussion	38
4.1. Mise en œuvre de la démarche sur terrain.....	38
4.2. Résultats du diagnostic participatif territorial	39
5. Conclusion et perspectives	41
Bibliographie.....	42

1. Introduction

Le diagnostic participatif territorial est une phase indispensable dans les politiques publiques territoriales, notamment dans les régions rurales des pays du Sud, et il intervient à l'amont du cycle de vie de la politique (Piveteau et Lardon, 2002). Avant d'entamer une telle démarche, il est nécessaire de définir l'échelle pertinente, c'est-à-dire celle sur laquelle pourra être appliquée une politique concertée. Caron et al. (2017) ont repris les définitions de notion de territoire et ont mis en évidence qu'il n'y avait pas d'accord général sur cette définition. Loiseau (2014), dans ces travaux de définition d'une approche conceptuelle pour réaliser des ACV territoriales, a adopté une conception politico-administrative du territoire : "le territoire est toujours déterminé par l'association d'un espace géographique sur lequel s'exercent des compétences en matière d'aménagement, d'une structure de gestion (intercommunalité, syndicat mixte, ...) et dans lequel des acteurs ont des activités diverses (économiques, sociales, culturelles, résidentielles)". D'après Dear et Wolch (2014), le territoire est "un espace géographique humainement différencié" et les résultats territoriaux dépendent des interactions essentiellement imprévisibles de l'espace avec les sphères économique, politique et sociale / culturelle. La vie sociale structure le territoire et le territoire façonne la vie sociale. Les interdépendances entre ces processus sont fortes ; on ne peut pas comprendre un processus sans l'autre (Dear et Wolch, 2014). D'après Burte (2015), le « territoire de la vie » est la meilleure échelle spatiale pour comprendre l'environnement rural et préparer des actions concertées pour l'aménagement, la mise en valeur et la gouvernance des ressources naturelles. Le territoire de vie est l'interface entre les limites physiques et la représentation mentale des acteurs locaux où des interactions directes ont lieu entre l'homme et l'environnement. Dans un processus de diagnostic participatif, l'approche du territoire de vie permet non seulement de définir des limites spatiales, mais aussi d'intégrer les connaissances locales et de fournir un cadre préliminaire à une action concertée.

Dans notre approche de diagnostic participatif territorial, nous adopterons cette dernière acceptation du territoire (le territoire de vie) pour caractériser avec les acteurs locaux et selon leur vision, le périmètre géographique, leurs usages des ressources et les relations sociales. Cette approche a été choisie afin d'intégrer les perceptions et les savoirs des acteurs locaux et de légitimer le processus dans le cadre de l'installation durable d'une dynamique collective de concertation et du développement local.

Ainsi, l'objectif de ce chapitre est de présenter la méthode que nous avons développée pour réaliser le diagnostic participatif du territoire en s'appuyant sur la notion du territoire de vie. Les sous-objectifs sont :

- 1) définir avec les acteurs locaux les limites de leur territoire de vie,
- 2) analyser le fonctionnement du territoire à partir de ses différentes composantes et de leurs interactions et
- 3) collecter des données fiables et représentatives.

L'analyse du fonctionnement du territoire sera basée sur deux visions : la conception politico-administrative du territoire (le point de vue des décideurs) et l'approche de territoire de vie (les acteurs locaux).

2. Matériel et méthode

2.1 Démarche développée

Notre approche de diagnostic territorial est basée sur une démarche progressive continue et itérative. Dans cette approche, les acteurs locaux ont été impliqués dans le processus de diagnostic afin de renforcer leur rôle et de pouvoir par la suite les mobiliser dans un processus de prise de décision de gestion de territoire rural. La Figure 4 montre les différentes étapes de mises en œuvre. La première étape consiste à faire un diagnostic rapide afin de définir les territoires de vies en utilisant l'approche de diagnostic rapide systémique participatif (DRPS, Burte, 2016) et l'approche de territoire de vie (Burte, 2015). Cette étape se base sur un état des lieux de la zone et l'identification des acteurs du territoire. Une analyse diachronique, c'est-à-dire une analyse des évolutions à travers le temps, a été réalisée pour aider à la caractérisation du territoire de vie et à la définition de ses limites géographiques. Cette analyse diachronique alimente les différentes étapes de la démarche.

Dans une deuxième étape, le diagnostic participatif territorial se base sur la définition des enjeux du territoire du point de vue des acteurs locaux en caractérisant les interactions entre les territoires de vie. Cette étape permet l'analyse du fonctionnement de chaque territoire de vie et également la classification des systèmes de productions agricoles. Une typologie des acteurs locaux est réalisée afin de considérer la diversité des représentations sociales. Ces éléments permettent de comprendre la complexité du territoire et de réaliser avec les acteurs locaux un modèle conceptuel de territoire qui permet une présentation simplifiée des réalités locales.

Enfin, la troisième étape consiste à analyser les systèmes de production à partir d'une typologie. Cette typologie est définie sur la base de facteurs identifiés avec les agriculteurs locaux ce qui la rend compatible avec leur vision des systèmes dans leur territoire.

Finalement, le processus de diagnostic s'est achevé par une quatrième étape concernant la validation des données et du diagnostic.

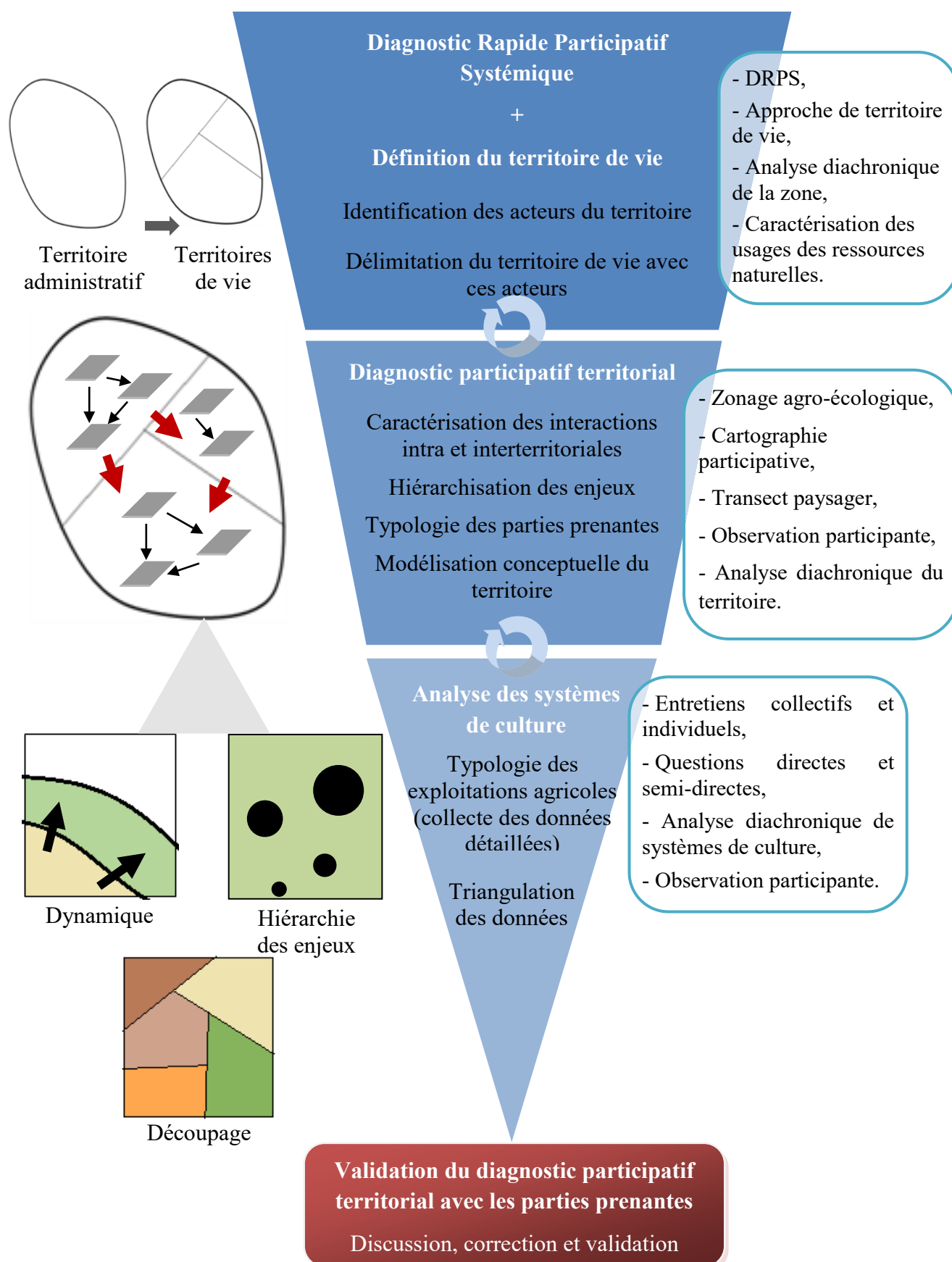


Figure 4. Etapes de la démarche de diagnostic participatif territorial développée.

2.2. Implémentation de l'approche de diagnostic participatif territorial

2.2.1. Etape 1 : Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie

La première étape est basée sur le couplage de l'approche de diagnostic rapide participatif systémique (DRPS) et l'approche du territoire de vie. Comme indiqué plus haut, le DRPS permet de réaliser l'état des lieux du territoire, d'identifier les acteurs locaux et de caractériser les usages des ressources naturelles et du milieu naturel. Les limites du territoire de vie sont définies avec les acteurs locaux sur la base des résultats du DRPS. Cette méthode permet de faciliter l'appropriation du territoire dans toute sa complexité.

Le DRPS est basé sur des entretiens individuels et collectifs. Lors de ces entretiens, les questions directes sont évitées et peu d'informations concrètes sont demandées. L'objectif est d'explorer la zone, de sensibiliser les acteurs locaux à notre démarche et à nos objectifs, et ainsi de créer un lien de confiance avec les acteurs locaux qui facilitera nos échanges et notre accueil. Pour cela, les questions posées sont des questions ouvertes qui concernent leur vie, leurs problèmes et leur histoire. Le lien de confiance est très important pour le déroulement des prochaines étapes de la démarche de diagnostic, pour la mobilisation des acteurs et pour la collecte des données fiables. Différents outils ont été utilisés tels que la grille historique pour l'analyse diachronique et les cartes parlées pour caractériser les usages des ressources naturelles (O'Hara, 2009 ; Burte, 2016).

2.2.2. Etape 2 : Diagnostic participatif territorial

Au cours de cette deuxième étape, une analyse plus détaillée est réalisée à l'échelle du territoire de vie. C'est le diagnostic participatif territorial. Les objectifs de ce diagnostic sont de construire la problématique avec les acteurs locaux, de comprendre le fonctionnement du territoire et de définir une typologie des parties prenantes. Les parties prenantes considérées sont les personnes pouvant influencer la prise de décisions et en être affectées (Mathe, 2014). La typologie et le choix des parties prenantes, à impliquer dans le processus participatif, sont essentiels pour atteindre un objectif commun. L'élément clé de cette étape est d'obtenir un consensus sur les résultats du diagnostic du territoire. Pour cela, la typologie des parties prenantes doit prendre en compte la diversité des représentations sociales sur le territoire.

Un modèle conceptuel du territoire est ensuite construit avec les acteurs locaux pour faire apparaître leur compréhension du fonctionnement du territoire sur le plan social, identifier les pratiques agricoles et caractériser le partage des ressources naturelles. Lors de la construction

de ce modèle, les principales composantes du territoire et les usages des terres sont caractérisés et leur répartition spatiale est définie, en fournissant une représentation simple de la réalité locale. La modélisation graphique apporte un enrichissement important en fournissant des éléments clés et une simplification de la réalité locale. La configuration spatiale des composantes sociales et des pratiques permet d'étudier les interactions sociales à deux niveaux : inter et intra territoires de vie. Ces interactions concernent par exemple les échanges de main d'œuvre ou le partage de l'eau de surface pour l'irrigation. Les relations amont / aval au sein d'un même bassin versant y jouent un rôle important. A cela s'ajoutent les interactions sociales telles que les conflits entre les différents acteurs.

L'analyse diachronique a permis de caractériser la dynamique territoriale et également d'identifier les éléments clés qui déterminent à la fois l'utilisation actuelle des terres et les tendances à long terme. Cette analyse peut ainsi servir à consolider les résultats de diagnostic de l'étape précédente pour la délimitation des territoires de vie.

Au cours de cette étape, le niveau des entretiens avec les agriculteurs locaux évolue pour aborder des aspects plus concrets et la conduite de l'entretien est menée avec des questions semi-directes qui peuvent aborder des questions délicates, notamment par rapport aux relations sociales et aux conflits. Des outils de cartographie participative ont été utilisés. Les données collectées dépendent des compétences de l'interviewer et du choix des méthodes appropriées qui ne doivent pas influencer le contenu et les résultats (O'Hara, 2009 ; Burte, 2016).

2.2.3. Etape 3 : Analyse des systèmes de culture

L'objectif de cette étape est de définir une typologie des systèmes agricoles et de collecter des données fiables pour les caractériser. Pour être compatible avec l'étape précédente, la typologie de ces systèmes doit prendre en compte le territoire de vie des agriculteurs et les systèmes de production qui y sont rattachés. Ce point est crucial pour la phase d'évaluation et la discussion des résultats.

Pour définir cette typologie des systèmes de cultures, des critères caractéristiques ont été identifiés avec les agriculteurs locaux. Les systèmes de culture ont ensuite été modélisés avec eux afin de comprendre leur fonctionnement. L'analyse diachronique a permis de compléter cette compréhension par une description de l'évolution des cultures sur le territoire de vie.

La perception que les agriculteurs ont des impacts de leurs activités sur l'environnement a aussi été questionnée.

La collecte des données de caractérisation des systèmes agricoles peut être obtenue à partir de questions directes ou semi-directes mais les questions directes ne sont pas toujours recommandées et elles doivent être posées avec précaution. L'obtention de données fiables représentatives de la réalité locale fait appel à des outils de triangulation de données. Cette méthode est couramment utilisée en sciences sociales : elle consiste à croiser les données obtenues à partir des différentes sources (Decrop, 1999 ; Lambert and Loïselle, 2008 ; Bush, 2012). Dans notre approche, nous avons choisi de réaliser la triangulation des données en combinant différentes sources et différentes méthodes. Les méthodes mobilisées sont les enquêtes, les observations participatives et les groupes de discussion. Au niveau des sources, nous avons utilisé des données primaires (obtenues directement auprès des acteurs) et des données secondaires (obtenues dans la littérature ou à partir de dires d'experts). Les résultats de triangulation des données ont été validés lors de la réunion d'un groupe multi-acteurs qui ne fait pas partie de la démarche de diagnostic et sera décrit dans le chapitre suivant. C'est en particulier au cours de cette réunion que les données d'expert ont été collectées.

2.2.4. Etape 4 : Validation du diagnostic participatif territorial et collaboration des acteurs du territoire

La démarche décrite lors des trois précédentes étapes est finalisée par une phase de mise en place de groupes de discussion. Un premier groupe, appelé focus groupe, a été organisé avec des individus représentatifs des acteurs locaux. Trois autres focus groupe ont été réalisés avec les autres parties prenantes (les décideurs au niveau local, régional et central). Enfin, toutes ces parties prenantes ont été réunies dans un atelier multi-acteurs en présence des experts. L'objectif de ces focus groupes et de l'atelier multi-acteurs est de discuter, corriger et valider les résultats de notre diagnostic du territoire en se basant sur un consensus entre toutes les parties prenantes. Cette étape permet de renforcer le rôle des parties prenantes dans le processus de diagnostic.

Tableau 1. Mise en œuvre de notre démarche pour le diagnostic participatif territorial.

Etapes	Entretiens/ focus groupes /ateliers	Objectifs	Outils	Nombre d'acteurs /entretien	Durée d'entretien (h)	Nombre	Nombre de répétitions	Période
Etape 1 DRPS + définition de territoire de vie	Entretiens individuels	Premier contact avec la population locale Caractérisation des limites et des usages du territoire	Entretiens ouverts, Questions indirectes, Grille historique Cartes parlées	1	~ 1h	20	1	Mars-Mai 2014
	Entretiens collectifs	Triangulation des informations collectées dans les entretiens individuels, Information de la population locale de nos futures visites.		3-5	~ 1h	10	1-2	
Phase d'Analyse des résultats de l'étape 1 - Préparation de l'étape 2								
Etape 2 Diagnostic participatif territorial	Entretiens individuels	Typologie des parties prenantes Modélisation du territoire Création d'un lien de confiance entre l'interviewer et l'agriculteur	Entretien semi-directif, Zonage agro-écologique, Grille historique, Visite technique	1	~ 2h	24	2 - 3	Septembre - Octobre 2014/ Janvier- Avril 2015
	Entretiens collectifs	Triangulation des informations collectées dans les entretiens individuels		3-7	1 - 1h30	13	1- 2	
Phase d'Analyse des résultats de l'étape 2 - Préparation de l'étape 3								
Etape 3 Analyse des systèmes de cultures	Entretiens individuels	Typologie des systèmes de cultures Collecte des données	Entretien semi-directif et directif, Questions directes (fiche), Analyse diachronique	1	~ 2h	22	2-4	Septembre - Novembre 2015 / Janvier - Mars 2016
	Entretiens collectifs	Triangulation des informations collectées dans les entretiens individuels		4-5	1 - 1h30	10	2-3	
Phase Analyse des résultats de l'étape 3 + Préparation de l'étape 4 : Choix des participants								
Etape 4 Validation du diagnostic	Focus groupes	Triangulation : validation des résultats du diagnostic avec chaque type d'acteur	Discussion collective	6-8	Demi- journée	4	1	Avril - Mai 2016
	Atelier multi- acteurs	Triangulation : consensus sur les résultats du diagnostic entre les parties prenantes	Discussion collective	10-15	Demi- journée	1	1	Juin 2016

2.3. Mise en œuvre de la démarche sur le terrain

La démarche mise en œuvre pour notre diagnostic participatif territorial sur terrain est détaillée dans le Tableau 1. La colonne « nombre » représente le nombre d'entretiens, des focus groupes ou des ateliers organisés. Ces entretiens ont pu être répétés plusieurs fois. Par exemple, dans l'étape 1, il y a eu une dizaine d'entretiens collectifs et chacun d'eux a été répété 1 à 3 fois. Ces répétitions sont rendues nécessaires si l'objectif n'est pas atteint ou si certaines informations sont contradictoires.

Les périodes estivales, entre Mai et Septembre, ont été évitées car les températures peuvent atteindre 47°C. Le travail sur le terrain a impliqué une combinaison d'entretiens individuels et collectifs avec les agriculteurs locaux, chaque étape étant suivie d'une phase d'analyse et de préparation de l'étape suivante.

Au total, une centaine d'entretiens ont été menés auprès de 35 familles pour le diagnostic participatif territorial. Le premier atelier a eu lieu entre avril et juin 2016. Pendant la même période, quatre groupes de discussion ont été organisés en réunissant des agriculteurs locaux et des décideurs locaux, régionaux et nationaux.

3. Résultats

3.1. Diagnostic participatif rapide systémique et définition du territoire de vie

Le diagnostic rapide participatif systémique a montré que, dans la zone d'étude, l'agriculture est basée à 100% sur de l'agriculture familiale avec une déconnexion totale entre l'administration et la population locale.

L'analyse diachronique nous a permis de tracer la trajectoire historique de cette région. L'essentiel de la population s'est installée pendant la période de la colonisation dans des zones situées près de l'oued Merguellil. L'agriculture était principalement conduite en pluvial. La principale activité était l'arboriculture, en particulier des oliviers, combinée avec la céréaliculture. L'oued Merguellil constituait la source d'eau principale pour la population et l'agriculture était leur activité principale. La plupart des terres agricoles étaient conduites en pluvial et les terres irriguées occupaient de petites superficies. L'irrigation était limitée aux parcelles proches de l'oued de Merguellil et se faisait essentiellement par des canaux communs (ouseguia) : il s'agit de grands canaux construits par les agriculteurs depuis l'oued et qui permettent d'amener l'eau d'irrigation aux parcelles par des petits canaux secondaires.

L'installation de la population à l'amont du bassin versant de Merguellil est très limitée par rapport à la plaine à cause de son caractère montagneux. La topographie accidentée rend l'accès aux terres difficiles. La géomorphologie de l'amont a conditionné l'installation des familles autour de l'eau. Dans cette zone, la notion de la famille est très importante pour le partage des ressources naturelles. Ainsi, la famille est l'unité sociale que nous avons choisie pour caractériser la diversité sociale locale. Dans notre zone d'étude, la rareté des ressources en eau et en sol est un problème majeur pour l'agriculture. La rareté de l'eau est à l'origine de conflits entre les différentes familles. La géomorphologie de l'amont et le partage de cette ressource rare qu'est l'eau ont conditionné l'apparition des territoires de vie tels que définis par la population locale.

Deux secteurs ont été explorés à l'intérieur desquels quatre territoires de vie ont été identifiés : "Sidi Rimani", "Iin Dbouba", "Iin boukhris" et "Khit el Oued" (Figure 5). D'après les dires des acteurs locaux, chacun de ces territoires de vie se distingue des autres par rapport à l'origine de l'eau, à la gestion de cette ressource, aux systèmes de culture ou aux relations sociales.

Le territoire de vie "Sidi Rimani" est situé à l'amont du bassin versant de Merguellil. Il est caractérisé par la population locale comme un territoire indépendant occupé par une seule famille. Il est connu pour sa gestion particulière des systèmes de culture. Ce territoire profite de la totalité de l'eau d'un affluent de Merguellil : l'Oued Boughmaj. L'eau de cet affluent est bloquée et stockée à travers une digue appelée "sod" (qui signifie « barrage »). L'oued Boughmaj est positionné à une altitude supérieure à celle des parcelles de ce territoire ce qui a favorisé la mise en place d'un système d'irrigation basé sur une *segua*. Cette *segua* constitue une source d'eau permanente et permet l'irrigation de toutes les parcelles. La construction de la *segua* s'est faite en fonction de la topographie et ceci a conditionné la répartition des parcelles cultivées. Cette pratique peut être considérée comme innovante par une adaptation du système d'irrigation et de la gestion des parcelles en fonction des conditions topographiques du milieu.

Le deuxième territoire de vie est le territoire de Iin Dbouba, du nom de la source d'eau "Iin dbouba" qui alimente l'oued Merguellil. Ce dernier est la principale source d'eau d'irrigation du territoire même si l'irrigation est aussi faite à partir de quelques lacs collinaires. Le principal système de culture est l'arboriculture fruitière (olivier, pêcher, abricotier, amandier). Les cultures maraîchères sont cultivées sur de petites superficies. Trois grandes familles occupent ce territoire. Le partage de l'eau d'irrigation entre elles est organisé par un tour

d'eau. Cependant, des conflits entre les voisins existent et la tension sociale semble loin de s'éteindre. Les gens ont tendance à garder une certaine distance avec leurs voisins et il n'existe pas de relations sociales harmonieuses. Les conflits s'articulent essentiellement autour de la concurrence pour l'accès à l'eau.

Le troisième territoire de vie est le territoire de "Iin Boukhris", ce territoire prend aussi le nom d'une source d'eau. Au niveau de ce territoire, plusieurs sources alimentent l'oued ce qui garantit un écoulement permanent. Les activités agricoles sont caractérisées par une diversification de cultures arboricoles, une intensification de leurs systèmes de cultures et une pratique fréquente des cultures maraîchères. Le nombre de pompes au bord de l'oued est très important par rapport au territoire de Iin Dbouba. En effet, une des caractéristiques de ce territoire est le morcellement des terres. Les parcelles sont de petites superficies (elles ne dépassent pas 10 ha). Elles ont été divisées en longueur au cours des héritages d'une façon perpendiculaire à l'oued de Merguellil ce qui a permis de maintenir l'accès à l'eau de l'oued pour l'irrigation. Malgré la disponibilité de l'eau de surface, l'intensité de pompage a créé des conflits sociaux autour de l'eau.

Enfin, le dernier territoire de vie est le territoire de "Khit el oued". A Khit el oued, les sources d'eau sont l'oued de Merguellil et la nappe phréatique de "Bouhafna". Au niveau de ce territoire, il n'y a aucune source pour alimenter l'oued donc la disponibilité de l'eau dans l'oued dépend de l'usage de l'eau en amont. Quand l'oued se tarit, la nappe phréatique constitue la principale source d'eau d'irrigation, ce qui a limité les interactions avec les autres territoires de vie, même pour les échanges de main d'œuvre et de fumier. Ce territoire est connu pour la culture de la variété d'abricotier "Chachi" qui est une variété à haute valeur ajoutée. Elle est cultivée soit en monoculture soit en intercalaire avec des oliviers. C'est une culture consommatrice d'eau ce qui a engendré une surexploitation des ressources d'eau fossile par un recours à des forages illicites. L'accès à la nappe par ces forages a entraîné l'extension des terres irriguées.

Ce diagnostic montre que la compétition par rapport à la ressource eau fait partie des problèmes majeurs dans cette zone. Les conflits ne résident pas uniquement au sein d'un territoire de vie mais aussi entre les territoires. Un autre enjeu commun entre ces territoires est le problème d'érosion qui affecte fortement les parcelles. L'érosion hydrique a provoqué des pertes de terres agricoles à cause des ravines et aussi des pertes de sol au bord de l'oued. Malgré les interventions continues de l'état et l'investissement important pour aménager le territoire contre l'érosion, les agriculteurs pensent que le problème n'est toujours pas résolu,

que les parcelles sont fortement affectées par l'érosion et que le problème s'est même accentué au cours des dernières années. Les acteurs locaux justifient cela par la mise en place d'aménagements non adaptés à leurs systèmes de cultures, par le mauvais fonctionnement des ouvrages de conservation et par l'absence d'intégration des acteurs locaux dans les décisions d'aménagement du territoire. En effet, on constate que les acteurs locaux et les décideurs fonctionnent au niveau du territoire d'une façon indépendante ce qui a empêché un développement local durable.

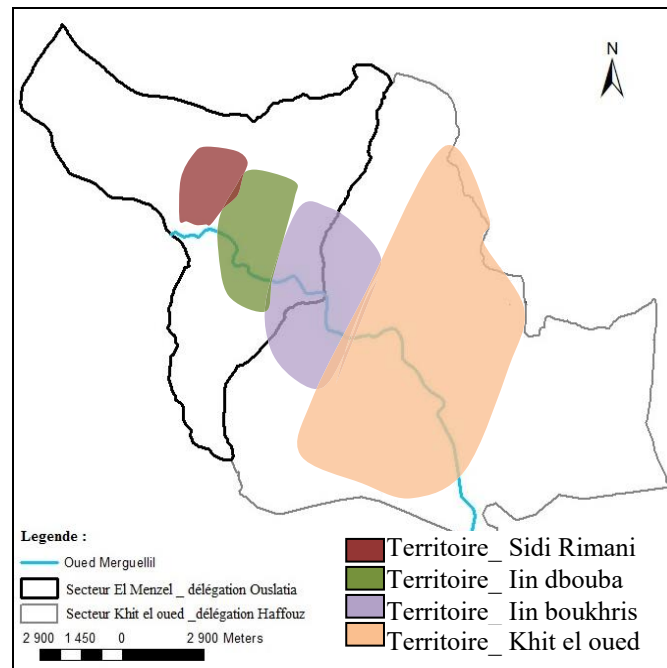


Figure 5. Localisation des quatre territoires de vie.

3.2. Diagnostic participatif territorial

Afin de comprendre le fonctionnement du territoire, notre diagnostic s'est d'abord basé sur la caractérisation de la spécificité de chaque territoire de vie notamment les usages des ressources naturelles et les relations sociales. Ces territoires de vie se sont construits sur des zones aux conditions géomorphologiques diverses. Les interactions entre ces territoires ont pu être identifiées. Ce diagnostic a mis en évidence la compétition par rapport à la ressource eau qui crée des conflits non seulement au sein des territoires mais aussi entre des territoires distincts. On observe ainsi des conflits entre les agriculteurs du territoire In Dbouba et ceux de In Boukhris par rapport à l'eau surtout pendant la période sèche où le pompage d'eau augmente et l'écoulement de l'oued de Merguellil diminue. Le conflit majeur est observé entre les agriculteurs de In Dbouba et ceux de Sidi Rimani qui ont bloqué la totalité de l'eau de surface par une digue. Aux dires d'acteurs, ceci a créé à un moment un niveau de tension

tellement critique qu'il a nécessité l'intervention de la force publique pour calmer le conflit. Suite à cela un tour d'eau a été imposé par l'administration. Les échanges du territoire de Khit el Oued avec les autres territoires sont limités à des échanges de fumier et de main d'œuvre.

Parmi ces quatre territoires de vie, nous avons choisi de focaliser notre étude sur celui de Khit el Oued. La caractérisation et la hiérarchisation des enjeux spécifiques de ce territoire de vie ont été effectuées avec les acteurs locaux. Lors de cette étape, nous avons visité les zones menacées par l'érosion avec les acteurs concernés (Figure 6). Les enjeux prioritaires d'action identifiés par les acteurs locaux sont la création de routes pour avoir accès aux parcelles et la protection contre l'érosion hydrique qui a causé de grands dégâts au niveau des parcelles. La Figure 7 montre la localisation et la classification de ces enjeux à dire d'acteurs : Figure 7(a) par rapport à l'érosion et Figure 7(b) par rapport au manque d'infrastructure routière.



Figure 6. Photographies des observations participatives avec les agriculteurs locaux sur le terrain.

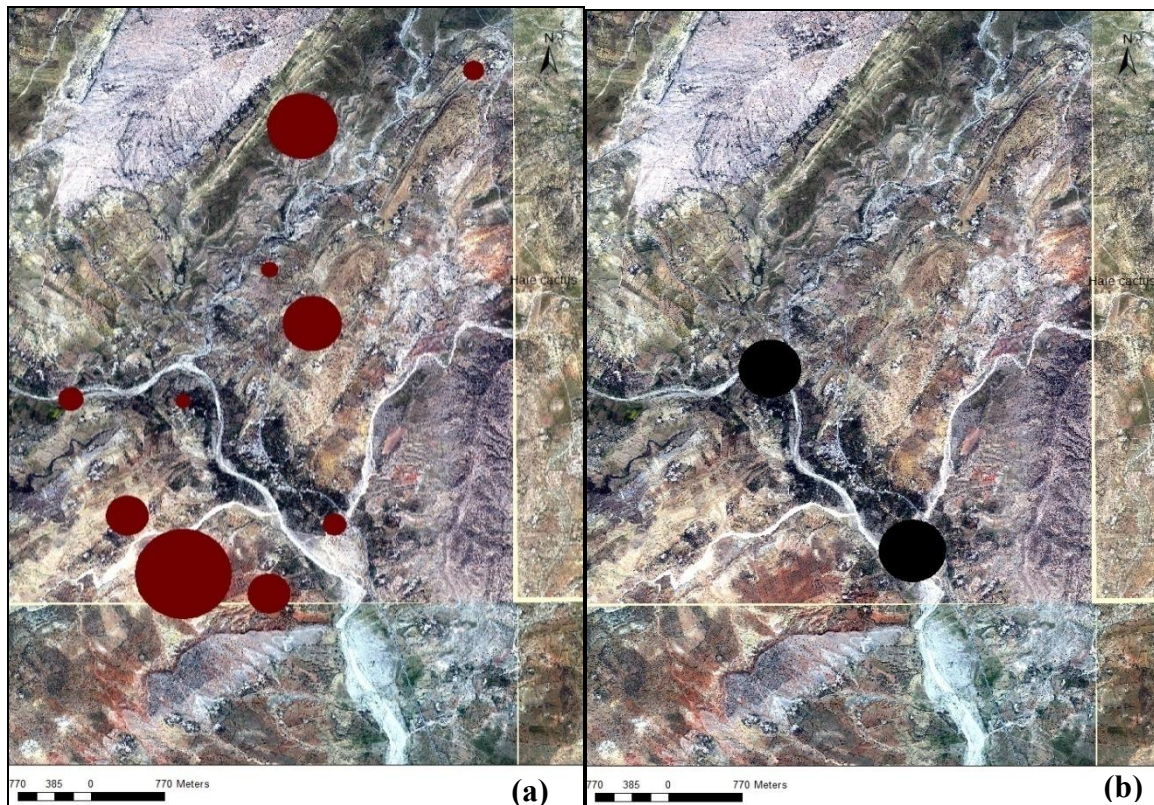


Figure 7. Localisation et hiérarchisation des problèmes (a) d'érosion et (b) d'infrastructure routière.

Quatre grandes familles vivent sur le territoire de "Khit el Oued". Une cartographie participative avec les acteurs locaux a été réalisée afin de mieux comprendre leur répartition sur le territoire (Figure 8). Lors des entretiens, les agriculteurs locaux ont mis en évidence un lien entre la distribution sociale et la distribution des cultures. Seules deux familles ont accès à des eaux souterraines pour l'irrigation, ce qui a créé une concurrence pour la ressource en eau et par conséquent des conflits entre elles. Les deux autres familles vivent dans des zones non irriguées. Pour une meilleure compréhension de la réalité locale, un modèle conceptuel de territoire a été réalisé en se basant sur les résultats des enquêtes avec les agriculteurs locaux (Figure 9). Cette figure permet de mieux comprendre la répartition spatiale des systèmes pluviaux, ainsi que la répartition des familles au niveau de leur territoire de vie.

En plus de ces quatre familles qui constituent les acteurs locaux, les parties prenantes identifiées sont les décideurs qui peuvent être locaux (CTV : Cellules Territoriales de Vulgarisation agricole), régionaux (CRDA : Commissariat Régional de Développement Agricole) ou nationaux (DGACTA : Direction Générale de l'Aménagement et de Conservation des Terres Agricoles, dépendant du Ministère de l'Agriculture).

Le diagnostic a aussi permis d'identifier que les interactions au sein du territoire sont les échanges d'eau et de fumiers entre les différents systèmes de cultures. La répartition spatiale des familles a conditionné les usages de la ressource eau. Les agriculteurs de la famille 3 achètent de l'eau de la famille 1 pour irriguer et ceci a causé un certain niveau de conflit. Les parcelles de la famille 1 sont soit irriguées à 100% soit bénéficient d'une irrigation complémentaire. Dans ce deuxième cas, les agriculteurs ramènent de l'eau par des citernes à leurs parcelles situées dans les zones pluviales où l'accès à la nappe n'est pas possible à cause de la profondeur. Notons que ceci cause des impacts supplémentaires de l'irrigation à cause du transport.

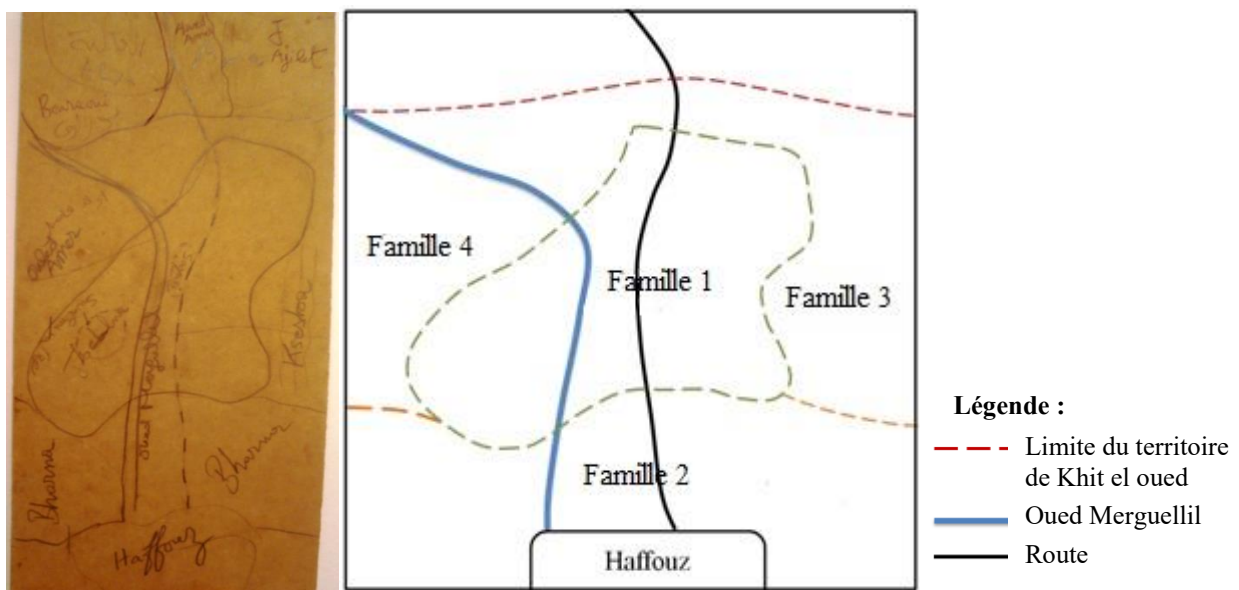
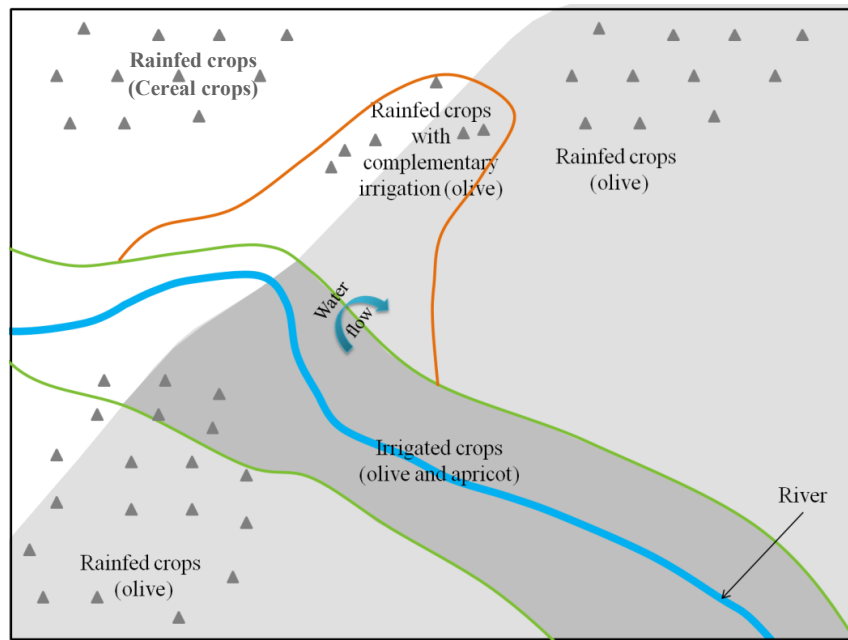
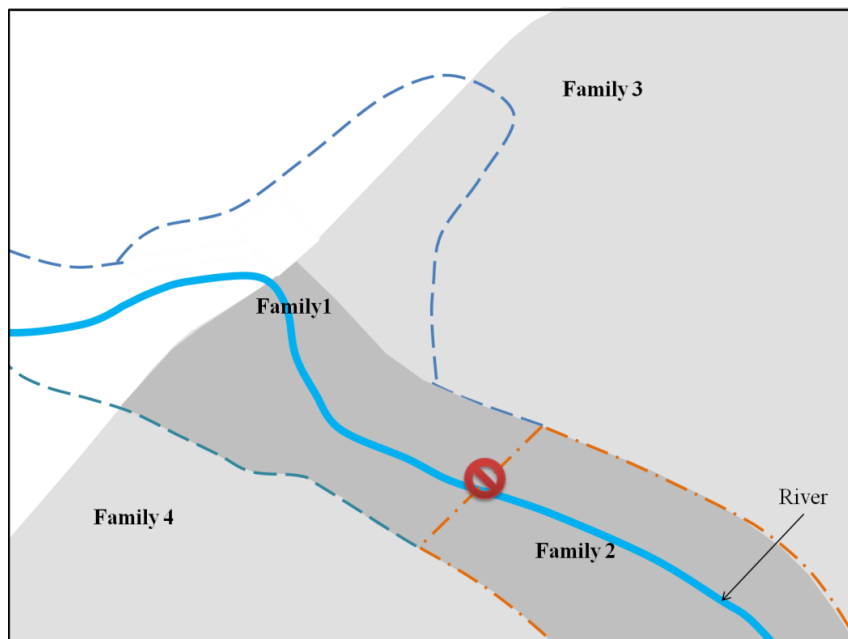


Figure 8. Cartographie participative de la répartition des familles dans le territoire de "Khit el Oued".



(a)



(b)

▲ : Localisation des banquettes,  : Conflit entre les familles,
 : Pompage d'eau souterraine,  : Nappe d'eau très profonde.

Figure 9. Modèle conceptuel du territoire de la vie basé sur les entretiens avec les agriculteurs locaux : (a) répartition des systèmes de culture, (b) répartition sociale.

La caractérisation de la dynamique du territoire a été effectuée lors des entretiens. D'après cette analyse diachronique menée à l'échelle du territoire de vie de Khit el Oued, l'accès à la nappe profonde a entraîné l'extension des terres irriguées et la conversion des systèmes

d'oliviers en pluvial en systèmes irrigués. La Figure 10 montre l'évolution des superficies des terres irriguées dans les trente dernières années. Au cours de cette période, il y a eu une expansion de la culture d'abricotier "Chachi", consommatrice en eau, cultivée en monoculture ou en intercalaire.

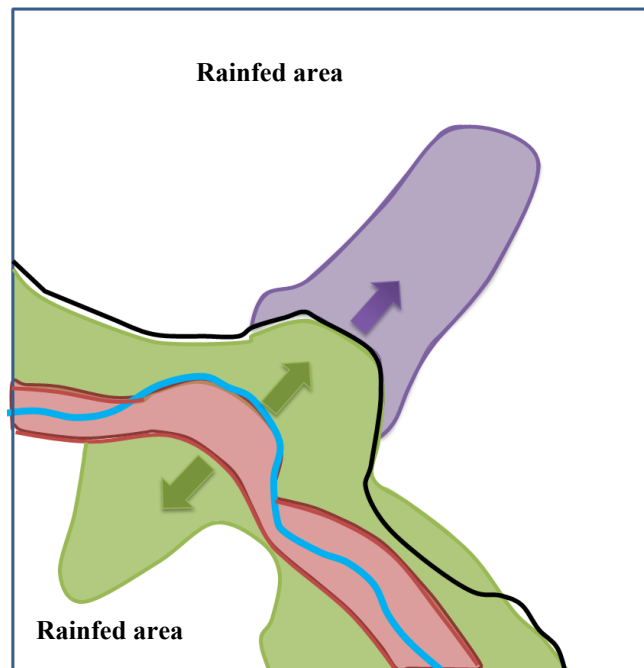


Figure 10. Schéma conceptuel de la dynamique de territoire. En rouge, zone irriguée initiale, en vert extension à partir des années 80 et en violet, à partir des années 2013-2014.

3.3. Analyse des systèmes de culture

3.3.1. Typologie des systèmes de culture

Sur la base du diagnostic participatif, deux catégories principales de cultures ont été identifiées : les cultures irriguées et les cultures pluviales. Deux cultures sont irriguées : l'olivier et l'abricotier. Au cours du diagnostic, la typologie des systèmes de culture a été construite en utilisant les critères suivants : irrigués / non irrigués, productivité du système de culture et présence / absence des banquettes dans la parcelle.

L'accès à l'eau et la disponibilité de l'eau pour l'irrigation ont influencé la décision de gestion des agriculteurs (choix des cultures et des pratiques agricoles). Les agriculteurs locaux ont classé les systèmes de culture en trois groupes : les systèmes irrigués produisant un revenu élevé (associé aux abricotiers), les systèmes irrigués produisant un revenu moyen (uniquement les oliviers) et les systèmes de cultures pluviaux produisant de faibles revenus. Les systèmes de cultures pluviaux occupent la plupart des terres. A partir des trois groupes

identifiés par rapport au niveau de revenu, sept types de systèmes de culture (six types de systèmes de culture pérennes et un système de culture céréalière pluviale) ont été identifiés :

- IO : Olivier Irrigué
- IA : Abricotier Irrigué
- IOA : Olivier et Abricotier Irrigués
- ROCI : Olivier Pluvial (Rainfed) avec Irrigation Complémentaire
- RO : Olivier Pluvial avec labour
- ORSL : Olivier Pluvial Sans Labour
- RC : Céréaliculture pluviale.

Parmi eux, les deux systèmes de culture, "olivier sans labour" et "céréaliculture pluviale", n'ont pas été pris en compte dans les évaluations environnementales car aucun intrant (irrigation, fertilisants, pesticides) n'y est utilisé et les impacts sur l'environnement peuvent être considérés comme négligeables (le seul impact est celui de l'occupation du sol). Ainsi, il n'est pas fait référence à ces systèmes dans la suite de ce chapitre.

Les banquettes ont des effets sur certaines pratiques agricoles : elles augmentent le temps de labour et affectent la technique d'irrigation utilisée (par exemple, l'agriculteur ne peut pas installer de système d'irrigation goutte à goutte dans une parcelle aménagée avec des banquettes). Pour prendre en compte cet effet, les systèmes retenus ont été étudiés en configuration avec et sans banquettes, donnant un total de 10 types de systèmes de culture à évaluer.

3.3.2. Modélisation des systèmes de culture avec les agriculteurs locaux

Afin de comprendre comment les agriculteurs locaux perçoivent le fonctionnement de leurs systèmes de culture, un modèle conceptuel de ces systèmes a été réalisé avec eux lors d'entretiens. La Figure 11 illustre ce modèle en indiquant les différentes pratiques agricoles ainsi que les intrants, les émissions et les charges environnementales associés. Les agriculteurs perçoivent des impacts environnementaux de leurs pratiques agricoles (cases grises dans la Figure 11) : ils identifient la consommation d'énergie (diesel) par émission de CO₂ lors de la combustion de carburant et le rôle des banquettes. Pour eux les banquettes sont aussi responsables d'impacts environnementaux, négatifs du fait de la perte de sol fertile lors de la construction de la partie talus des banquettes et / ou positifs du fait de la réduction de l'érosion des sols. La Figure 11 montre aussi que les agriculteurs séparent les intrants de leur système de culture entre ce qui vient de leur territoire et ce qui vient de l'extérieur.

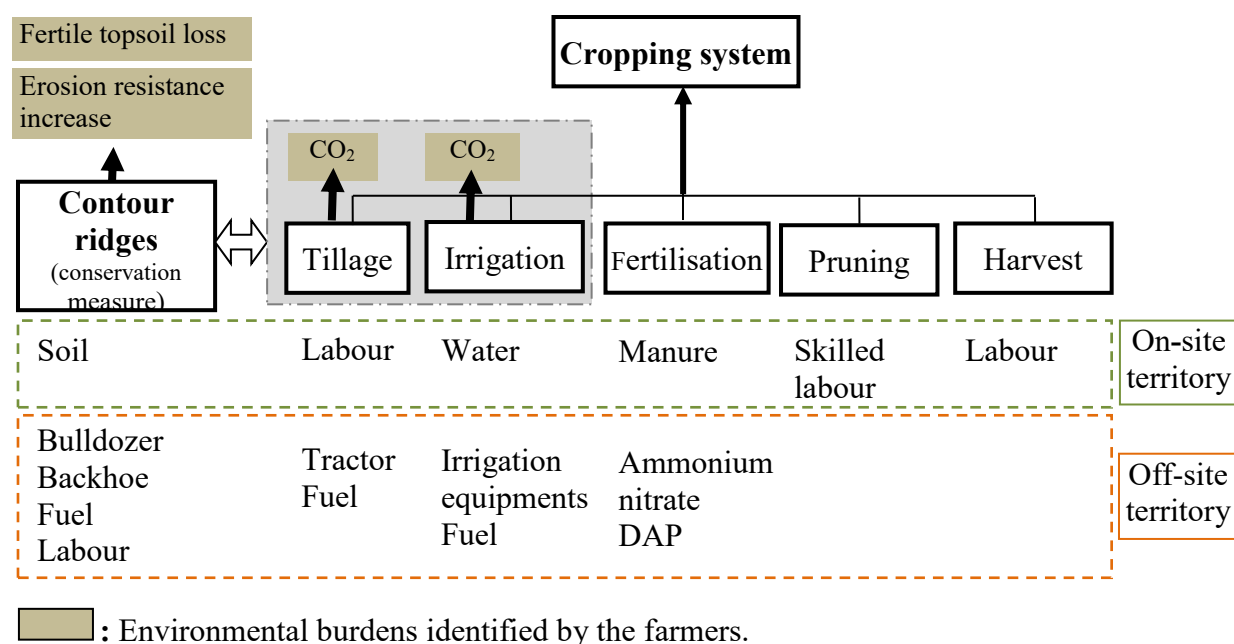


Figure 11. Modèle conceptuel de système de culture basé sur des entretiens avec des agriculteurs locaux.

3.3.3. Données collectées

Le Tableau 2 détaille les données de terrain collectées pour caractériser tout le cycle de vie de la culture y compris les stades non productifs. Deux d'entre elles, le rendement et le revenu net, ont fait l'objet d'une triangulation, décrite dans la partie suivante.

Tableau 2. Principales caractéristiques des systèmes de culture sans banquettes. OI : Olivier irrigué, IA : Abricotier irrigué, IOA : Olivier et abricotier irrigués, RO : Olivier pluvial, ROCI : Olivier pluvial avec irrigation complémentaire.

	IO	IA	IOA	ROCI	RO
Main characteristics					
Crops	Olive	Apricot	Olive and apricot	Olive	Olive
Cultural management	Irrigated	Irrigated	Irrigated	Rainfed with complementary irrigation	Rainfed
Density (number of trees/ha)	123	204	51 (Olive), 150 (Apricot)	80	50
Water resource access	Ground water	Ground water	Groundwater	Bought water tanks	-
Tillage (number/year)	1	2	2	2	2
Irrigation	Furrow irrigation	Furrow irrigation	Furrow irrigation	Furrow irrigation	-
Fertilisation	Mineral + organic	Mineral + organic	Mineral + organic	Organic	-
Pruning	Manual	Manual	Manual	Manual	Manual
Disease control	-	-	-	-	-
Harvest method	Manual	Manual	Manual	Manual	Manual
Lifespan (years)	60-80	20-25	60-80 (Olive) 20-25 (Apricot)	60-80	60-80
Establishment + production initiation (years)	10	5	10 (Olive) 5 (Apricot)	10	10
Productive stage (years)	70	15 - 20	70 (Olive) 15-20 (Apricot)	70	70
Annual average yield (t/ha)	17	30	9t (olive) 23t (apricot)	8	3
Net profit (dinars/ha)	5156	47035	38396	3330	2220
Inputs					
Ammonium nitrate (kg/ha)	246	510	485	-	-
Diammonium Phosphate (DAP) (kg/ha)	246	0	102	-	-
Sheep manure (T/ha)	6	12	9	3	-

3.3.4. Triangulation des données des systèmes de cultures

Lors de la collecte des données, certaines informations ont été obtenues facilement à partir des observations de terrain ou d'entretiens simples, comme par exemple, la densité de plantation. D'autres informations telles que les rendements des cultures et les revenus de l'agriculteur ont été plus difficiles à obtenir et demandent une approche plus progressive et compréhensive. Le sujet de la pratique de l'irrigation est aussi délicat à aborder avec les agriculteurs car ils irriguent à partir des forages illicites. Une forte incertitude est alors attachée à ces données. Pour lever cette incertitude un processus de triangulation a été mis en place. Le cas du rendement de la culture d'abricotier est décrit ici à titre d'exemple. La Figure 12 montre les valeurs de rendement d'abricots obtenues à partir de différentes sources et en utilisant différentes méthodes. Les valeurs collectées lors des entretiens individuels sont associées à une grande variabilité (valeurs comprises entre 100 et 350 kg/arbre) et même, au cours de la première étape d'entretiens individuels, des agriculteurs ont indiqué des valeurs différentes au cours des entretiens successifs. Réunis au sein du focus groupe, tous les agriculteurs ont accepté et validé un rendement de 300 kg d'abricots par arbre alors que les experts ou les données présentes dans la littérature indiquent une plage de 100 à 150 kg/arbre. Une mesure au champ a indiqué un rendement de 60 kg/arbre.

Afin de choisir une valeur consolidée, des scores de confiance ont été attribués par les différents acteurs en fonction de l'origine de la donnée et d'une grille de critères (cf. Figure 13) au cours d'un atelier réunissant les différents acteurs et des experts. Le choix de scores s'est fait de manière consensuelle. Un faible score (1/3) a été attribué aux valeurs données par les agriculteurs lors des entretiens individuels. Les valeurs données par les experts et celles de la littérature scientifique ont été associées à un score moyen car c'est un rendement potentiel régional, non représentatif de la réalité locale. Pour la valeur de rendement mesurée au champ, un score de confiance faible de 1/3 a été attribué : les agriculteurs n'ont pas recommandé cette valeur de 60 kg/arbre car elle n'est pas représentative de la zone et représente une chute de production liée à des problèmes météorologiques ponctuels.

Finalement, les agriculteurs et les experts locaux se sont mis d'accord sur une valeur de 150 kg d'abricot par arbre d'où la valeur du score maximum (3/3) qui a été attribué à cette valeur. Le processus de triangulation a ainsi été achevé. Face aux experts, les agriculteurs ont reconnu que la valeur sur laquelle ils s'étaient mis d'accord lors du groupe de discussion (300 kg / arbre) était le rendement maximal possible qu'ils pouvaient observer.

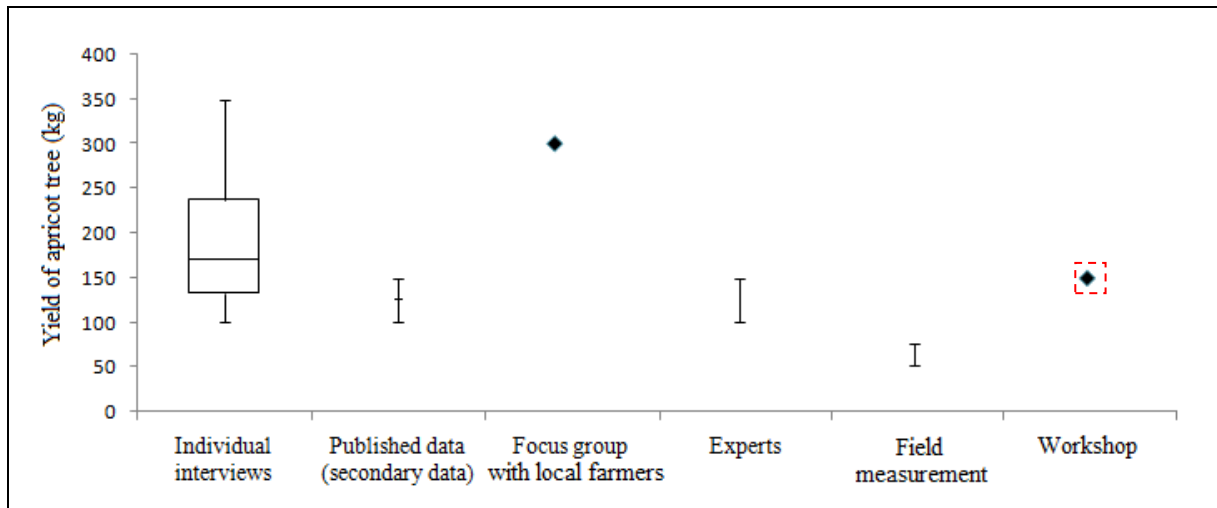


Figure 12. Les valeurs de rendement d'abricot obtenues à partir de différentes sources et différentes méthodes

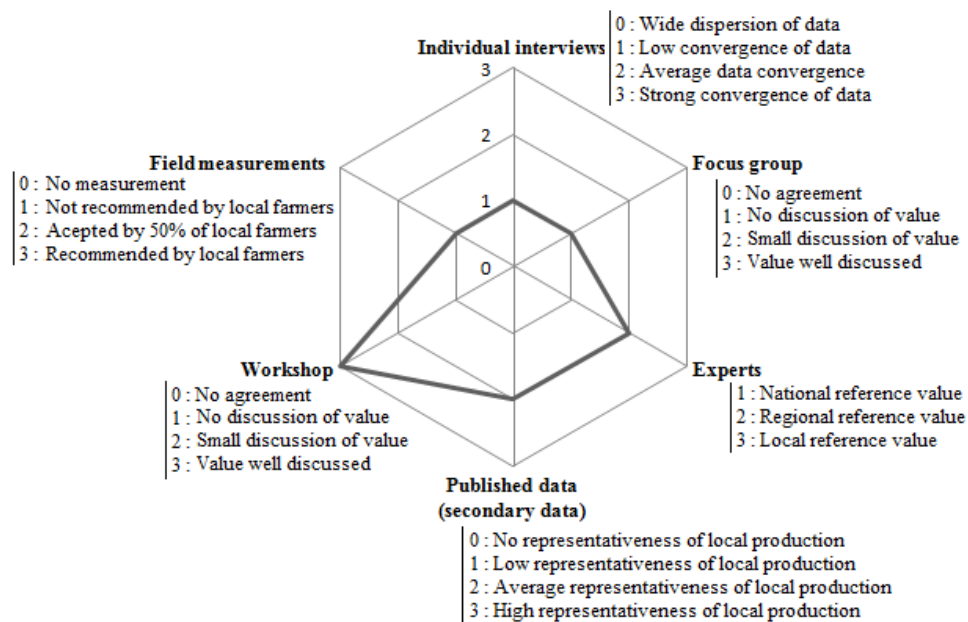


Figure 13. Score de confiance attribué aux valeurs de rendement en fonction de l'origine de la donnée.

4. Discussion

4.1. Mise en œuvre de la démarche sur terrain

Notre cas d'étude montre la faisabilité et l'applicabilité de notre démarche de diagnostic participatif territorial. Des conditions favorables pour une analyse participative du territoire avec les parties prenantes ont été créées en utilisant une approche itérative et progressive. C'est cette démarche qui a permis de créer des liens de confiance avec les acteurs locaux

permettant ainsi leur mobilisation lors des focus groupes et de l'atelier multi-acteurs et leur engagement dans un processus participatif.

Afin de réussir ce diagnostic, des éléments clés interviennent. Des compétences spécifiques de l'interviewer sont demandées pour la conduite des entretiens individuels et collectifs sur le terrain. D'une part, l'interviewer doit avoir la bonne posture dans les entretiens. Par exemple les entretiens individuels doivent être menés comme une discussion et les sujets d'intérêt doivent être abordés d'une manière indirecte ; il ne faut pas forcer la discussion sur un sujet particulier. Lors des entretiens collectifs, il faut engager tous les participants à la discussion et s'il y a un agriculteur timide, il faut savoir comment l'intégrer sinon il risque de se désengager du processus. D'autre part, la conduite de l'entretien doit être faite en toute neutralité c'est-à-dire que l'interviewer ne doit pas influencer les résultats du diagnostic. Pour cette raison, il est important de former les experts qui vont réaliser les entretiens sur terrain.

Notre approche est basée sur une démarche itérative qui demande plusieurs passages sur terrain afin de collecter des données complètes, fiables et représentatives. La fiabilité des données est améliorée grâce au processus de triangulation itérative. L'exemple de données sur le rendement des abricotiers montre que les données collectées lors des entretiens individuels sont associées à une forte incertitude. La triangulation de cette donnée, à partir des différentes sources et méthodes a permis d'avoir une valeur consensuelle représentative du territoire.

La modélisation conceptuelle du territoire est un outil approprié qui permet de comprendre le fonctionnement du territoire et d'identifier ses principales composantes. Le modèle conceptuel est réalisé sur la base d'entretiens auprès des agriculteurs locaux et d'outils participatifs. En particulier, la cartographie participative permet d'identifier les principales composantes du territoire d'après les agriculteurs et permet ainsi de simplifier la représentation de la réalité locale.

4.2. Résultats du diagnostic participatif territorial

Notre diagnostic participatif territorial a permis d'identifier que les acteurs locaux étaient assemblés par familles. La répartition des agriculteurs en familles a permis la diversité sociale au sein du territoire. Cette répartition nous a permis par la suite de considérer toutes les perceptions des acteurs locaux afin de caractériser le territoire, ses limites et ses fonctions. Le choix de répartir les acteurs par familles a été fait avec la population locale. Ce choix dépend des objectifs de l'étude. Notre objectif étant le diagnostic et l'évaluation, notre intérêt s'est

porté sur les usages des ressources naturelles et sur les pratiques agricoles. La répartition en familles correspondait bien à cet objectif car elle permet d'expliquer les interactions entre acteurs, les échanges de services et aussi le partage de la ressource eau. Ainsi, afin de légitimer le processus auprès de toutes les parties prenantes locales, les focus groupes et l'atelier multi-acteurs ont intégré un représentant par famille.

Le choix de ces représentants est un élément très important pour garantir la réussite des différents ateliers. Ces représentants doivent être des personnes qui ont le savoir-faire en agriculture, ouverts pour discuter avec les autres et qui ont un poids (place, respect) au sein de leur groupe puisqu'on les considère aussi comme des intermédiaires. D'autre part, le choix des représentants doit être fait avec précaution puisque nous avons identifié des conflits entre familles. Pour cela, nous avons sélectionné des personnes au caractère rationnel, qui ne vont pas profiter de ces ateliers pour régler leurs problèmes. Notre approche a été bien acceptée par les différentes parties prenantes en termes de crédibilité du processus (neutralité, transparence, légitimité, acceptation et engagement des différentes parties prenantes) (Braiki et al., 2018). Elle a fourni un cadre favorable à la prise de décision publique. Pour preuve, après l'atelier multi-acteurs, les acteurs ont proposé de créer un " comité territorial " comme forum d'interactions entre eux.

Concernant la typologie des systèmes de culture, elle s'est basée sur des facteurs définis avec les agriculteurs locaux. Ces facteurs doivent être partagés par toutes les familles et refléter leur compréhension des systèmes. Deux systèmes de culture, le système olivier pluvial sans labour et le système céréaliier, ont été jugés comme ayant des impacts environnementaux négligeables car ils n'utilisent pas d'intrants et ne seront pas évalués par ACV. Cependant, ces deux systèmes seront étudiés pour évaluer l'impact sur la dégradation de la qualité du sol par érosion (Chapitre 4).

Concernant les aménagements de conservation des eaux et des sols, on a identifié que les banquettes sont un type d'aménagement très répandu dans notre territoire. L'investissement fourni par l'état pour l'installation de ces banquettes est très important et génère aussi des impacts environnementaux. Ces banquettes sont mises en places dans les parcelles. La modélisation conceptuelle des systèmes de culture, en se basant sur l'entretien avec les agriculteurs, montre que les banquettes ont un effet sur les pratiques agricoles associées (le labour, l'irrigation,...). Pour cela, on a aussi choisi d'évaluer, dans les prochaines étapes, les impacts des banquettes associés aux systèmes de culture.

5. Conclusion et perspectives

Notre approche de diagnostic participatif territorial a permis de mettre en évidence que le territoire de vie est l'échelle spatiale la plus pertinente pour les acteurs locaux qui considèrent que c'est l'échelle à considérer pour comprendre le milieu rural. Au sein de ces territoires de vie, nous avons identifiés que la structuration sociale se faisait autour des familles et nous avons bâti notre démarche en nous appuyant sur des représentants de ces familles.

Notre approche est une démarche progressive et itérative basée sur la participation des acteurs locaux au processus de diagnostic. Cette démarche a permis d'établir un lien de confiance avec les acteurs locaux. En identifiant une structuration sociale autour des familles, des représentants ont pu être identifiés et intégrés à différents groupes d'échange. Ceci a permis la mobilisation de tous les acteurs et la mise en place d'une réflexion collective malgré l'existence de conflits importants sur le territoire.

En s'appuyant sur des outils participatifs, nous avons construit des modèles conceptuels à différentes échelles (territoire, territoire de vie, systèmes de culture), partagés par tous. Il a également été possible de définir de manière consensuelle une typologie des systèmes de culture et de collecter des données représentatives du territoire pour chacun de ces systèmes. La phase de triangulation mise en place sur un croisement à la fois des sources de données et des méthodes de collecte, a permis de valider ces données collectivement.

Cette démarche qui renforce le rôle des acteurs permettra à terme de définir et de hiérarchiser les plans d'action dans le cadre d'un développement local durable. Elle fournit ainsi un cadre préliminaire pour la mise en place d'une politique publique concertée basé sur l'intégration des acteurs locaux dans le projet territoire.

Notre démarche a également été guidée par le choix de réaliser une évaluation environnementale par ACV. Cela a impacté le choix des données collectées. A l'inverse, le diagnostic a aidé à réfléchir à comment bâtir nos ACV et modéliser nos systèmes. Enfin, il sera nécessaire d'intégrer les résultats des ACV afin de les discuter avec toutes les parties prenantes et proposer des solutions collectives lors de la phase de concertation. Ce couplage entre l'approche participative et les différentes étapes d'ACV fait l'objet du chapitre suivant.

Bibliographie

- Braiki H., Burte J., Imache A., Hassenforder E., Habaieb H., Bouarfa S., 2018. Expérimenter la concertation : une clé pour des politiques environnementales plus efficaces ? Une démarche multi-acteurs innovante en Tunisie centrale. *CahAgric.* 27, 15003. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017064>
- Burte J., 2015. Note de travail : Territoire de vie : Espace de vie / Territoire. Cirad-Agritrop.
- Burte J., 2016. Diagnostic Rapide Participatif Systémique Guide pratique. Cirad-Agritrop. 19.
- Bush T., 2012. Authenticity in Research: Reliability, Validity and triangulation, in: Briggs, A., Coleman, M., Morrison, M. (eds), *Research Methods in Educational Leadership and Management*, 3rd ed. SAGE Publications Ltd, London, pp. 75-89.
- Caron P., Valette E., Wassenaar T., Papazian V., 2017. *Living Territories to Transform the World*. Éditions Quæ, p.277. ISBN: 978-2-7592-2731-0
- Dear M. Wolch J., 2014. The power of geography : How territory shapes social life. Routledge library editions : Social and cultural geography, p. 393.
- Decrop A., 1999. Triangulation in qualitative research tourism. *Tourism management.* 20, 157-161. https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=en&user=eSWLHKAAAAAJ&citation_for_view=eSWLHKAAAAAJ:u5HHmVD_uO8C
- Lambert S.D., Loiselle C.G., 2008. Combining individual interviews and focus groups to enhance data richness. *Journal of Advanced Nursing.* 62, 228-237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2648.2007.04559.x>
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2014. "Implementation of an Adapted LCA Framework to Environmental Assessment of a Territory: Important Learning Points from a French Mediterranean Case Study." *Journal of Cleaner Production.* 18, 17–29.
- Mathe S., 2014. Integrating participatory approaches into social life cycle assessment: The SLCA participatory approach. *Int J Life Cycle Assess.* 19, 1506–1514. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0758-6>
- O'Hara P., 2009. Renforcement de la participation des parties prenantes aux programmes forestiers nationaux : Des outils à l'usage des spécialistes. FAO, Rome.
- Piveteau V., Lardon S., 2002. Chorèmes et Diagnostics de Territoire : Une Expérience de Formation. *Mappemonde.* 68, 1–6.

Chapitre 3. Proposition d'un cadre méthodologique d'aide à la décision publique pour la gestion d'un territoire rural

Sommaire

1. Introduction	44
2. Matériels et méthodes.....	44
2.1. Cadre d'application de l'ACV pour l'évaluation systèmes de culture dans le cadre d'une approche territoriale	44
2.2. Méthodologie d'approche participative	46
2.3. Cadre méthodologique de couplage de l'approche participative et la méthode de l'analyse de cycle de vie	46
3. Résultats	49
3.1. Evaluation des impacts sur les aires de protection.....	49
3.2. Contribution des indicateurs d'impact midpoint.....	53
3.3. Evaluation et comparaison des impacts environnementaux des systèmes de culture à partir des indicateurs midpoint sélectionnés	55
4. Discussion	62
4.1. Données collectées	62
4.2. Fiabilité des données d'inventaire	62
4.3. Interprétation des résultats d'ACV	64
4.4. Intérêt de notre approche.....	64
5. Conclusion et perspectives	65
Bibliographie.....	67

1. Introduction

Ce chapitre 3 concerne l'évaluation des impacts environnementaux des activités agricoles dans le cadre des territoires semi-arides, en se basant sur notre cas d'étude du territoire de Khit el Oued, au sein du bassin versant amont du Merguellil. Le chapitre précédent décrit la démarche de diagnostic territorial participatif en indiquant que cette démarche est liée au processus d'ACV. Dans ce chapitre, nous décrivons le cadre méthodologique que nous avons construit pour le couplage des deux approches : l'approche participative et l'approche de l'analyse de cycle de vie. Ce cadre est développé particulièrement pour le contexte des pays en développement avec deux objectifs : 1) permettre d'effectuer des ACV malgré la rareté des données et la diversité des petits systèmes agricoles ; 2) intégrer les parties prenantes dans le processus d'évaluation environnementale et faciliter la discussion des résultats. Il est attendu que les deux méthodes se nourrissent mutuellement, pour aboutir à des solutions durables optimales pour la gestion d'un territoire rural.

Les principales avancées de ce chapitre ont fait l'objet d'un article intitulé "A framework for coupling a participatory approach and Life Cycle Assessment for public decision-making in rural territory management", publié dans le journal « Sciences of the Total Environment » (Jouini et al., 2019) et qui figure en Annexe A.

2. Matériel et méthodes

2.1. Cadre d'application de l'ACV pour l'évaluation des systèmes de culture dans le cadre d'une approche territoriale

Comme indiqué en introduction, l'ACV est basée sur quatre étapes : Définition de l'objectif et du champ de l'étude, inventaire du cycle de vie (LCI), évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA) et enfin interprétation (ISO 14040) (Rebitzer et al., 2004).

Pour mettre en œuvre l'ACV notre stratégie a été d'adapter le cadre conceptuel habituellement utilisé pour les approches territoriales (Loiseau et al., 2013 et 2014) et de définir un nouveau cadre pour l'évaluation des systèmes de culture au niveau territorial. Le principe de cette approche est développé ci-dessous. Un système de culture implique un ensemble d'activités sur un même site (on parlera de système de premier plan) qui prélèvent des ressources naturelles (eau, sol, ...) et génèrent des émissions qui conduisent à des impacts environnementaux à la fois au niveau local et global. Ces activités de premier plan sont liées à d'autres activités se déroulant hors-site (on parle de système d'arrière-plan), par exemple, la

production d'engrais minéraux ou la production de combustible. Ces activités d'arrière-plan génèrent aussi des impacts locaux et globaux (Larrey-Lassalle et al., 2017). Ces principes sont illustrés dans la Figure 14. Certains impacts peuvent être locaux et de premier plan (par exemple, la privation d'eau localement), globaux et de premier plan (par exemple, les changements climatiques dus aux émissions de combustion de carburant), locaux et d'arrière-plan (par exemple, l'écotoxicité due à la fabrication d'engrais), et enfin globaux et d'arrière-plan (par exemple, l'épuisement des ressources associé à la production d'énergie).

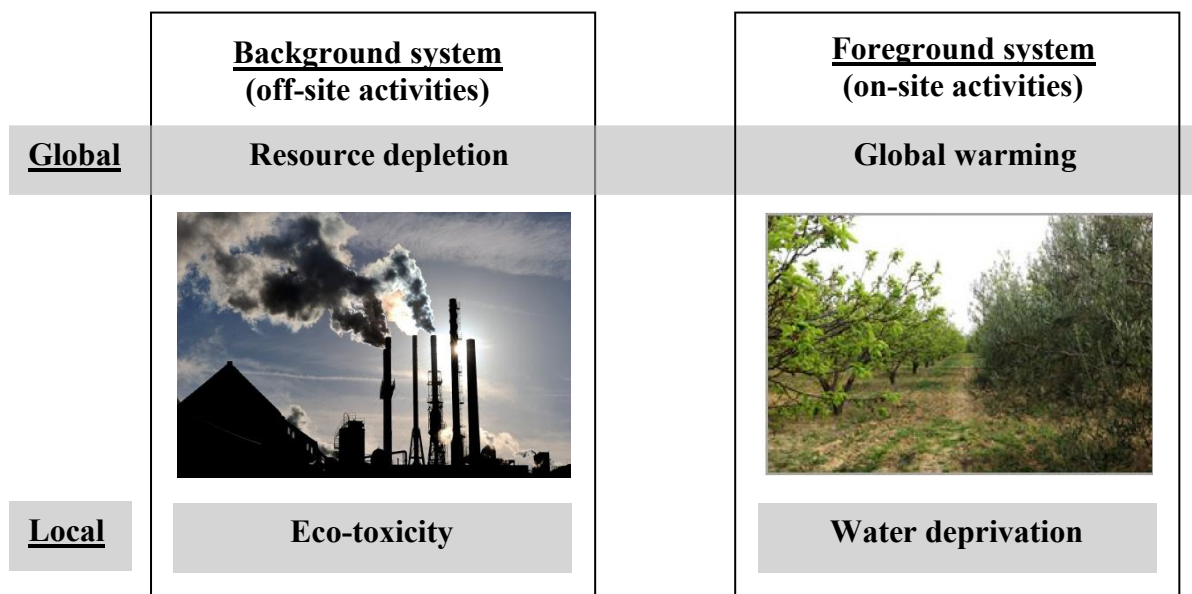


Figure 14. Impacts locaux et globaux des systèmes de premier plan (foreground) et d'arrière-plan (background) - adaptée de Larrey-Lassalle et al., 2017.

- La première étape "Définition de l'objectif et le champ de l'étude" consiste à définir les limites du système et de l'unité fonctionnelle qui représente le service rendu par le système. L'application de l'analyse du cycle de vie et le choix de l'unité fonctionnelle pour les systèmes de cultures pose plusieurs problèmes liés aux interactions des cultures entre elles au sein d'un même système. Nous avons suivi la recommandation de Goglio et al. (2017) de considérer chaque système de culture comme un système complet produisant différents produits. L'unité fonctionnelle peut être 1 hectare de terre utilisé ou une unité monétaire produite par le système de culture.

- Dans la deuxième étape "Inventaire de cycle de vie", nous avons choisi de modéliser nos systèmes de culture pérennes en ACV d'après les recommandations de Bessou et al. (2012). Il s'agit de s'appuyer sur une approche chronologique prenant en compte tout le cycle de vie de la culture, depuis la phase de pépinière jusqu'à la fin du cycle qui est l'arrachage des

arbres. Dans cette étape d'inventaire, les émissions des flux liés aux activités agricoles sont calculées. Ces calculs sont détaillés dans l'article (cf. Annexe A).

▪ La troisième étape consiste à calculer les impacts environnementaux potentiels. En ACV, les impacts sont calculés aux niveaux midpoint et endpoint. Différentes méthodes de calcul ont été développées en ACV. L'ACV a été réalisée à l'aide du logiciel Simapro 8.5 développé par Pré Consultants selon la procédure standard ISO 14044. La méthode ReCiPe 2016 (v1.02) a été choisie comme modèle de caractérisation des impacts midpoints et endpoints. Dans le ReCiPe 2016, la perspective hiérarchiste (H) a été choisie avec un horizon temporel de 100 ans, qui est basé sur un consensus scientifique quant au calendrier et à la plausibilité des mécanismes d'impact (Huijbregts, 2016).

2.2. Méthodologie d'approche participative

Les approches participatives peuvent être différenciées en fonction des niveaux d'implication des parties prenantes au processus d'évaluation (information, consultation, collaboration) (De Luca et al. 2017). Ici, le choix s'est porté sur les acteurs concernés par les résultats de l'étude. La classification et le choix des parties prenantes dépendent du contexte. Pour cela, l'approche participative s'est basée dans un premier temps sur un diagnostic participatif territorial.

La démarche et les outils de diagnostic participatif territorial sont détaillés dans le chapitre 2.

2.3. Cadre méthodologique de couplage de l'approche participative et la méthode de l'analyse de cycle de vie

Notre approche est basée sur l'implication des parties prenantes tout au long du processus d'évaluation du cycle de vie afin de renforcer leur rôle et leur volonté de participer et de collaborer au processus de prise de décision dans le contexte de la gestion du territoire rural et de la gouvernance des ressources naturelles.

La Figure 15 montre l'interdépendance entre le processus d'ACV et les étapes mises en œuvre dans notre approche participative. La première étape consiste à définir les limites du système en fonction de l'objectif et du champ de l'étude de l'ACV (étape L1) et à préparer le diagnostic territorial en utilisant l'approche de «territoire de vie», décrite dans le chapitre 2 (étape P1). Plusieurs outils ont ensuite été utilisés pour effectuer le diagnostic participatif territorial (étape P2), ce qui a permis de modéliser les systèmes de culture et de collecter des

données d'inventaire. Au cours de cette phase de diagnostic, les unités fonctionnelles (UFs) ont été définies avec les parties prenantes.

Dans l'étape P3, les données collectées ont été validées par un processus de triangulation itérative pour alimenter l'inventaire (L2). Pour faire face à la rareté des données, nous avons caractérisé chaque stade de culture en utilisant des valeurs annuelles moyennes. Dans l'étape d'inventaire (L2), le système de culture a également été modélisé en utilisant les principes d'ACV territoriale explicités plus haut. L'objectif était de montrer aux parties prenantes que les activités dans leur territoire pouvaient avoir des impacts environnementaux ailleurs que sur leur territoire.

L'étape P3 a été d'organiser des « focus groupes » pour consolider les données (phase de triangulation). Cette étape a été suivie par l'organisation d'ateliers pour chaque type d'acteurs (étape P4a). Lors de ces ateliers, le niveau de complexité de la perception des acteurs a été discuté. L'étape P4a a pour objectif de préparer l'atelier final dans lequel les résultats vont être discutés avec les différentes parties prenantes (étape P4b).

Pour l'évaluation de l'impact sur le cycle de vie (étape L3), les impacts ont été calculés séparément pour les systèmes d'arrière-plan et de premier plan.

Après avoir calculé les catégories d'impacts (midpoint et endpoint), il était particulièrement important d'adapter notre interprétation pour permettre aux parties prenantes de bien comprendre les résultats de l'ACV afin de pouvoir prendre les décisions appropriées. Nous avons d'abord présenté la contribution des activités d'arrière-plan et du premier plan aux trois aires de protection AoP (santé humaine, écosystèmes et ressources) pour mettre en évidence l'ampleur de chaque activité et attirer l'attention des différents acteurs. Ensuite, la contribution des indicateurs midpoint aux indicateurs endpoint a été calculée et les indicateurs midpoint les plus influents ont été sélectionnés pour poursuivre l'analyse. Enfin, les systèmes de culture ont été comparés pour chaque indicateur midpoint sélectionné, dans le but de présenter les contributions des activités de premier plan et d'arrière-plan.

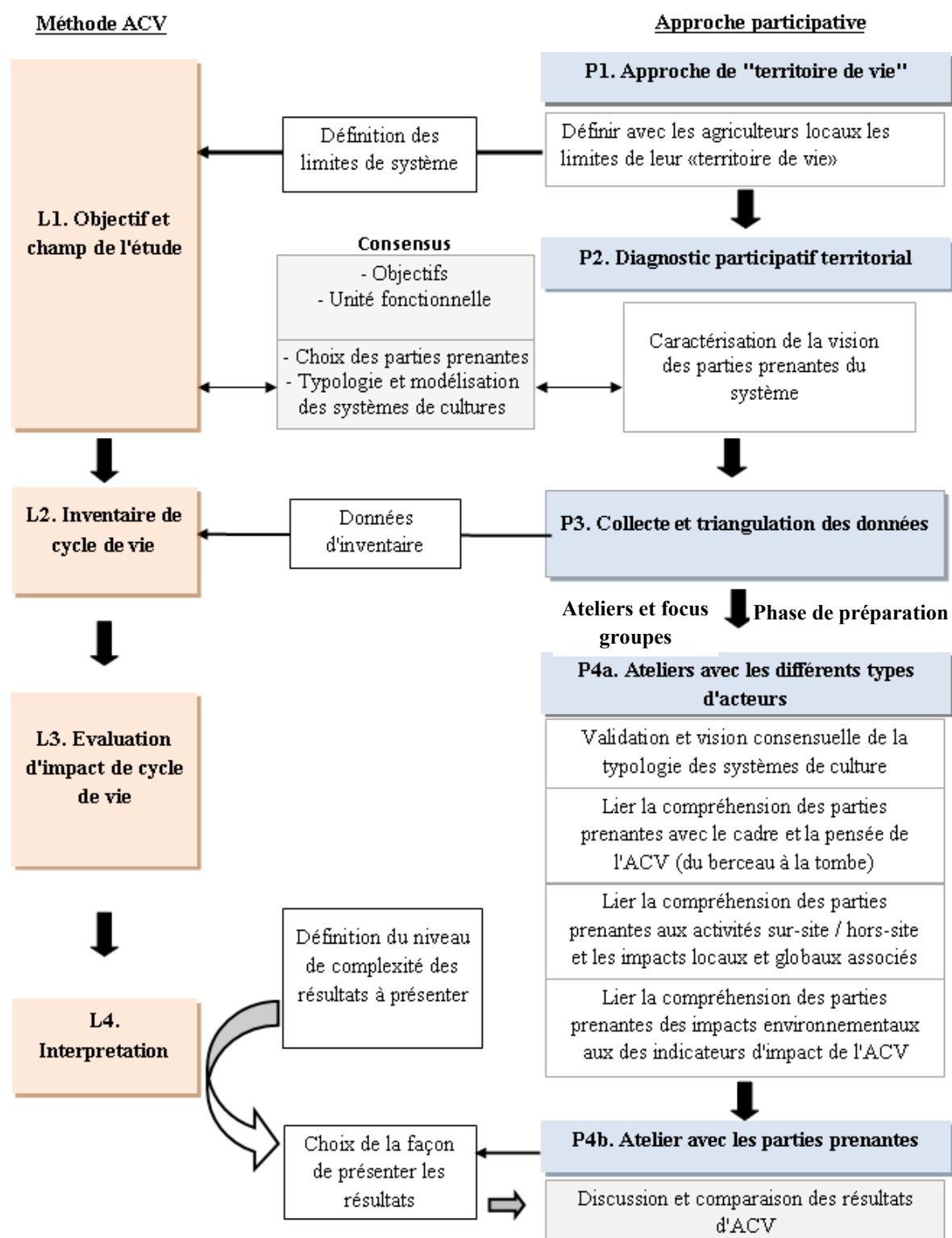


Figure 15. Cadre méthodologique proposé pour le couplage de l'approche participative avec la méthode de l'analyse de cycle de vie.

3. Résultats

Les résultats de l'approche participative ont fait l'objet de la partie précédente. Dans cette partie, nous présentons les résultats d'ACV obtenus grâce au couplage des deux méthodes.

L'objectif de ces ACV est d'établir l'impact des systèmes agricoles sur un territoire de vie, ici le territoire de Khit el Oued. Par système agricole, on entend l'ensemble des activités qui ont lieu sur les parcelles jusqu'à l'étape de récolte des produits et en incluant la production d'intrants. Le système est modélisé de manière à séparer les activités de premier plan de celles d'arrière-plan. Comme il a été expliqué dans le chapitre précédent, cinq systèmes de culture ont été considérés avec des configurations avec et sans banquettes :

IO : Olivier Irrigué

IA : Abricotier Irrigué

IOA : Olivier et Abricotier Irrigués

ROCI : Olivier Pluvial (Rainfed) avec Irrigation Complémentaire

RO : Olivier Pluvial avec labour

Pour définir l'unité fonctionnelle, les agriculteurs étaient plus intéressés par les revenus qu'ils tiraient de leurs activités agricoles alors que les décideurs avaient une perspective de gestion territoriale et s'intéressaient à l'impact de l'utilisation des terres. Deux UFs ont ainsi été considérées : une unité de superficie des terres (1hectare) et une unité monétaire (1dinar).

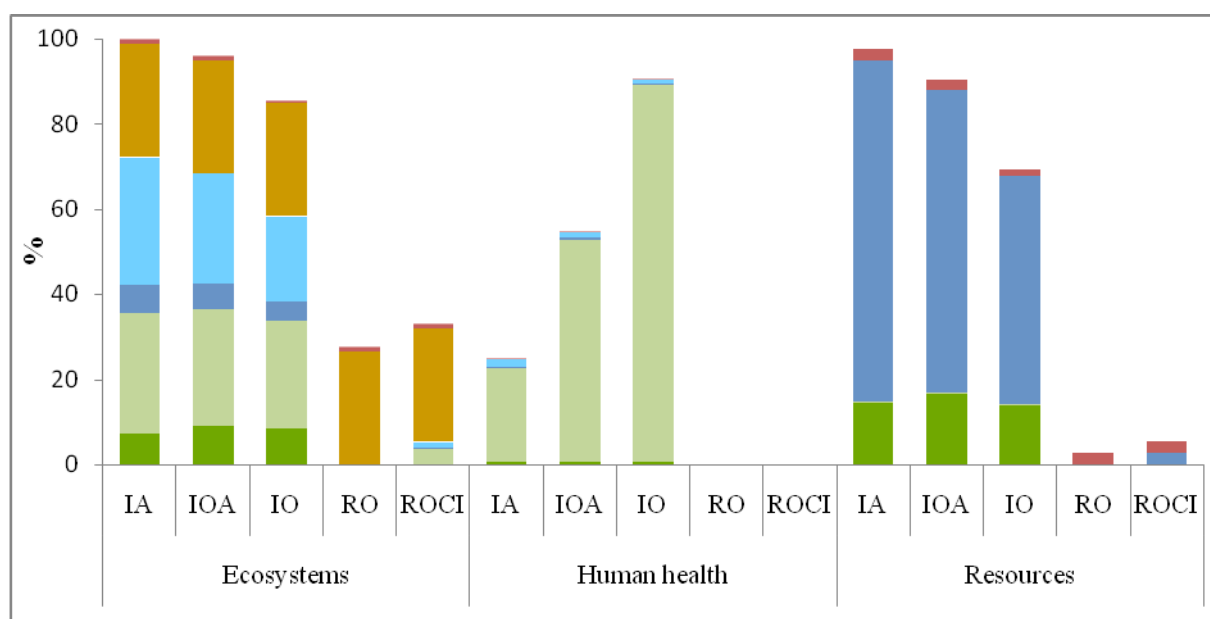
3.1. Evaluation des impacts sur les aires de protection

Dans les figures 16 et 17, on a comparé les impacts environnementaux des 5 systèmes de cultures au niveau endpoint en représentant la contribution de chaque pratique pour les systèmes de premier plan et d'arrière-plan. La Figure 16 donne les résultats pour l'UF 1 hectare et la Figure 17 pour l'UF 1 dinar. Les deux figures sont normalisées par rapport à l'impact maximum dans chaque aire de protection (AoP) : écosystèmes, santé humaine et ressources naturelles.

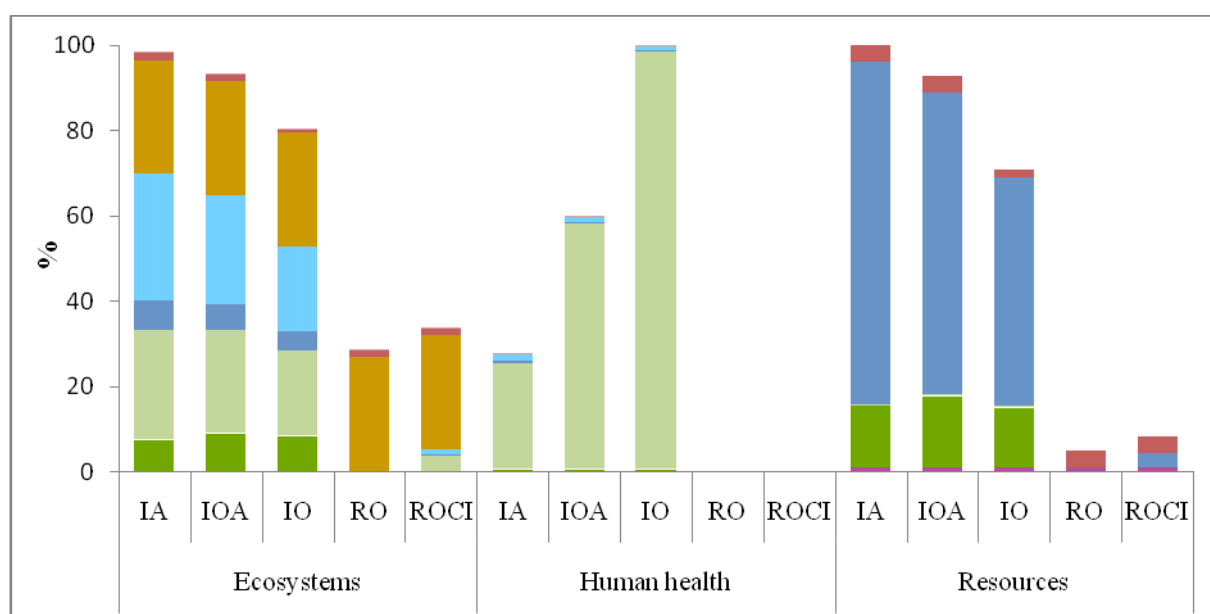
Pour les deux UF, on observe que les impacts sur les ressources sont liés aux systèmes d'arrière-plan de fertilisation et d'irrigation (dus à la production de diesel et des fertilisants minéraux). Dans la modélisation des impacts dans Recipe, l'impact de la consommation de la ressource eau n'est pas modélisé dans les impacts sur les ressources mais plutôt sur les deux autres aires de protection : la santé humaine et la qualité de l'écosystème. Les impacts sur la santé humaine sont principalement dus au système de fertilisation de premier plan, tandis que les facteurs les plus importants des impacts sur les écosystèmes sont l'occupation des sols,

l'irrigation et la fertilisation. Dans les systèmes pluviaux (RO et ROCI), les impacts majeurs sont obtenus sur l'AoP écosystème et sont principalement associés à l'occupation des sols. On remarque aussi, que les systèmes de culture associés aux banquettes ont des impacts légèrement supérieurs aux systèmes sans banquettes, indépendamment de l'unité fonctionnelle.

Ces figures montrent aussi que la performance environnementale des systèmes de culture dépend de l'unité fonctionnelle. Pour l'UF 1 hectare, les impacts environnementaux des systèmes pluviaux sont négligeables par rapport à ceux des systèmes irrigués. Pour l'UF 1 dinar, on a une prédominance du système olivier irrigué (IO) sur tous les indicateurs, avec et sans banquettes. Si on exclut ce système IO, les systèmes irrigués (IA et IOA) présentent des impacts du même ordre que les systèmes pluviaux (RO et ROCI) sur l'AoP Ressources. Par contre, sur l'AoP Ecosystème, les impacts des systèmes pluviaux sont beaucoup plus élevés que ceux des systèmes abricotier irrigué (IA) et olivier et abricotier irrigués (IOA).



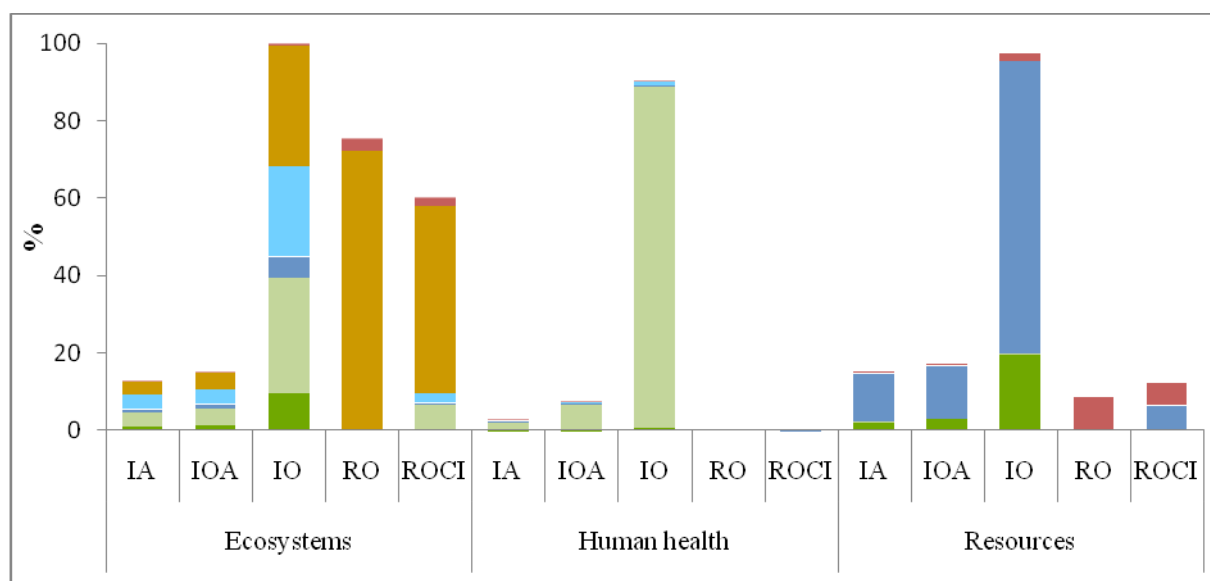
(a)



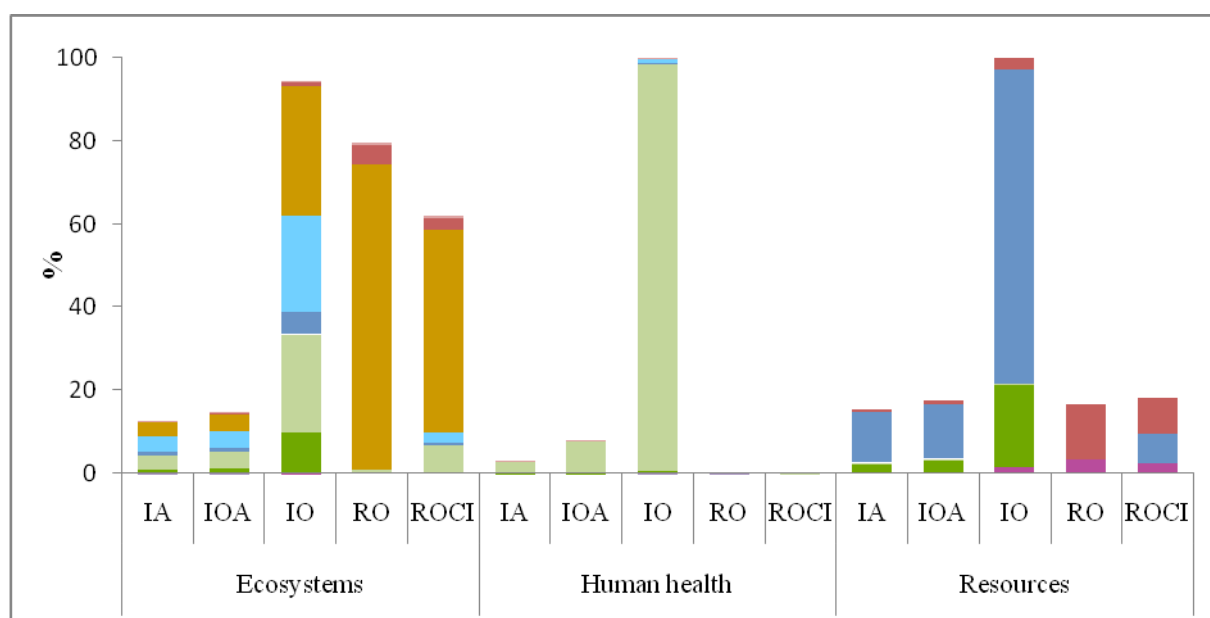
(b)

■ Tillage_foreground ■ Irrigation_foreground ■ Fertilisation_foreground ■ CR_foreground
■ Tillage_background ■ Irrigation_background ■ Fertilisation_background ■ CR_background
■ Land occupation

Figure 16. Contribution des pratiques agricoles sur les indicateurs d'impact endpoint pour l'UF 1 hectare pour les systèmes de cultures (a. scénario sans banquettes et b. scénario avec banquettes). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation.



(a)



(b)

■ Tillage_foreground ■ Irrigation_foreground ■ Fertilisation_foreground ■ CR_foreground
■ Tillage_background ■ Irrigation_background ■ Fertilisation_background ■ CR_background
■ Land occupation

Figure 17. Contribution des pratiques agricoles sur les indicateurs d'impact endpoint pour l'UF 1 dinar pour les systèmes de cultures (a. scénario sans banquettes et b. scénario avec banquettes). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation.

3.2. Contribution des indicateurs d'impact midpoint

Les résultats des contributions des indicateurs midpoint aux indicateurs endpoint pour chaque système de culture sont présentés dans la Figure 18. Parmi les 17 indicateurs midpoints fournis par la méthode Recipe, 8 indicateurs ont été sélectionnés pour leur contribution importante sur les AoP (impact supérieur à 15% de l'impact total de chaque AoP). L'indicateur "Land use" n'a pas été retenu. En effet, par rapport à l'UF 1ha, cet indicateur a la même valeur pour tous les systèmes, alors que pour l'UF 1dinar, l'indicateur reflète juste le rendement financier de la production (plus le système apporte du bénéfice et plus l'indicateur est faible). Les indicateurs sélectionnés sont présentés dans le Tableau 3 qui indique l'effet global ou local de chacun d'entre eux.

Tableau 3. Indicateurs midpoint sélectionnés

Midpoint indicators	Scale of impact	
	Global	Local
Water consumption		x
Human non-carcinogenic toxicity		x
Fossil resource scarcity	x	
Global warming	x	
Fine particulate matter formation		x
Terrestrial acidification		x
Freshwater acidification		x
Freshwater ecotoxicity		x

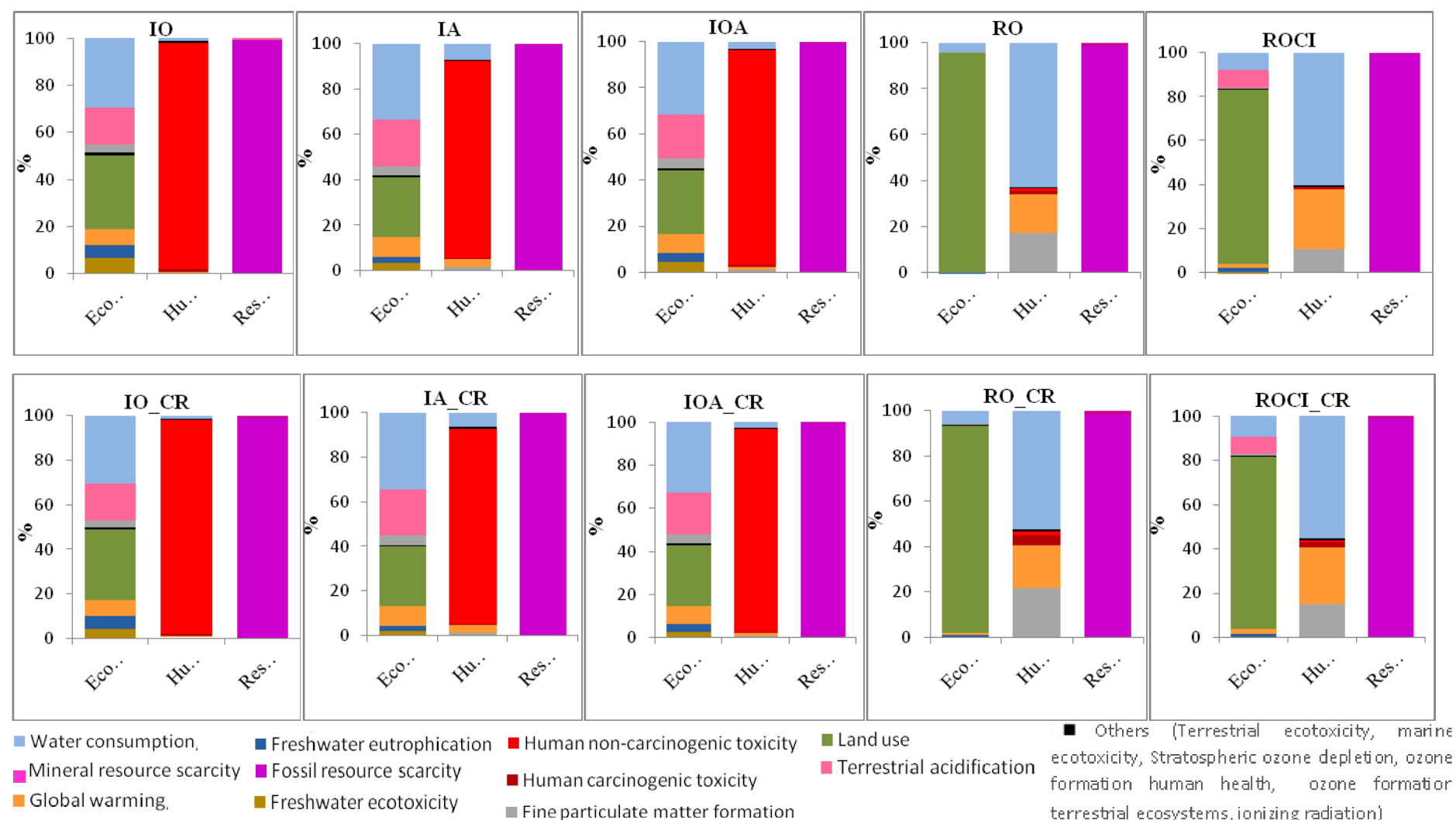
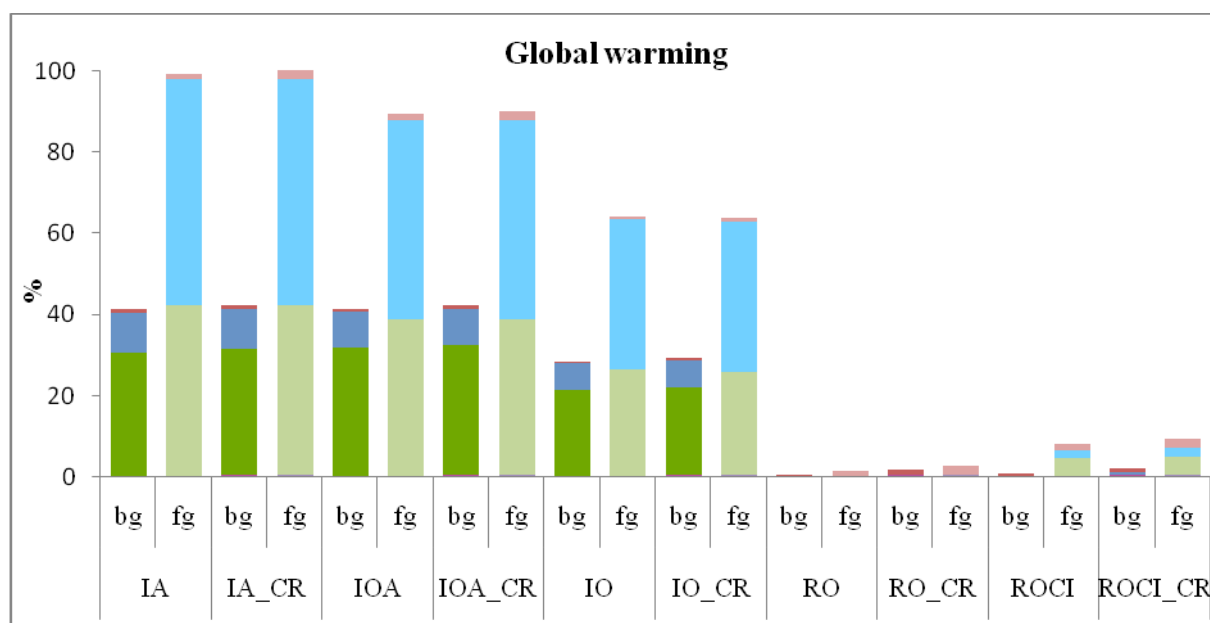
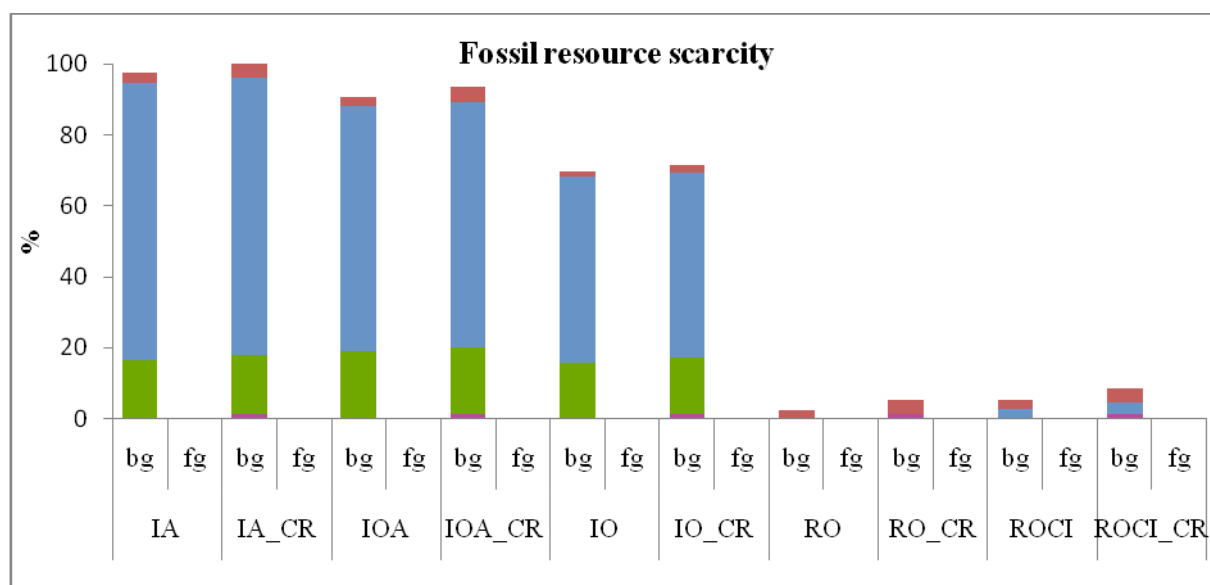
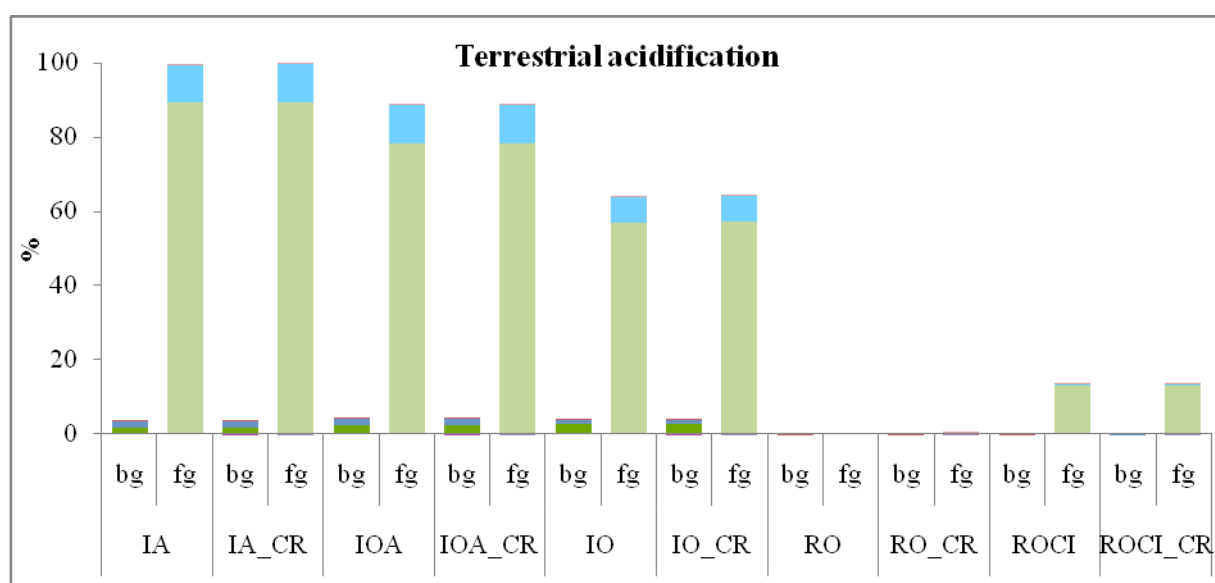
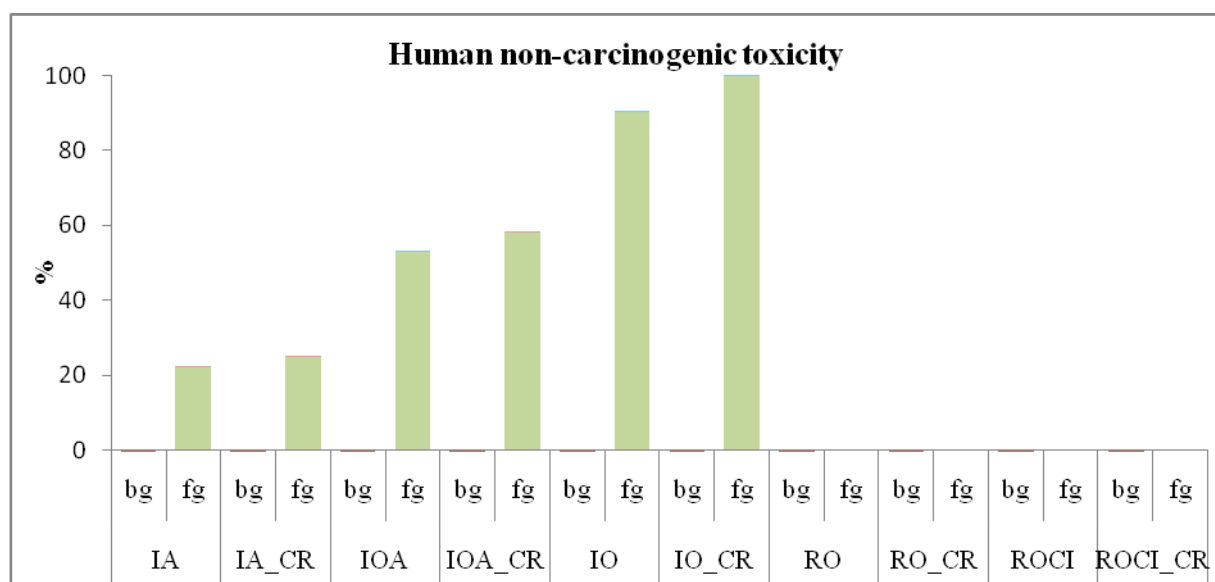
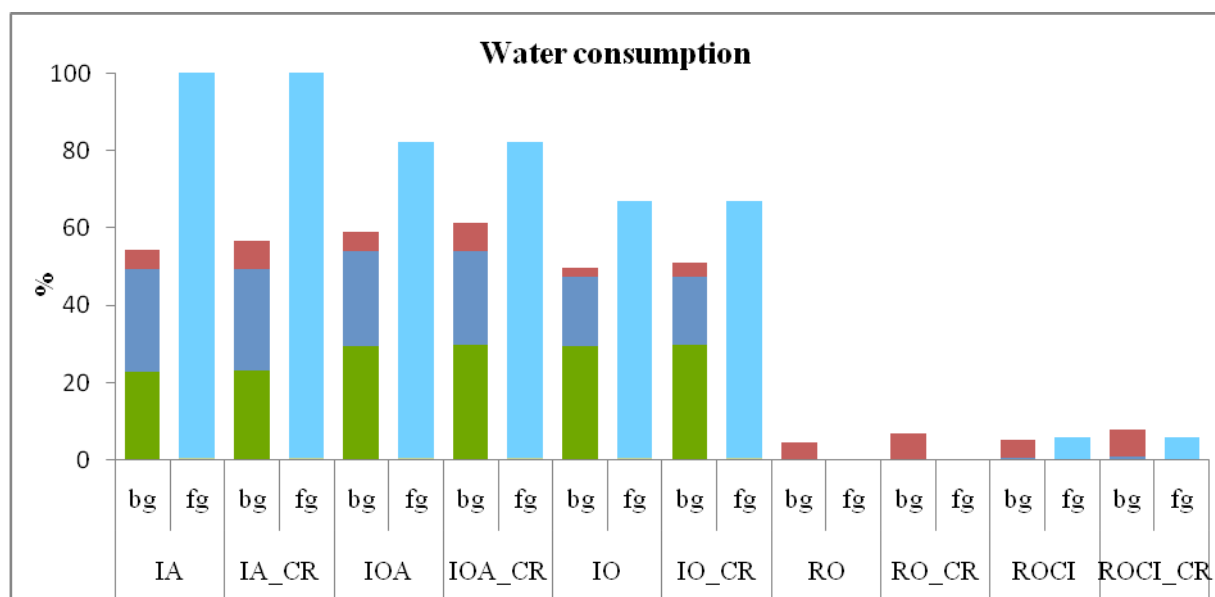


Figure 18. Contribution of midpoint impacts to the 3 Areas of Protection (Ecosys: Ecosystème; Huma: Santé humaine; Resour: Ressources). IA: Irrigated apricot, IOA: Irrigated olive & apricot, IO: Irrigated olive, RO: Rainfed olive, ROCI: Rainfed olive with complementary irrigation, _CR: cropping system with contour ridges

3.3. Evaluation et comparaison des impacts environnementaux des systèmes de culture à partir des indicateurs midpoint sélectionnés

Les Figures 19 et 20 illustrent la comparaison des systèmes de culture au niveau midpoint pour les deux UF (1 hectare et 1 dinar, respectivement). Ces deux figures font apparaître la contribution des activités agricoles (du premier plan et de l'arrière-plan) pour chaque système de culture et pour chacun des 8 indicateurs midpoint précédemment sélectionnés.





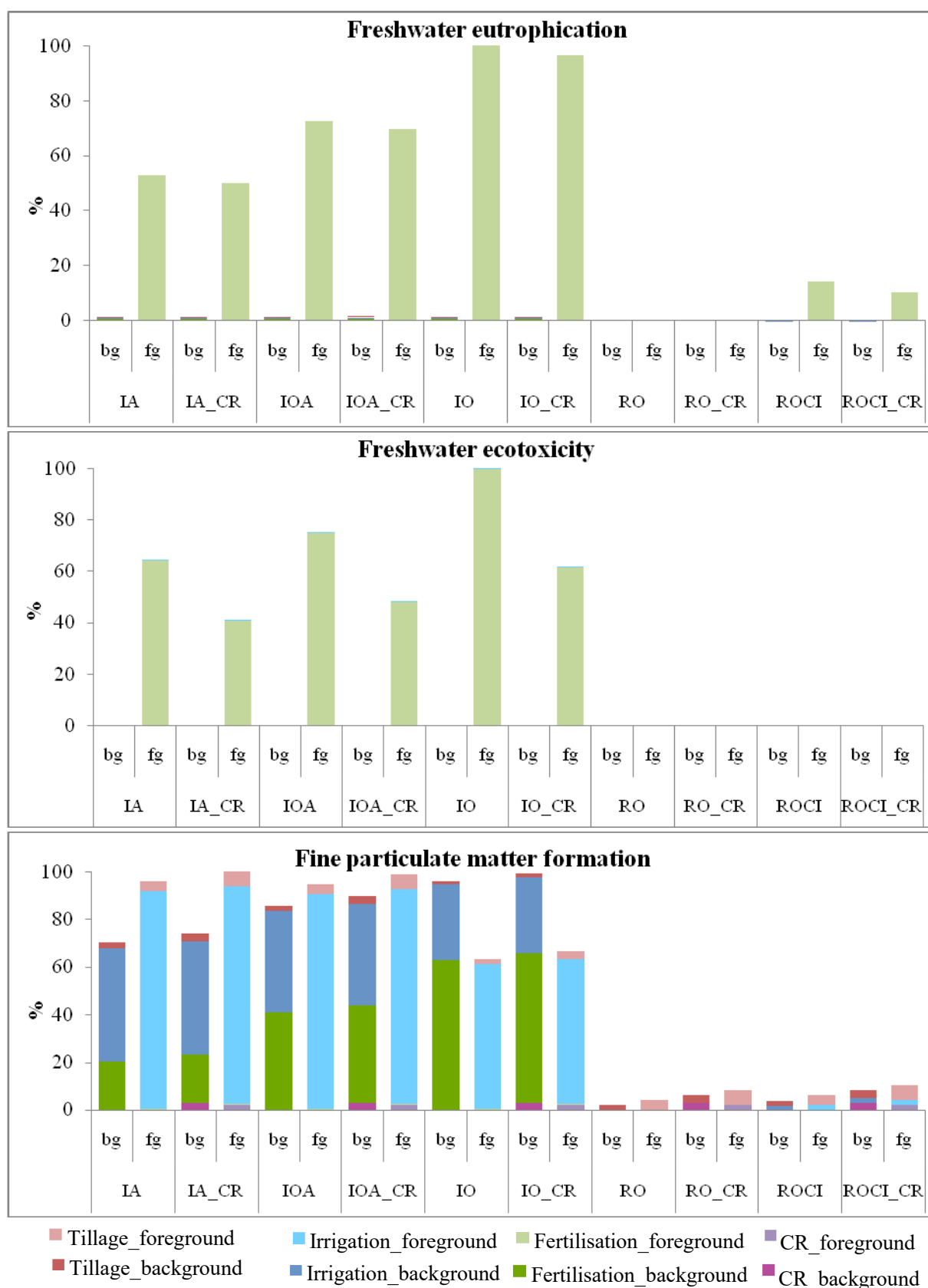
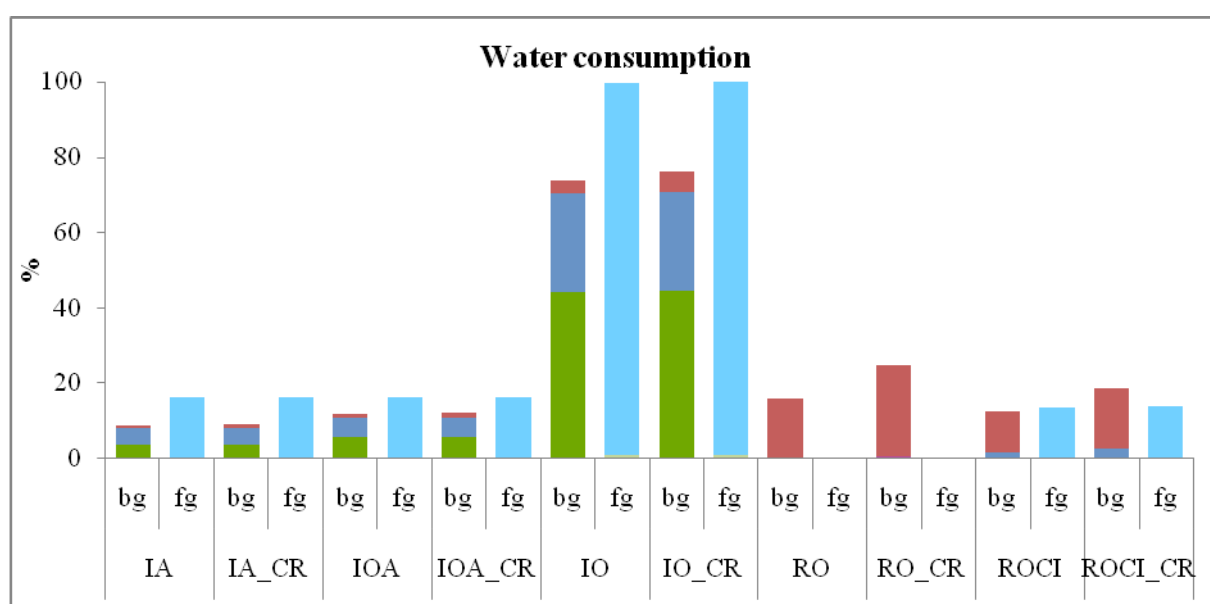
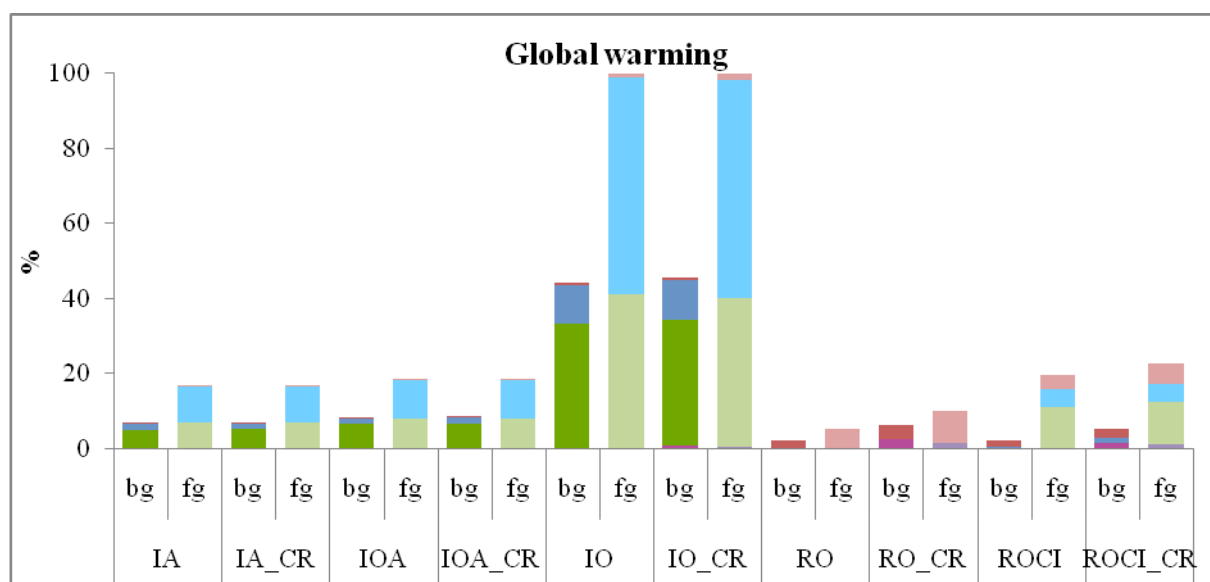
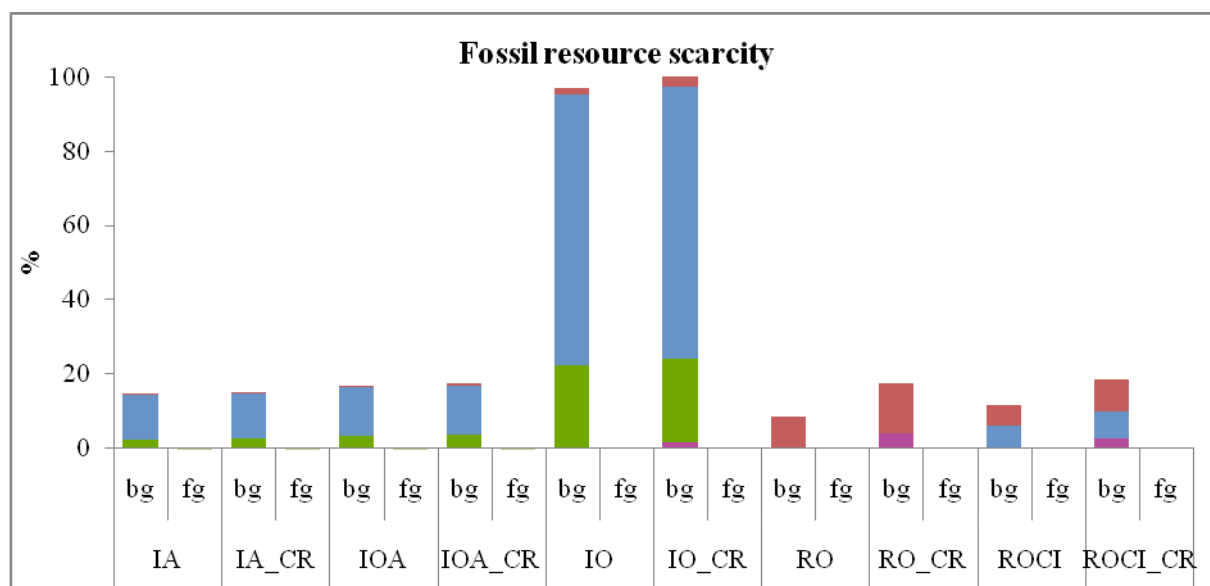
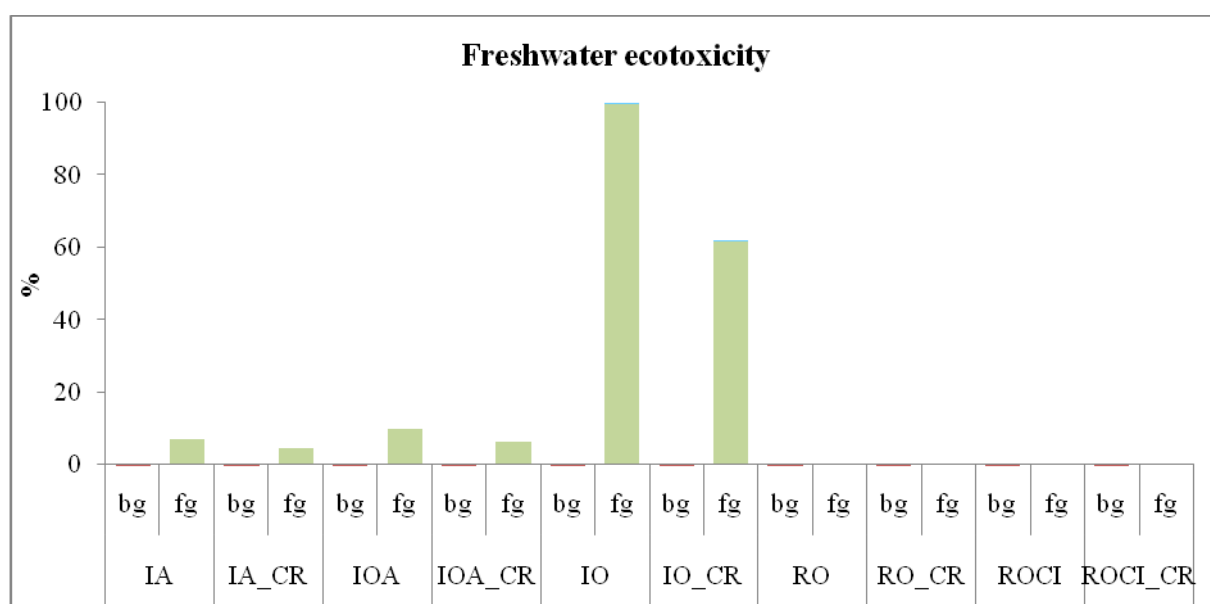
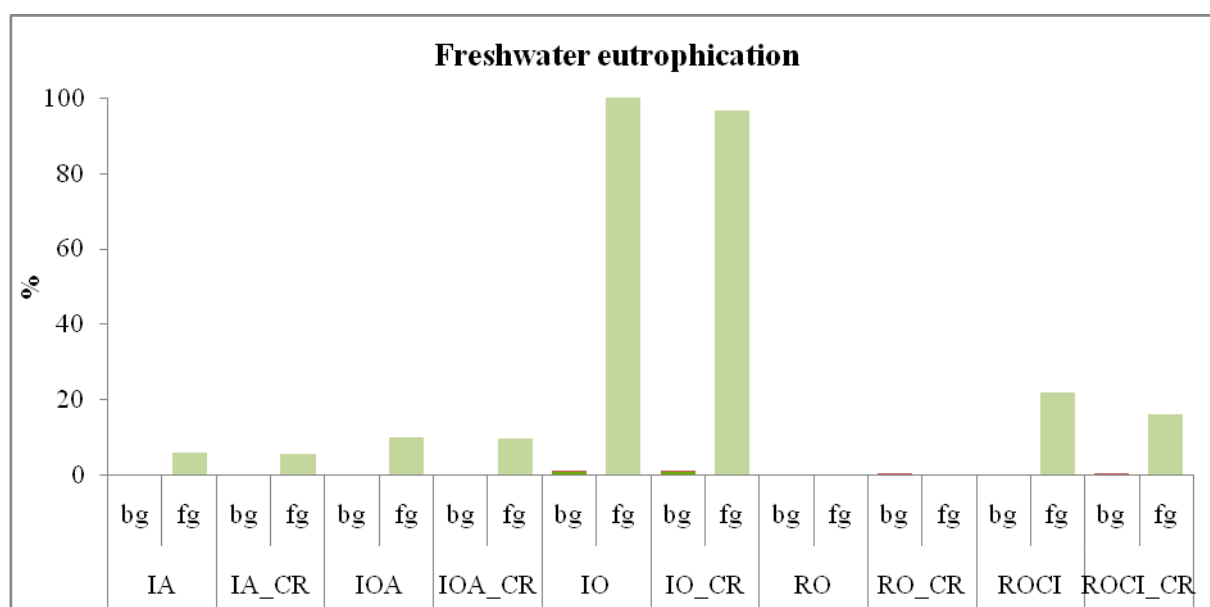
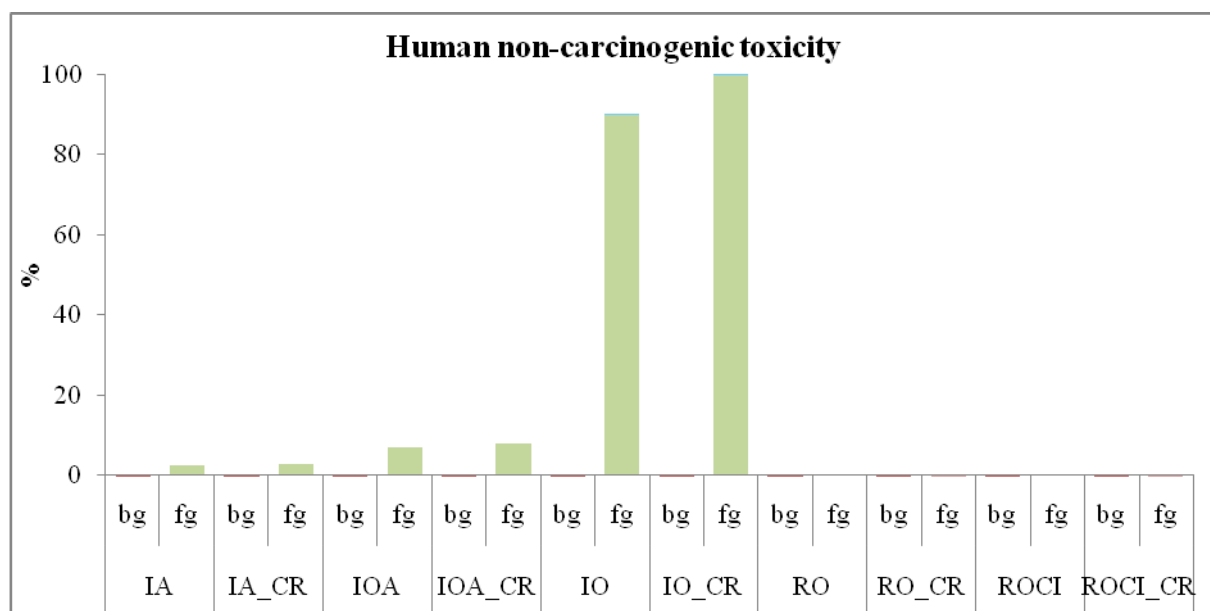


Figure 19. Comparaison des impacts de l'activité d'arrière-plan (bg) et de premier-plan (fg) du système de culture sur les indicateurs midpoint pour UF de 1 ha. Rouge: travail du sol, bleu: irrigation, vert: fertilisation, rose: Construction des banquettes. IA: Abricotiers irrigués, IOA: Oliviers et abricotiers irrigués, IO: Oliviers irrigués, RO: Oliviers pluviaux, ROCI: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire. _CR: systèmes de culture avec des banquettes.





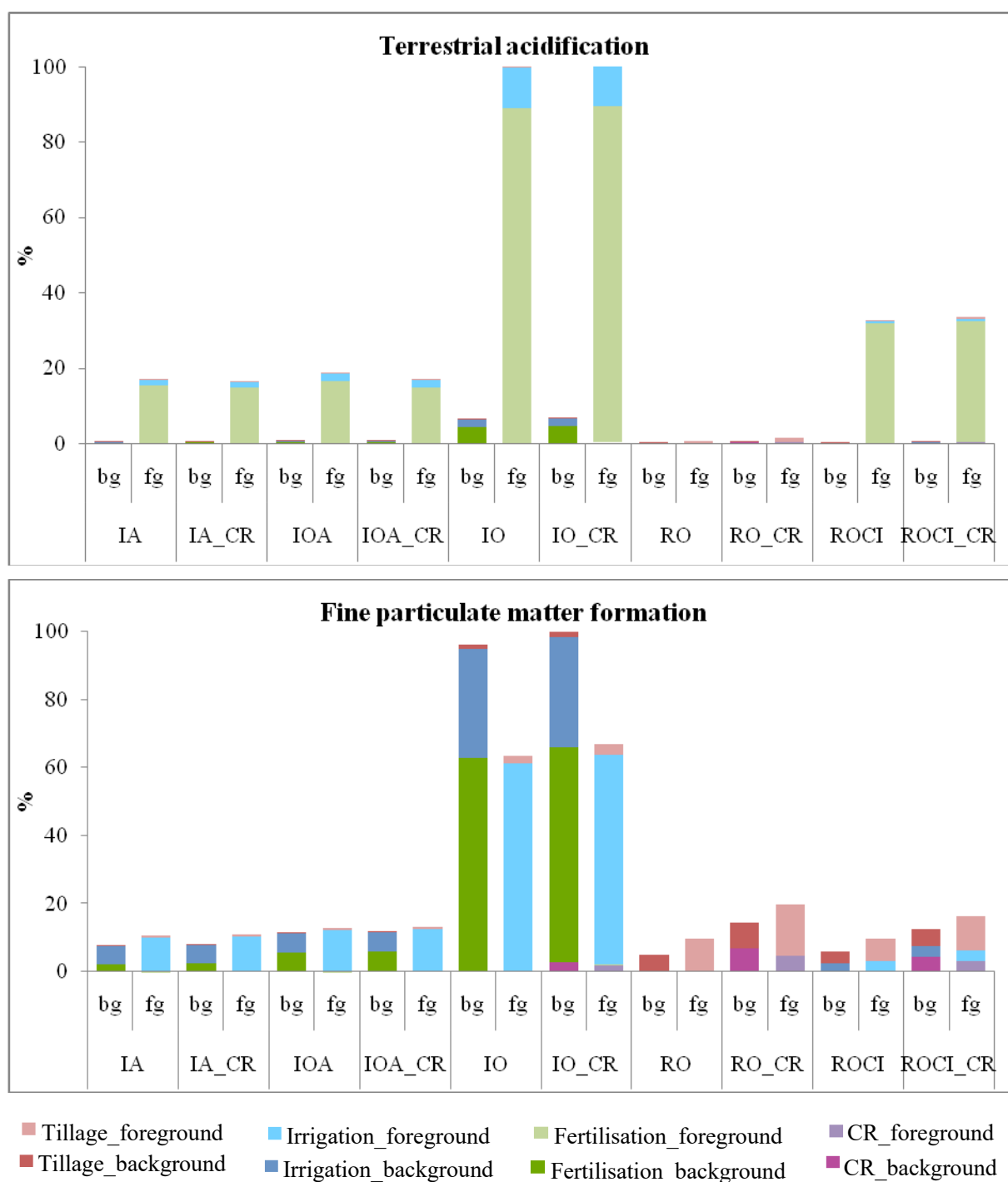


Figure 20. Comparaison des impacts de l'activité d'arrière-plan (bg) et de premier-plan (fg) du système de culture sur les indicateurs midpoint pour UF de 1 dinar. Rouge: travail du sol, bleu: irrigation, vert: fertilisation, rose: Construction des banquettes. IA: Abricotiers irrigués, IOA: Oliviers et abricotiers irrigués, IO: Oliviers irrigués, RO: Oliviers pluviaux, ROCI: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire. _CR: systèmes de culture avec des banquettes.

a) Impacts globaux

Les impacts globaux sont représentés par les indicateurs « changement climatique » et « épuisement des ressources fossiles ». La Figure 19 (UF 1 hectare) montre que les principaux contributeurs à l'impact de la rareté des ressources fossiles, concernent les systèmes irrigués et sont liées à l'irrigation (plus de 50%) et à la fertilisation (environ 20%) tandis que la contribution du labour sur l'impact total du système peut être considérée comme négligeable (moins de 10%). Les impacts sur le réchauffement climatique sont causés à la fois par des activités de premier plan et d'arrière-plan mais les activités de premier plan contribuent plus que les activités d'arrière-plan. Les impacts du premier plan sont dus aux émissions de la combustion du diesel et des fertilisants.

Sur la base de l'UF 1 dinar (Figure 20), le point remarquable est l'importance des impacts du système d'olivier irrigué (IO). Ce système est en effet consommateur d'intrants mais son rendement financier est beaucoup plus faible que celui des systèmes d'abricotier. Les impacts sont augmentés de manière inversement proportionnelle. Un résultat intéressant est observé pour le système de culture olivier pluvial avec irrigation complémentaire (ROCI) qui est caractérisé par des faibles intrants (Figure 20). Ce système présente un impact plus important que les systèmes irrigués intensifs (système abricotier irrigué, IA, et système olivier et abricotier irrigué, IOA) du fait que très peu de revenus sont générés par les cultures pluviales.

Pour les deux UF, on observe une faible augmentation d'impact dans le scénario avec banquettes. Cette augmentation est essentiellement due à l'augmentation d'utilisation de machines lors du labour dans le cas des banquettes dans la parcelle. Les impacts de la construction des banquettes ont été calculés mais ils sont négligeables.

b) Impacts locaux

Les impacts sur la consommation d'eau sont, sans surprise, plus importants pour les systèmes irrigués ; pour ces systèmes, on remarque que les activités d'arrière-plan (irrigation et fertilisation) représentent des consommations d'eau non négligeables. Les trois indicateurs suivants : acidification terrestre, eutrophisation des eaux douces et écotoxicité en eau douce sont tous dominés par l'utilisation locale des fertilisants et ne concernent ainsi que les systèmes irrigués. Pour les deux derniers indicateurs qui représentent les impacts sur l'eau douce (eutrophisation et écotoxicité), on remarque que la présence des banquettes (_CR) diminue les impacts. En effet, les banquettes ont réduit le transport des phosphores et des métaux aux eaux de surface lors du processus d'érosion et ce processus a été modélisé dans le calcul des flux d'inventaire.

Enfin, l'indicateur « émissions de particules fines » se comporte à peu près comme l'indicateur « consommation d'eau ». On peut remarquer la faible contribution relative du travail du sol.

4. Discussion

4.1. Données collectées

Les résultats d'ACV montrent que notre approche nous a permis d'avoir des données détaillées des pratiques agricoles permettant ainsi de calculer les impacts de chaque pratique agricole séparément pour les deux systèmes du premier plan et d'arrière-plan.

D'après Bessou et al. (2012), les données les plus fréquemment utilisées dans les études d'ACV sur les systèmes de culture pérennes sont des données agrégées provenant de statistiques et de publications représentatives du pays ou de la région mais non des activités locales. Ils recommandent plutôt d'utiliser une approche de modélisation chronologique pour les cultures pérennes afin de tenir compte de la variabilité de la production interannuelle. Toutefois, cela est difficile à réaliser dans les pays en développement où les statistiques sont peu nombreuses. Notre approche nous a permis de recueillir des données d'inventaire détaillées représentatives de la diversité des systèmes de culture et des activités locales (en termes d'intensification, de quantités d'engrais appliquées, etc.). Ces données n'ont pas été agrégées, mais plutôt détaillées pour chaque pratique, ce qui assure une plus grande transparence et une évaluation détaillée de l'impact des diverses opérations agricoles.

4.2. Fiabilité des données d'inventaire

Comme il a été discuté dans le chapitre 2, la phase de triangulation a permis d'obtenir une valeur consensuelle acceptée par toutes les parties prenantes avec un score de confiance maximal. Cette valeur de 150 kg/arbre a été utilisée dans l'ACV.

La fiabilité des données de rendement est cruciale pour les impacts liés à l'UF monétaire. En effet, avec cette UF, les impacts sont inversement proportionnels au rendement. Ainsi, si le rendement est deux fois plus élevé, les impacts seront deux fois moins importants. Cet effet est visible dans les résultats de la Figure 21 qui intègre les résultats des systèmes avec abricotiers (IA et IOA) avec les valeurs de rendement obtenues avant et après triangulation (respectivement 300 et 150 kg/arbre). On voit le système «Abricotiers irrigués» (IA), qui est au même niveau que les systèmes pluviaux avec une valeur consolidée de 150 kg / arbre, a la moitié de cet impact avec la valeur de 300 kg / arbre. On voit ainsi que le choix de la valeur

de rendement peut fortement influencer une discussion relative au choix des systèmes de culture sur la zone.

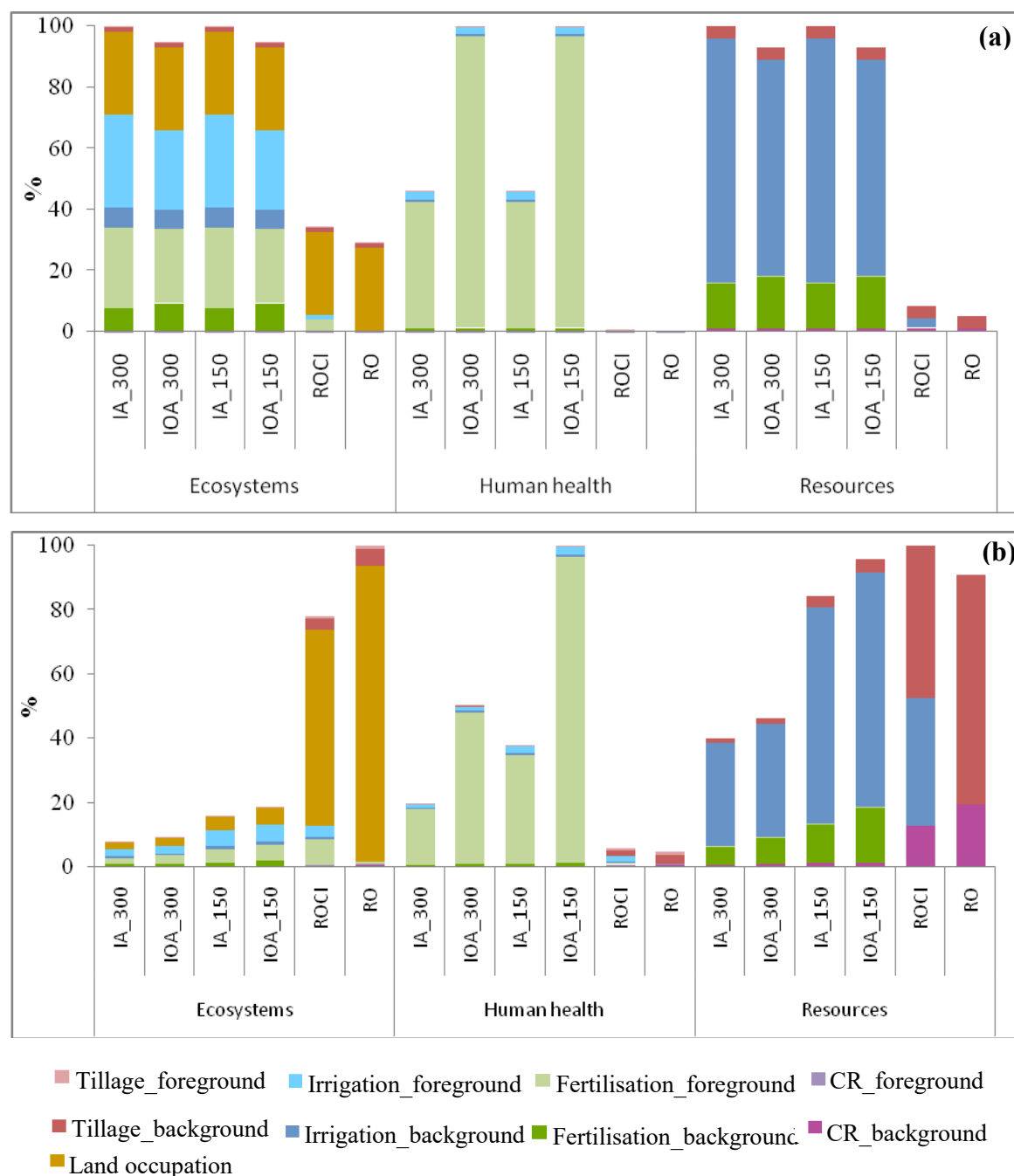


Figure 21. Effet de la triangulation des données de rendement d'abricot sur les impacts en termes de résultats, comparaison avec les systèmes pluviaux - systèmes avec des banquettes - (a) FU 1 ha et (b) FU1 dinar. IA: Abricotiers irriguées, IOA: Oliviers irrigués; RO: Oliviers pluviaux, ROCI: Oliviers pluviaux avec irrigation complémentaire; 300: rendement 300 kg / arbre, 150: rendement 150 kg / arbre.

4.3. Interprétation des résultats d'ACV

Les impacts ont été calculés sur la base des facteurs globaux fournis par la version actualisée de ReCiPe (2016) et non sur des facteurs spécifiques au site, car les catégories d'impact n'ont pas encore été régionalisées. Néanmoins, nous croyons que les données que nous avons obtenues sont suffisamment représentatives pour permettre la discussion.

L'objectif de notre évaluation n'était pas de discuter des résultats spécifiques avec les parties prenantes, par exemple la quantité d'eau pompée en m³, mais plutôt d'obtenir un aperçu des impacts environnementaux des systèmes analysés. Pour cette raison, il était important d'identifier un niveau d'agrégation des résultats qui serait suffisant pour la discussion. L'analyse de la contribution des activités aux impacts midpoint a montré que la fertilisation et l'irrigation sont les principaux moteurs des impacts environnementaux causés par les systèmes de culture étudiés par l'utilisation de l'eau pour l'irrigation, la production d'engrais, les émissions d'engrais, la production de carburant diesel et les émissions de carburant diesel. Ces processus augmentent non seulement l'impact environnemental global, mais aussi les impacts environnementaux locaux sur le site et hors site. L'identification des principaux facteurs d'impact et des échelles auxquelles les impacts se produisent a permis de contextualiser la discussion sur les impacts environnementaux et de faciliter ainsi l'appropriation des résultats par les acteurs.

Concernant les banquettes, l'analyse des contributions a montré que les impacts étaient limités et principalement liés à la consommation d'énergie. Nous avons observé de légères améliorations de certains impacts locaux sur le site (eutrophisation en eau douce et écotoxicité en eau douce). Cependant, les banquettes ont été construites pour augmenter la résistance du sol à l'érosion hydrique et pour protéger la qualité du sol, et ces améliorations ne sont pas prises en compte dans le processus d'ACV que nous avons utilisé.

4.4. Intérêt de notre approche

Les différentes conclusions de l'ACV et le diagnostic participatif ont fourni des éléments cruciaux pour l'atelier final avec toutes les parties prenantes. Les différences entre les résultats des deux unités fonctionnelles sont un des problèmes qui sont apparus. Les systèmes abricotiers irrigués présentent des impacts plus élevés que ceux du système oliviers irrigués lorsque les impacts sont exprimés par hectare, mais plutôt inférieurs lorsqu'ils sont exprimés par dinar. Un deuxième point délicat est que même si l'intérêt environnemental des systèmes oliviers pluviaux est évident, ils fournissent un faible revenu par hectare. Dans un contexte

rural de petits systèmes agricoles avec un morcellement des terres important, cela ne permet pas aux acteurs locaux de subvenir à leurs besoins. Par conséquent, les stratégies des agriculteurs sont soit l'intensification (pour augmenter leurs revenus agricoles), soit la recherche d'autres sources de revenus (qui peuvent conduire à l'exode rural). Les deux entraînent une augmentation de l'impact sur l'environnement. Par exemple, les terres abandonnées ne sont plus entretenues, ce qui augmente le risque d'érosion des sols et entraîne la dégradation des ressources et de l'environnement. Cela met en évidence l'interdépendance des facteurs économiques, sociaux et environnementaux. Les deux unités fonctionnelles éclairent le débat autour de l'évaluation environnementale au niveau du territoire rural.

Comme attendu, les deux méthodes couplées se sont enrichies l'une l'autre. Les résultats de l'évaluation environnementale des systèmes de production agricole ont été analysés dans une analyse plus holistique et systémique de la durabilité à l'échelle du territoire rural. Cela permettra de prendre en compte les dimensions économique, sociale et environnementale dans la planification des actions et des stratégies avec les parties prenantes. Afin d'intégrer au mieux les résultats de l'ACV, il sera nécessaire de considérer les différentes connaissances des intervenants et de simplifier la présentation des résultats en fonction de celles-ci.

5. Conclusion et perspectives

Un cadre innovant a été conçu pour coupler l'ACV avec une approche participative. Ce cadre permet de recueillir des données fiables pour réaliser une ACV des systèmes de culture : les acteurs fournissent les données d'inventaire nécessaires et les connaissances locales sur les systèmes à analyser. Elle permet également d'impliquer toutes les parties prenantes dès le début du processus d'évaluation, de prendre en compte tous les intérêts et valeurs ainsi que la diversité des représentations sociales sur le territoire. De cette façon, les parties prenantes sont responsabilisées par rapport à l'évaluation des impacts environnementaux de leurs pratiques agricoles et de leur usage des terres.

Dans notre cas d'étude, les résultats de l'ACV montrent que le système « oliviers irrigués » constitue le système de culture le moins durable. Pour les autres systèmes, différents résultats ont été obtenus en fonction de l'unité fonctionnelle utilisée (1 hectare ou 1 dinar). Ceci montre que le choix de l'unité fonctionnelle est important dans le cadre de la prise de décision à l'échelle du territoire.

Les résultats obtenus dans ce chapitre montrent la faisabilité et soulignent les avantages de coupler l'ACV avec une approche participative au niveau du territoire de vie dans un contexte de prise de décision. En fait, des conditions favorables à l'apprentissage social ont été créées. L'effet des résultats d'évaluation obtenus sur la proposition des solutions et la prise de décision n'ont pas été étudiés dans ce chapitre. Ceci est l'objectif de l'atelier final multi-acteurs au cours duquel les résultats d'ACV seront discutés. La conduite de cet atelier final, la façon d'utiliser les résultats de l'ACV et les résultats de l'atelier final ont fait l'objet de prochains travaux de recherche.

Cette étude a également permis d'identifier un certain nombre de limites. La première est le besoin de compétences multidisciplinaires et le temps requis pour une approche participative et l'engagement des parties prenantes. La deuxième est liée à la méthode ACV utilisée car, faute de données locales, nous avons utilisé des facteurs de caractérisation globaux pour déterminer des impacts locaux, ce point pourrait faire l'objet de développements futurs. La troisième limite est quels impacts environnementaux positifs des banquettes sur la ressource sol ne sont pas pris en compte dans l'ACV. Afin de discuter les résultats d'ACV avec toutes les parties prenantes dans le cadre de l'aide à la décision d'aménagement durables du territoire, il est important d'évaluer les impacts des banquettes sur la ressource sol en ACV. Ceci fait l'objet du chapitre suivant.

Bibliographie

- Bessou C., Basset-Mens C., Tran T., Benoist A., 2012. LCA applied to perennial cropping systems: A review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 340–361. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0502-z>
- De Luca A.I., Iofrida N., Leskinen P., Stillitano T., Falcone G., Strano A., Gulisano G., 2017. Life cycle tools combined with multi-criteria and participatory methods for agricultural sustainability: Insights from a systematic and critical review. *Science of the Total Environment*. 595, 352-370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.284>
- European Environment Agency, 2013. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 – Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. Luxemburg. In: Brockmann, D., Pradel, M., Hélias, A., 2018. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation and Recycling*. 133, 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Goglio P., Brankatschk G., Knudsen M.T., Williams A.G., Nemecek T., 2017. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. *Int JLife Cycle Assess*.1-9. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>
- Guérin-Schneider L., Tsanga-Tabi M., Roux, P., Catel L., Biard Y., 2018. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*. 187, 1057-1068. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>
- Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Verones F., Vieira M. D. M., Hollander A., Zijp M., Van Zelm R., 2016. ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- IPCC, 2006. N₂O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea application. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, pp. 11.1-11.54. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf
- Jouini M., Burte J., Yannick B., Benaissa N., Amara H., Sinfort C., 2019. A framework for coupling a participatory approach and life cycle assessment for public decision-making in rural territory management. *Science of the Total Environment*. 655 : 1017–1027.
- Koch P., Salou T., 2015.AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Ed ADEME, Angers, France.

- Larrey-Lassalle P., Catel L., Roux P., Rosenbaum R.K., Lopez-Ferber M., Junqua G., Loiseau E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies. *Environmental Impact Assessment Review*. 63, 95-106. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004>
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2014. "Implementation of an Adapted LCA Framework to Environmental Assessment of a Territory: Important Learning Points from a French Mediterranean Case Study." *Journal of Cleaner Production*, p. 17-29.
- Loiseau E., Roux P., Junqua G., Maurel P., Bellon-Maurel V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *Int J of Life Cycle Assess*. 18, 1533-1548. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y>
- Nemecek, T., Schnetzer, J., 2012. Methods of Assessment of Direct Field Emissions for LCIs of Agricultural Production Systems. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zurich.
- Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*. 30, 721-739. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.009>
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W., 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*. 30, 701-720. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischnecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg W., Schmidit P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W., 2004. Life Cycle Assessment Part 1: Framework, Goal and Scope Definition, Inventory Analysis, and Applications. *Environment International*. 18, 701-20.
- Renouf M.A., Renaud-Gentié C., Perrin A., Van der Werf Z.M.G., Kanyarushoki C., Jourjon F., 2018. Effectiveness criteria for customised agricultural life cycle assessment tools. *Journal of Cleaner Production*. 179, 246-254. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.170>

Chapitre 4. Evaluation des impacts des banquettes sur les fonctions des sols par ACV

Sommaire

1. Introduction	71
2. Etat de l'art.....	72
2.1. Fonctionnement des banquettes: les processus et les flux à considérer	72
2.2. Le processus d'érosion.....	74
2.3. Les modèles d'érosion	74
3. Matériels et méthodes.....	77
3.1. Approche de modélisation mise en œuvre	77
3.2. Scénarios testés	78
3.3. Simulation de l'érosion par le modèle LandSoil.....	81
3.3.1. Description du modèle LandSoil	81
3.3.2. Les entrées du modèle LandSoil	84
3.3.3. Les sorties du modèle LandSoil	89
3.3.4. Calibration du modèle et validation de ré-échantillonnage de MNT	90
3.4. Calcul des impacts.....	92
3.4.1. La résistance à l'érosion.....	93
3.4.2. La filtration mécanique	93
3.5. Utilisation des résultats de LandSoil pour la caractérisation des banquettes en ACV avec la méthode LANCA	94
4. Résultats et discussion.....	94
4.1. Calibration du modèle et validation du ré-échantillonnage du MNT.....	94
4.2. Effet des banquettes sur le processus d'érosion.....	95
4.2.1. Effet des banquettes sur la perte du sol à l'échelle du bassin versant.....	95
4.2.2. Effet des banquettes sur la perte du sol pour chaque type d'usage des terres	97
4.3. Calcul des impacts.....	99
4.3.1. Filtration mécanique.....	99

4.3.2. Résistance à l'érosion	101
4.4. Coefficient de réduction d'érosion lié aux banquettes	102
4.4.1. Etude des corrélations	102
4.4.2. Valeurs moyennes par système de culture	103
5. Conclusion et perspectives	107
Bibliographie	109

1. Introduction

Les conclusions du chapitre précédent ont montré que les impacts des banquettes sur la qualité du sol ne sont pas considérés en ACV (avec la méthode Recipe) d'où la nécessité de les évaluer séparément afin de pouvoir discuter nos résultats avec les différents acteurs. Dans ce chapitre, notre objectif global est l'évaluation des impacts des banquettes sur la qualité du sol et particulièrement sur le processus d'érosion en ACV.

En ACV, les impacts de l'utilisation des terres sont devenus un domaine de recherche important : l'objectif est de définir des indicateurs midpoint et/ou endpoint pour évaluer comment les services écosystémiques intrinsèquement liés à la qualité des sols sont affectés par les interventions humaines actuelles. Plusieurs études en ACV ont porté sur les impacts midpoint de l'érosion sur les fonctions du sol (Milà Canals et al., 2007; Beck et al., 2010; Nunez et al., 2010 ; Brandão et Milà Canals, 2013 ; Koellner et al., 2013 ; Saad et al., 2011 et 2013 ; Bos et al., 2016). Pour évaluer les impacts de l'usage des terres de manière plus globale, le modèle le plus utilisé est le modèle LANCA (Beck et al., 2010; Bos et al., 2016). C'est un modèle qui calcule des indicateurs de qualité du sol pour 5 fonctions écosystémiques principales : Résistance à l'érosion, Filtration mécanique, Filtration physico-chimique, Réapprovisionnement en eau souterraine et Production biotique (Beck et al., 2010). Ces indicateurs de qualité sont utilisés pour définir des facteurs de caractérisation qui, multipliés par un flux d'inventaire, donneront les indicateurs midpoint. Saad et al. (2013) ont utilisé cette méthode pour définir des facteurs de caractérisation régionalisés, utilisables en ACV pour des processus d'arrière-plan (processus pour lesquels on utilise des valeurs moyennes).

Au niveau endpoint, Núñez et al. (2013) ont développé une méthode régionalisée pour évaluer les impacts de l'érosion sur la base de deux indicateurs : 1) un indicateur de dommage sur les écosystèmes (la perte de production primaire nette, NPP) et 2) un indicateur de dommage sur la ressource du sol.

Parmi toutes les approches développées en ACV, la version 2016 du modèle LANCA est celle qui est actuellement la plus prometteuse. Elle a été évaluée par l'EC-JRC (Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne) (Sala et al., 2016) et est recommandée au niveau midpoint, mais à appliquer avec précaution.

Pour le processus d'érosion, toutes ces méthodes sont basées sur le modèle USLE (et la version révisée RUSLE) qui permet de simuler le flux du sol érodé afin d'évaluer les impacts de l'érosion liés aux usages du sol. Le modèle USLE et sa version révisée RUSLE sont des

modèles empiriques qui tiennent compte du processus de production de sédiments par érosion, mais pas du processus de transfert des particules érodées. Dans cette étude nous faisons l'hypothèse que la prise en compte de ce processus de transfert est fondamentale pour évaluer l'impact des ouvrages de CES et notamment des banquettes.

Ainsi, pour représenter l'effet des banquettes en ACV sur les fonctions écosystémiques des sols, nous nous sommes fixés 2 sous-objectifs :

- modéliser les impacts des banquettes sur les fonctions du sol en prenant en compte les processus de transfert à l'échelle des bassins-versants.
- explorer les moyens de prendre en compte de manière générique l'impact des banquettes dans le cadre actuel de l'ACV.

La première partie de ce chapitre commence par une présentation des fonctions des banquettes pour identifier les flux à considérer et les impacts à quantifier. Ensuite, un état de l'art sur le processus et les modèles d'érosion est présenté afin de choisir le modèle d'érosion approprié. La deuxième partie décrit l'approche que nous proposons ainsi que la mise en œuvre du modèle et le calcul des paramètres. La troisième partie est dédiée aux résultats et discussions.

2. Etat de l'art

2.1. Fonctionnement des banquettes : les processus et les flux à considérer

Les banquettes sont une pratique de conservation du sol. Elles ont une longueur variable (plusieurs dizaines de mètres) et une largeur de 2 à 3 mètres. Elles sont construites de manière à suivre les courbes de niveau. Pour leur construction, une fossette de 50 cm est creusée en amont de la structure et la terre est posée pour former le talus (0,5 à 1 m de haut). Il existe différents types de banquettes : sans rétention pour réduire le ruissellement, les banquettes de rétention partielle et les banquettes de rétention totale.

Les processus de ruissellement et d'érosion produits entre deux banquettes successives sont illustrés dans la Figure 22 où sont indiqués les limites du système à considérer pour l'ACV (limite écosphère / technosphère) ainsi que les flux entrant et sortant dans ce système. Les banquettes affectent l'hydrologie de surface et la redistribution des sédiments. En effet, en interceptant l'écoulement, elles contribuent au stockage de l'eau et des sédiments et augmentent l'infiltration locale d'eau.

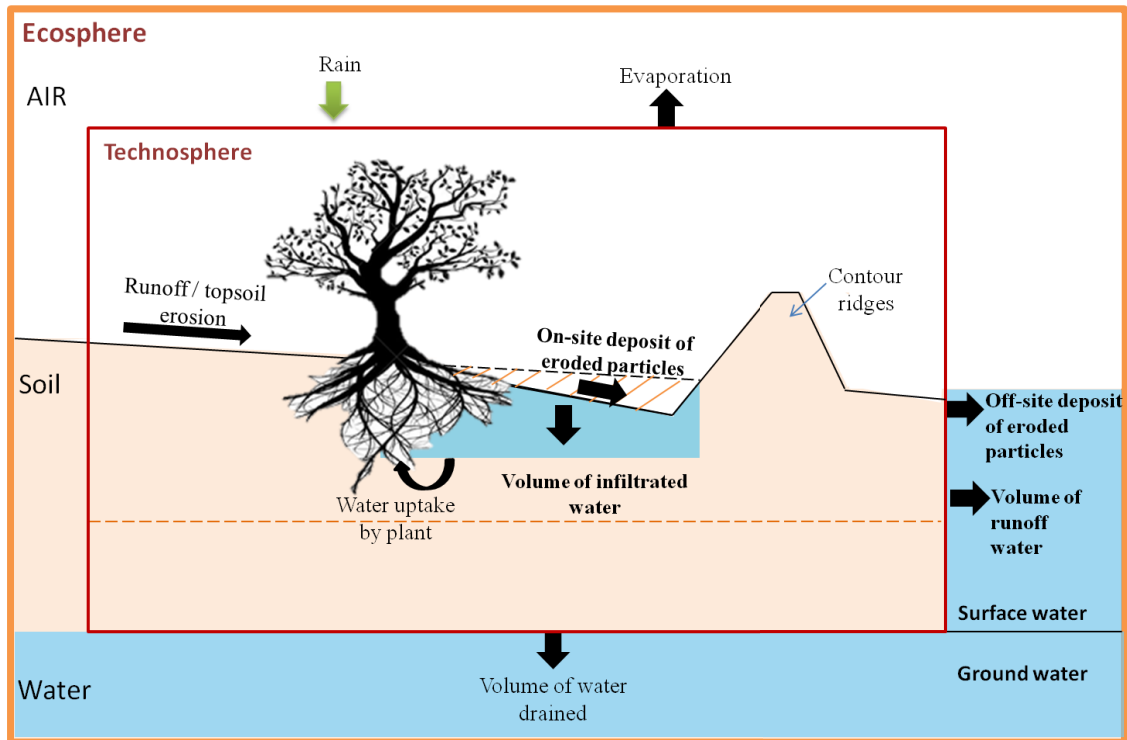


Figure 22. Processus agissant au niveau d'une banquette et paramètres correspondants à prendre en compte dans l'inventaire de cycle de vie.

Ainsi, nous proposons de considérer deux processus :

- l'érosion (production et transfert de sédiment)
- le ruissellement et l'infiltration locale d'eau en amont des banquettes.

Par rapport aux fonctions écosystémiques définies dans LANCA, deux d'entre-elles sont à considérer :

- la fonction de résistance à l'érosion et
- la fonction de filtration mécanique.

Pour cela, dans notre approche d'évaluation de l'impact des banquettes, il est nécessaire de modéliser le processus d'érosion/ruissellement :

- En considérant les conditions locales (les événements pluvieux, la topographie, les caractéristiques de la surface du sol, ...) à l'échelle du bassin versant,
- En quantifiant la redistribution des sols due au travail du sol et aux pratiques de conservation dans un paysage agricole,
- En quantifiant à la fois la quantité de dépôt sur site et hors site de particules de sol érodées.

2.2. Le processus d'érosion

L'érosion est le mouvement physique des sols / sédiments à travers un espace, elle se décompose en trois étapes : le détachement, le transport et le dépôt. Lorsque l'on se concentre sur les terres arables, les principaux types d'érosion physique du sol peuvent être classés en fonction du type de transport et l'érosion totale du sol (ET) peut être formalisée comme suit :

$$ET = E_{water} + E_{tillage} + E_{wind} \quad (1)$$

L'érosion due au travail du sol ($E_{tillage}$) est reconnue comme un processus de dégradation important du sol et, dans certains contextes, comme le processus dominant (Govers et al., 1999). Au-delà de la dépendance inhérente de ce type d'érosion aux outils du labour, à la profondeur du travail du sol, etc., il dépend fortement des conditions topographiques. Pour les topographies régulières, la redistribution du sol se caractérise par des mouvements du sol des positions amont vers l'aval (Lobb et al., 1995; Lobb et Kachanoski, 1999).

L'état de surface du sol, la nature et l'intensité des interventions anthropiques (le couvert végétal, les pratiques agricoles, les pratiques de conservation des sols, etc.) ont une influence importante sur le ruissellement de surface et l'érosion. Ces facteurs ont un effet sur les propriétés hydrauliques du sol, puis sur les processus de détachement, de transport et de dépôt des sédiments.

2.3. Les modèles d'érosion

L'équation universelle de perte de sol, USLE (Weischmeier et Smith, 1978) est la méthode de prévision de l'érosion la plus utilisée. C'est un modèle empirique. Les entrées du modèle sont les précipitations annuelles, l'érodibilité du sol, la couverture du sol et la topographie. Le résultat du modèle est l'estimation annuelle de l'érosion totale du sol. Les sorties du modèle sont à la fois spatiales et temporelles globales.

USLE fournit une estimation annuelle de la perte de sol. Cependant, il n'est pas sensible à chaque événement pluvieux. De plus, l'érosion des ravines, les mouvements de masse et le dépôt de sédiments ne sont pas pris en compte (Merritt et al., 2003). Le modèle a subi un certain nombre de modifications (par exemple, RUSLE, MUSLE).

Plusieurs modèles ont été analysés par rapport aux critères identifiés dans la partie 2.1., comme le montre le Tableau 4. Ces critères sont le processus d'érosion représenté, les échelles spatiale et temporelle des calculs, la résolution spatiale, la prise en compte (ou non)

des ouvrages de conservation des eaux et des sols, le calcul des dépôts des sédiments sur site, la prise en compte du travail du sol et la validation des modèles.

Le modèle WEEP est un modèle spatialisé basé sur des processus. Il calcule la production de sédiments et le dépôt provenant de l'écoulement de surface sur les pentes, la production et le dépôt de sédiments de flux concentré dans les petits canaux, ainsi que le dépôt de sédiments dans les retenues d'eau (Flanagan et Nearing, 1995 ; Shen et al., 2009).

Le modèle SWAT est basé sur l'équation empirique universelle modifiée des pertes de sol, MUSLE (Neitsch et al., 2011). La teneur en eau du sol, le ruissellement de surface, les cycles de nutriments, le rendement en sédiments sont simulés pour chaque HRU (Unités de Réponse Hydrologique) (Shen et al., 2009).

ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) est un modèle physique. Les résultats de la simulation du modèle sont le ruissellement, l'érosion et les nutriments (Merritt et al., 2003 ; Aksoy and Kavvas, 2005).

CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) est également un modèle physique. Il a été développé comme outil pour évaluer les effets relatifs des pratiques agricoles sur les polluants présents dans les eaux de ruissellement. La composante érosion utilise des éléments de USLE, mais inclut aussi la capacité de transport de sédiments pour l'écoulement de surface (Nicks et al., 1994).

GUEST (the Griffith University Erosion System Template) est un modèle de régime permanent, basé sur des processus. Il est conçu pour être appliqué aux événements pluviométriques uniques (Misra et Rose, 1996). LISEM (Limburg Soil Erosion Model, De Roo et al., 1996 a et b) est un modèle hydrologique et d'érosion des sols qui simule un seul événement de pluie. Il est entièrement intégré dans un système d'information géographique (SIG) et les sorties du modèle sont les écoulements, des sédiments et des infiltrations (De Roo et al., 1996a et b ; Takken et al., 1999).

PERFECT (Productivity, Erosion and Runoff, Functions to Evaluate Conservation Techniques model) est un modèle développé pour simuler le ruissellement, l'érosion et les rendements des cultures dans les zones arides d'Australie (Littleboy et al., 1992). C'est un modèle hybride qui comprend des composantes empiriques, conceptuelles et physiques. L'érosion est simulée avec MUSLE. Les résultats du modèle sont le bilan hydrique, l'érosion et la croissance des cultures à l'échelle de temps journalière (Merritt et al., 2003).

Le modèle WATEM / SEDEM est un modèle d'érosion des sols et de distribution des sédiments (Van Oost et al., 2000 ; Van Rompaey et al., 2001) qui combine l'équation de RUSLE avec un algorithme de routage des sédiments.

Tableau 4. Comparaison des modèles d'érosion.

Models	References	Types of erosion	Spatial Scale	Temporal scale	Conservation practices	On-site sediment deposition	Tillage erosion	Validation
ANSWERS	Beasley et al., 1980	sheet and rill erosion	Watershed	Event-based	x	x	--	x
CREAMS	Knisel, 1980	sheet, rill and ephemeral gully erosion	plot and watershed scale	continuous simulation or event based	x	x	--	x
GUEST	Misra and Rose, 1996	sheet and rill erosion	plot scale	Event-based	x	x	--	x
LandSoil	Ciampalini et al., 2012	Inter-rill and rill erosion	Field catchment	Event-based	x	x	x	x
LISEM	De Roo et al., 1996 a et b	Flow detachment in the ponded area only	watershed	Event-based	x	x	--	x
PERFECT	Littleboy et al., 1992	-	field scale	daily time scale	x	--	x	x
SWAT	Neitsch et al., 2011	-	watershed	daily time scale	x	--	x	x
WATEM- SADEM	Van Oost et al., 2000 ; Van Rompaey et al., 2001	sheet, rill and ephemeral gully erosion	watershed	Long-term annual simulation	x	x	x	x
WEEP	Flanagan and Nearing, 1995	sheet, rill and ephemeral gully erosion	watershed	continuous simulation	x	x	x	x

Un autre modèle a été sélectionné pour être examiné, c'est le modèle LandSoil (LANDscape design for SOIL conservation under soil use and climate change). C'est un modèle conçu pour l'analyse de l'évolution du paysage agricole à une échelle temporelle à

moyen terme [10-100 ans]. LandSoil utilise une représentation dynamique du paysage agricole à travers des paramètres tels que la représentation mensuelle des propriétés de la surface du sol. Les sorties du modèle pour chaque événement (pluie ou labour) comprennent des cartes mises à jour de l'épaisseur et de l'altitude du sol. Ce modèle prend en compte que l'érosion hydrique et l'érosion due au travail du sol provoquent des répartitions spatiales différentes (Ciampalini et al., 2012 ; David et al., 2014).

Les modèles quantitatifs de redistribution des sols à l'échelle d'un paysage agricoles sont des outils appropriés pour comprendre les processus spatio-temporels dans l'évolution des sols et des paysages. Parmi les modèles d'érosion comparés, nous avons choisi de travailler avec le modèle LandSoil. Ce modèle présente l'avantage de prendre en compte le tracé réel des banquettes et une définition temporelle très fine des événements (quelques minutes). Il est décrit en détail dans la section 3.3.1.

3. Matériels et méthodes

3.1. Approche de modélisation mise en œuvre

Le modèle LandSoil a été utilisé pour comprendre les effets des banquettes associés aux pratiques agricoles sur les processus spatio-temporels de l'érosion. Notre hypothèse est que l'efficacité des banquettes sur le processus de l'érosion dépend de deux facteurs :

- 1) Les systèmes de cultures (y compris les pratiques) et
- 2) les pratiques agricoles à l'amont.

Afin de valider cette hypothèse, trois bassins, présentant des paysages différents, ont été considérés. Pour chaque bassin, les simulations ont été réalisées avec deux scénarios : avec et sans banquettes (l'ensemble des scénarios est décrit en détail dans la section 3.2.). Ces scénarios ont pour objectif de mettre en évidence les facteurs qui interagissent avec les banquettes sur le processus d'érosion afin de mieux prendre en compte l'impact des banquettes.

Une phase de calibration du modèle est requise. Après la calibration du modèle, les simulations ont été effectuées sur une période équivalente à la durée de vie des banquettes, c'est-à-dire jusqu'à la fin de la vie de l'ouvrage lorsque l'effet des banquettes sur la réduction de processus d'érosion disparaît.

Comme indiqué plus haut, les indicateurs d'impact LANCA considérés dans cette étude sont :

1. La résistance à l'érosion : mesurée en tonnes de sol érodées par hectare et par an, elle représente la performance d'un écosystème terrestre à résister à la perte de sol due à l'érosion (LANCA, 2016).
2. La filtration mécanique : cet indicateur représente la capacité d'un sol spécifique à être infiltré mécaniquement (Beck et al., 2010 ; Bos et al., 2016).

Ces impacts ont été calculés pour chaque type d'utilisation des terres en se basant sur les résultats de LandSoil et sur la méthode décrite dans LANCA (Beck et al., 2010 ; Bos et al., 2016). Les résultats calculés par ces deux méthodes sont comparés pour mettre en évidence les facteurs locaux – non considérés dans LANCA – qu'il est nécessaire de prendre en compte pour bien représenter l'effet des banquettes dans le calcul des impacts sur les fonctions écosystémiques des sols en ACV.

3.2. Scénarios testés

Pour atteindre nos objectifs, nous avons simulé une série d'événements sur une période de dix ans, sur les trois bassins versants identifiés dans notre territoire (Figure 23) présentant différents paysages et une diversité d'occupation du sol et de pratiques (Figure 24). Les différents bassins sont décrits en détail dans le Tableau 5 et sont tous constitués de sols sableux. La pente des bassins B1 et B2 est à peu près constante, avec environ 5%. Sur le bassin B3, la pente moyenne est plus élevée (13%) mais elle est surtout beaucoup plus importante à l'amont.

Pour le bassin B1, 27% de la surface totale est occupée par le système de culture « olivier pluvial sans travail du sol » et 40% par des sols nus. Dans le bassin B2, 81% de la surface totale est cultivée dont 62% par des cultures irriguées et 20% par des cultures pluviales. Enfin, dans le bassin B3, le type d'usage des terres dominant est celui des cultures céréalières conduites en pluvial.

Tous ces bassins se caractérisent par la présence des structures linéaires (rangs de cactus) au niveau des bordures des parcelles, sauf dans le bassin B1 où le cactus est planté par les agriculteurs sur toute une surface. D'une manière générale, les cactus sont considérés comme un moyen pour lutter contre l'érosion par une fixation biologique des sols.

Ces trois bassins ont fait l'objet de simulations pour les deux scénarios avec et sans banquettes.

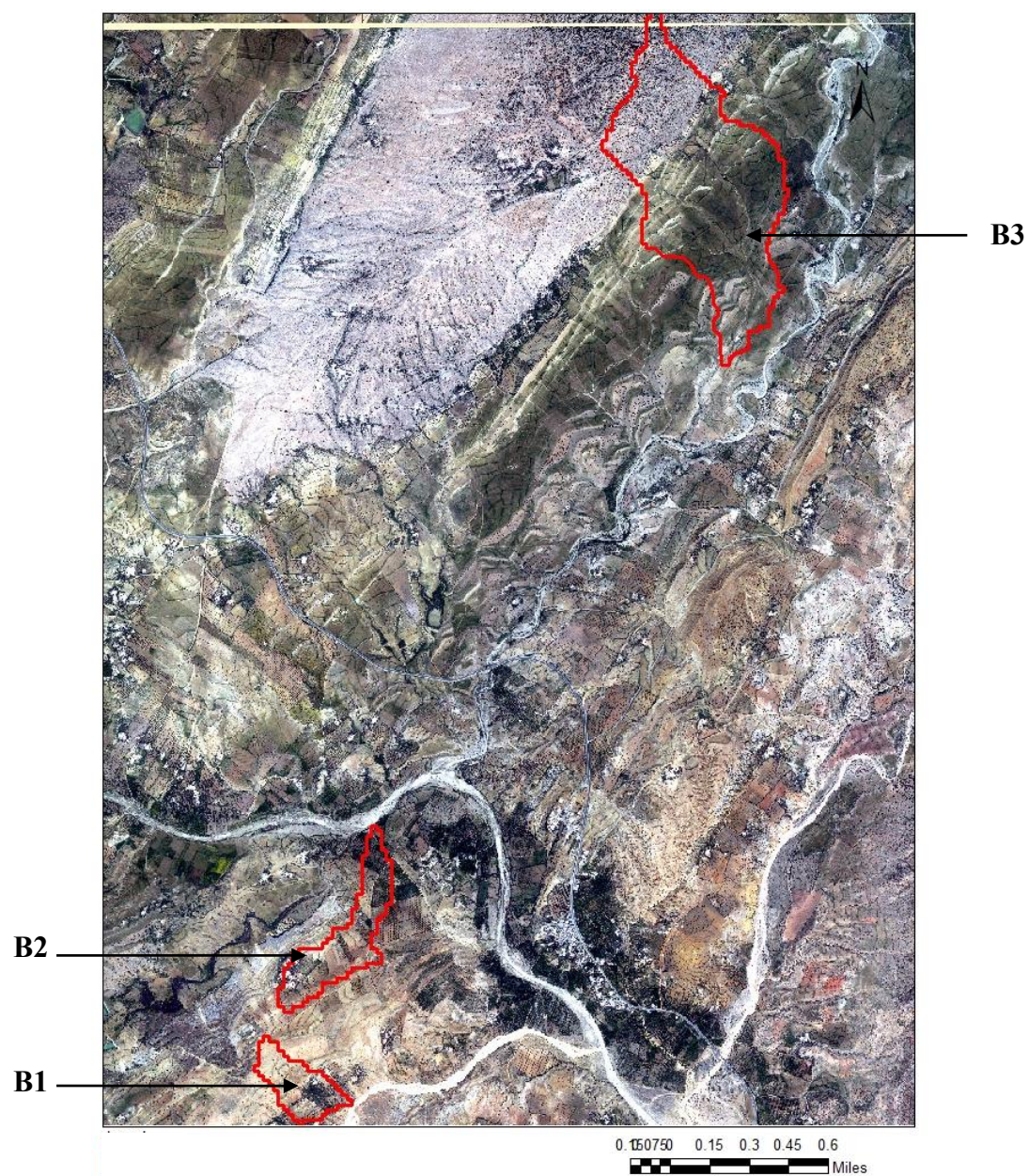


Figure 23. Localisation géographique de trois bassins versants.

Tableau 5. Caractéristiques des trois bassins versants testés.

Watersheds	B1	B2	B3
Watershed general characteristics			
Surface (ha)	14.4	25.8	118
Soil texture	Loamy sand	Loamy sand	Loamy sand
Average slope (%)	5	4.5	13
% of cultivated soil	27.37	81.96	53
Contour ridges density in scenario with conservation measure (%)	3.8	4.5	4.3
Types of land use (Surface, %)			
Apricot crop_irrigated_tillage	-	22	-
Olive crop_irrigated_tillage	-	12	-
Olive and apricot crops_irrigated_tillage	-	28	-
Olive crop_rainfed_no tillage	27	3	2
Olive crop_rainfed_tillage	-	18	1
Olive crop_complementary irrigation_tillage	-	-	3
Cereal crop_rainfed_tillage	-	-	51
Cactus (%)	14	6	1
Bare soil (%)	41	-	9
Natural vegetation (soil cover < 20%)	8	-	22
Natural vegetation (soil cover 20 - 60%)	6	-	15
Natural vegetation (soil cover >60%)	-	-	-

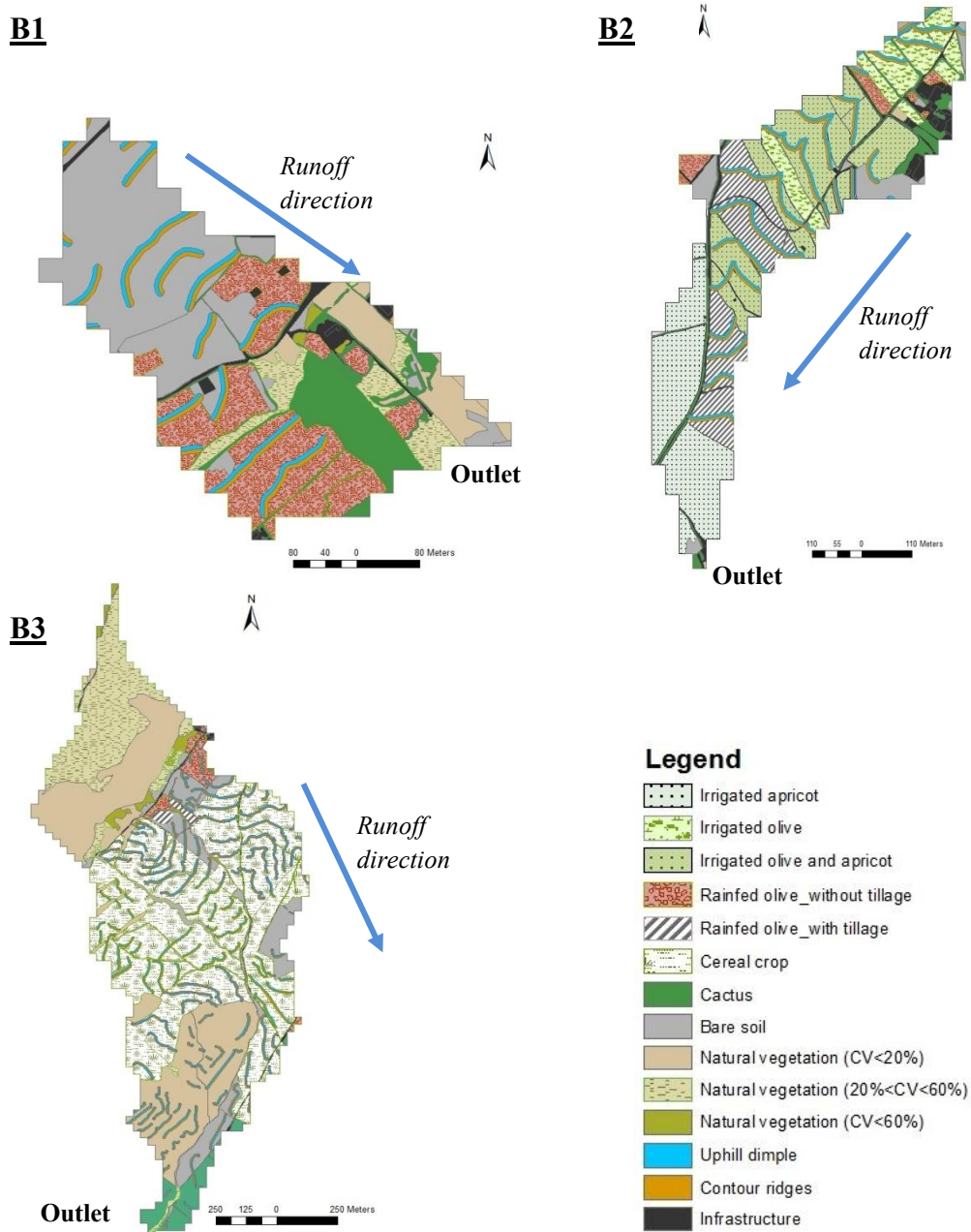


Figure 24. Occupation des sols et paysage des bassins B1, B2 et B3.

3.3. Simulation de l'érosion par le modèle LandSoil

3.3.1. Description du modèle LandSoil

LandSoil (Landscape model for Soil conservation under land use and climate change, Ciampalini et al., 2012) est un modèle d'érosion qui s'appuie sur une représentation spatialisée par système d'information géographique et qui simule l'évolution du paysage avec une échelle spatiale fine et une longue échelle temporelle (Figure 25).

LandSoil est basé sur le modèle STREAM d'érosion du sol (Cerdan et al., 2001), il simule l'érosion hydrique et celle due au travail du sol en considérant les propriétés de la surface du

sol. Ce modèle a été développé à partir d'expériences en laboratoire et sur le terrain, conduites en France (Le Bissonnais et al. 1998 ; Le Bissonnais et al., 2005). Les propriétés de la surface du sol pour différents usages et types de sol sont décrites dans un calendrier mensuel et elles contribuent à définir la sensibilité du sol à l'érosion.

Le bilan hydrologique est évalué à l'échelle d'un événement de pluie et les processus érosion / dépôt se réfèrent à :

- 1) l'érosion en rigoles (d'après Souchère et al., 2003),
- 2) l'érosion diffuse (d'après Cerdan et al., 2002) et
- 3) l'érosion due au travail du sol sur la base des règles mécanistes développées par Govers et al. (1994).

Après chaque événement de pluie et de travail du sol, une nouvelle topographie est recalculée.

Le modèle utilise une représentation détaillée de la géométrie du paysage pour dériver des informations sur la connectivité hydraulique, en partant du principe que la connectivité est une information principale pour la simulation des flux de surface.

Le modèle LandSoil est un outil utile pour la gestion de la structure du paysage et l'analyse de scénarios d'utilisation des sols / de changement climatique.

Dans le modèle, le bilan d'infiltration / ruissellement est calculé pour chaque événement de pluie et pour chaque pixel de MNT. Le bilan d'infiltration / ruissellement est calculé comme suit :

$$B = T - W - I.t \quad (2)$$

Où B est le bilan infiltration / ruissellement (mm), T est la quantité totale de précipitation par événements (mm), W est le stockage résiduel de l'eau dans le sol après l'événement précédent (mm), I est le taux d'infiltration du sol à l'état d'équilibre (mm.h^{-1}) et t est la durée de l'événement de ruissellement (h).

L'infiltration du sol, le ruissellement et le stockage de l'eau sont estimés à l'aide d'un ensemble de règles reposant sur les caractéristiques physiques et hydrologiques du sol. Le ruissellement qui en résulte est acheminé tout le long du bassin versant à l'aide d'un modèle modifié de ruissellement à écoulement unique (Souchère et al., 1998). Il est calculé pour chaque pixel en suivant les principales directions linéaires telles que la direction du labour dans les parcelles.

L'érosion en rigoles (ou érosion linéaire) est basée sur l'équation empirique développée par Souchère et al. (2003). La sensibilité à l'érosion en rigole (E_s) est calculée comme suit :

$$E_s = \text{frottement} \times \text{cohésion} \times V \times S \quad (3)$$

Où S (m.m^{-1}) est la pente locale, V , le volume de ruissellement et où *le frottement* et *la cohésion* représentent des classes de facteurs fondés sur la couverture du sol, la formation de croûte et la rugosité du sol. Ensuite, un paramètre de calibration (K_r , m^2), représentant les sections des rigoles observées (Souchère et al., 2003) et qui est proportionnel à la sensibilité à l'érosion en rigole (E_s), est calculé comme suit:

$$K_r = \phi E_s \quad (4)$$

Où ϕ ($\text{m}^2.\text{m}^{-3}$) est le volume de ruissellement à chaque point amont, par unité de section de rigole.

La section de rigole résultante est convertie ensuite en perte du sol (E , kg) sur la base de la dimension de pixels, comme suit :

$$E = \rho \lambda K_r \quad (5)$$

Où ρ est la densité apparente du sol (kg m^{-3}) et λ est la dimension des pixels (m).

L'érosion diffuse est principalement liée à la concentration des sédiments (Cerdan et al., 2002). La concentration en sédiments dans les eaux de ruissellement (γ , g l^{-1}) est donnée par:

$$\gamma = f(C, R, F, I_{p_{\max}}) \quad (6)$$

Où C , est le couvert végétal (%), R et F sont respectivement les classes de la rugosité du sol et le stade d'encroûtement de la surface du sol, et $I_{p_{\max}}$ (mm.h^{-1}) est l'intensité maximale des précipitations.

On calcule ensuite l'apport en sédiments (M_i , kg) en intégrant la concentration en sédiments au volume de ruissellement, V :

$$M_i = \gamma V \quad (7)$$

L'érosion due au travail du sol est déterminée par les caractéristiques du paysage et le type d'outil de labour utilisé (Van Muysen et al., 2002; 2006). Le module sur l'érosion due au travail du sol est basé sur l'équation développée par Govers et al. (1994). Chaque opération de labour est simulée comme un événement érosif. Ce type d'érosion est calculé comme suit :

$$Q_s = -K_t S \quad (8)$$

Où Q_s est le flux volumétrique unitaire des sédiments (kg m^{-1}) et K_t est le coefficient de travail du sol (kg m^{-1}) (Van Muysen et al., 2000).

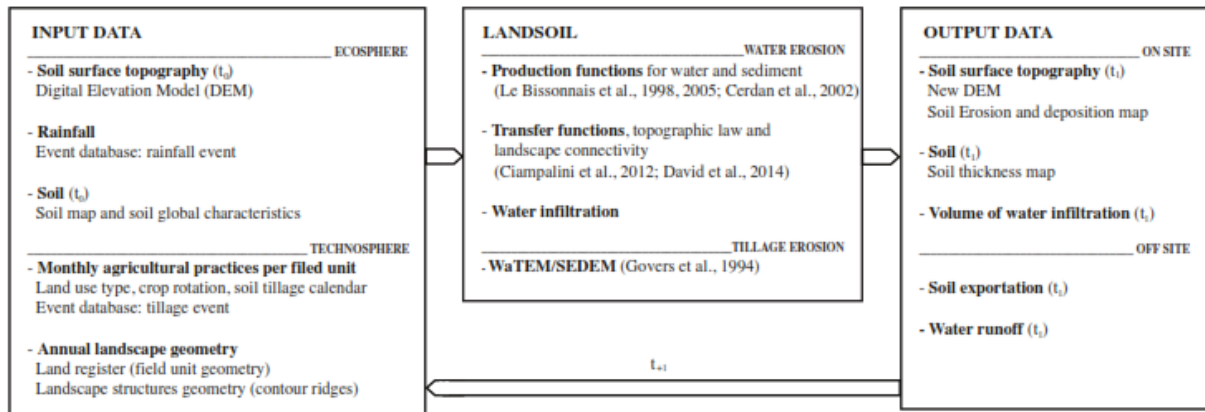


Figure 25. Structure et fonctionnement de LandSoil.

3.3.2. Les entrées du modèle LandSoil

3.3.2.1. La série pluviométrique

Une série de données des précipitations sur une période de 10 ans a été construite à partir des données disponibles sur le site d'étude (Figure 26). Les données ont été enregistrées dans deux stations météorologiques (la station Fidh Ben Naceur et la station Hoshas) à deux périodes différentes : dans la station n°1 de 1993 à 1998 et dans la station n°2 de 1999 à 2002. Les paramètres de pluviométrie requis par le modèle ont été calculés à partir d'une série de données de pluviomètres à auget basculeur. Pour chaque événement de pluie, les paramètres calculés sont : la pluie totale (mm), l'intensité maximale sur 6 min (mm. h^{-1}), la durée d'événement de pluie (h) et les pluies pendant les 48 heures qui ont précédé l'événement. Les événements pluvieux sont considérés comme des événements isolés lorsqu'ils sont séparés au moins par une période sèche de 6 heures. Lorsqu'une période sèche de 2 heures est identifiée dans une pluie définie lors de la première étape de la discrétisation, nous les séparons en deux événements différents. Le scénario décennal construit consiste en 126 événements pluvieux. Comme le montrent les Figures 26 (a) et 26 (b), la quantité de pluie et l'intensité maximale des précipitations ont atteint des valeurs maximales respectivement de 50 mm et 100 mm h^{-1} .

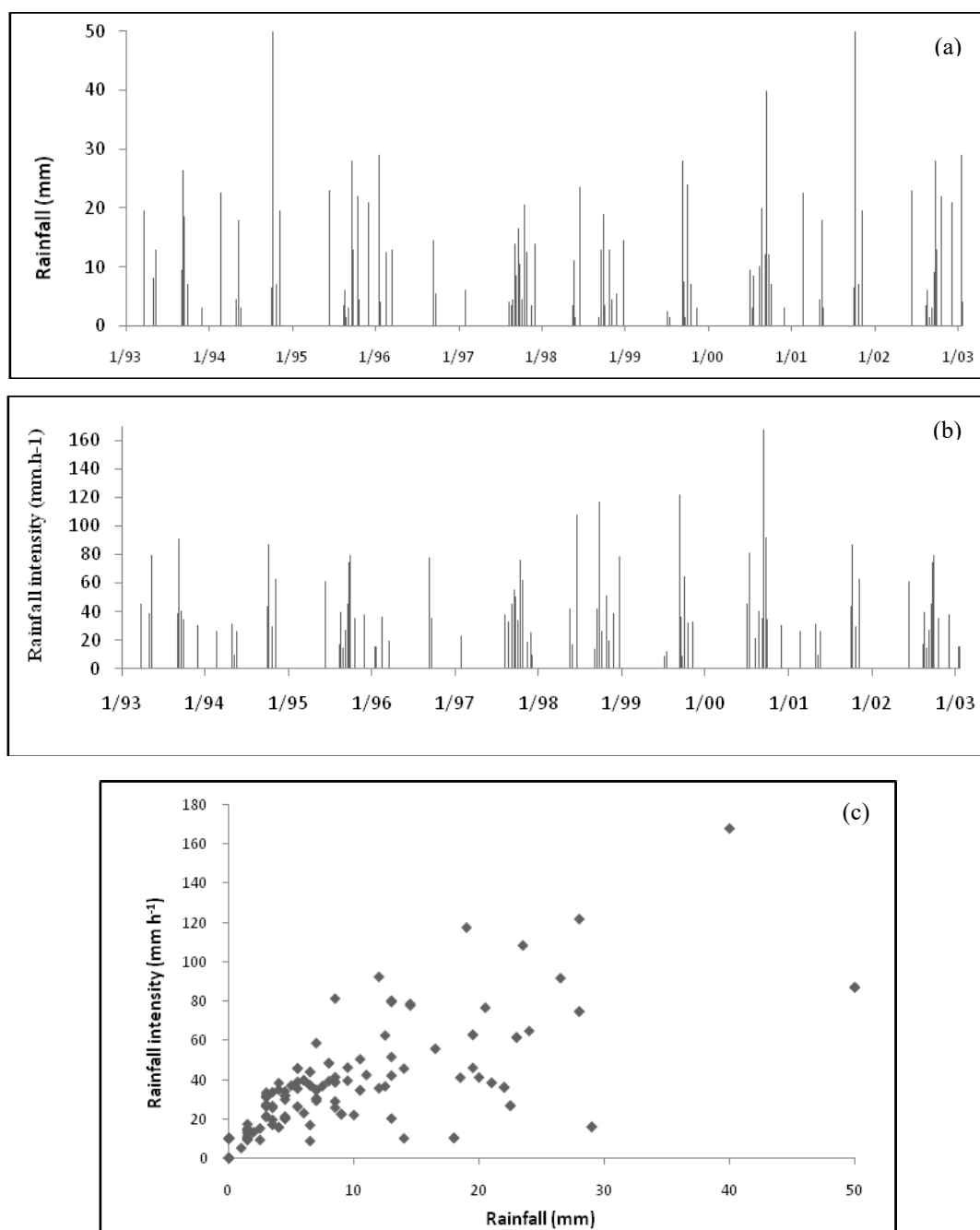


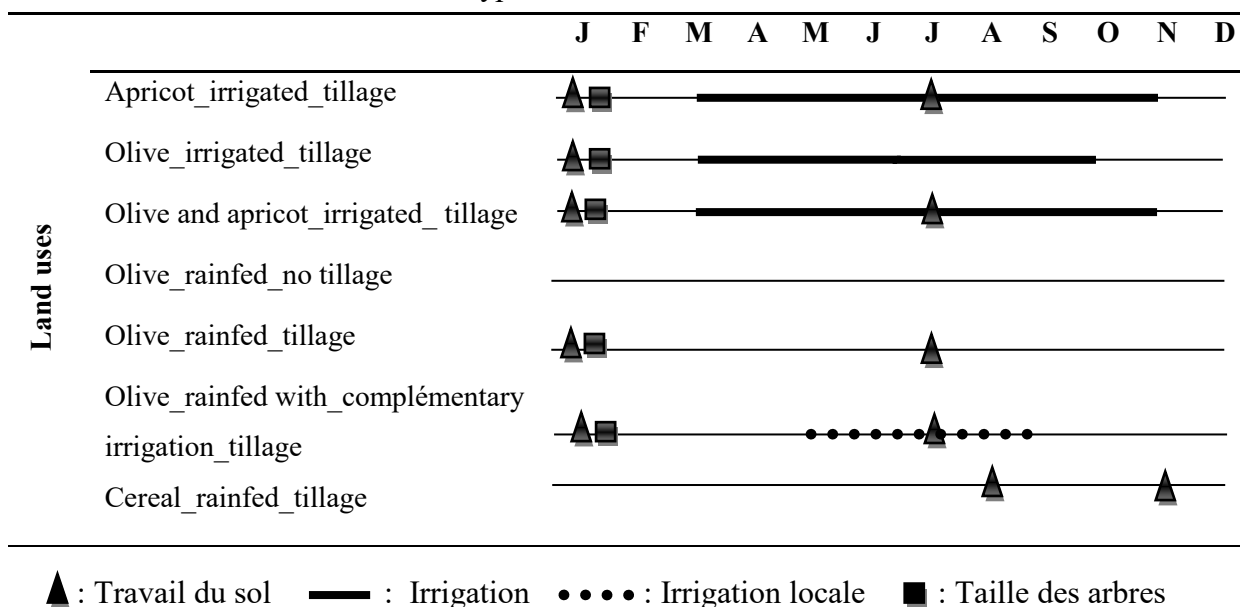
Figure 26. (a) : Quantité de précipitations (mm) entre 1993 et 2003 ; (b) : intensité des précipitations (mm.h-1) pendant 10 ans ; (c): Quantité de précipitations (mm) et intensité des précipitations (mm.h-1) pour les 126 événements sur 10 ans.

3.3.2.2. Le calendrier culturel des systèmes de culture

Le Tableau 6 décrit le calendrier culturel des systèmes de culture étudiés. Ce calendrier permet de définir d'une part l'itinéraire des pratiques agricoles mensuelles au cours de l'année, il permet d'autre part de définir pour chaque système de culture les pratiques qui influencent les caractéristiques de la surface du sol. Concernant le travail du sol, les agriculteurs font le labour dans deux directions principales : l'une, parallèle à la direction de la pente et l'autre,

perpendiculaire. Pour les systèmes de cultures conduits en pluvial, le labour est adopté par les agriculteurs comme un moyen pour réduire le compactage et aérer le sol, réduire le ruissellement de surface et ainsi l'érosion du sol.

Tableau 6. Calendrier cultural des types d'utilisation des terres dans la zone d'étude.



3.3.2.3. Les propriétés surfaciques des sols

Les propriétés surfaciques des sols, telles que la rugosité du sol, l'encroûtement de la surface du sol et le couvert végétal, synthétisent le comportement de la surface d'un sol d'un point de vue physique, chimique, végétal et climatique. Comme décrites par Le Bissonnais et al. (2005), ces propriétés sont utiles pour évaluer l'érosion. Celles-ci sont présentées dans un calendrier mensuel (Tableau 7) et la variabilité temporelle est principalement induite par les pratiques agricoles (travail du sol) et le système d'irrigation. Dans notre étude, nous avons émis une hypothèse de stabilité interannuelle pour toutes les occupations des sols.

Tableau 7. Caractéristiques mensuelles de la surface du sol des différents types d'utilisation des terres dans la zone d'étude.

	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December
Apricot crop_irrigated_tillage	C1R4F0	C1R3F1	C1R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R4F12	C2R4F0	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F12	C1R4F12
Olive crop_irrigated_tillage	C2R4F0	C2R3F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R4F12	C2R3F12
Olive and apricot crops_irrigated_tillage	C1R4F0	C1R3F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R4F12	C2R4F0	C2R5F1	C2R5F1	C2R5F1	C2R4F12	C1R3F12
Olive crop_rainfed_no tillage	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12
Olive crop_rainfed_tillage	C1R4F0	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F12	C1R3F12	C1R4F0	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F1	C1R2F12	C1R2F12
Olive crop_complémentary irrigation tillage	C1R4F0	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F12	C1R3F12	C1R4F0	C1R3F1	C1R3F1	C1R3F1	C1R2F12	C1R2F12
Cereal crop_rainfed_tillage (full production)	C1R3F0	C1R3F1	C2R3F1	C3R4F1	C3R4F12	C3R4F12	C2R4F12	C1R5F0	C1R4F0	C1R4F0	C1R4F0	C1R4F0
(medium production)				C2R3F1	C2R3F12	C2R3F12						
(low production)				C2R3F1	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12					
Cactus	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1
Bare soil	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12
Natural vegetation (soil cover < 20%)	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12	C1R2F12
Natural vegetation (soil cover 20-60 %)	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1	C2R3F1
Natural vegetation (soil cover > 60%)	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1	C3R4F1

R_x: rugosité de la surface du sol: R0: 0–1cm ; R1: 1–2cm ; R2: 2–5cm ; R3: 5–10cm; R4: 10–15cm ; R5: >15cm.

C_y: taux de couverture du sol : C1: 0–20% ; C2: 21–60% ; C3: 61–100%.

F_z: stade d'encroûtement de la surface du sol. F0: structure fragmentaire initiale; F11: état fragmentaire altéré avec croûtes structurales; F12: apparition locale de croûtes de dépôt; F2: état continu avec croûtes de dépôt (d'après Bissonnais et al., 2005 et Ciampalini et al., 2012).

3.3.2.4. Représentation des banquettes dans les scenarios

Les banquettes sont situées le long des lignes de contour. Pour leur construction, une fossette de 50 cm est creusée en amont de la structure et la terre sert à poser le talus dont la hauteur varie de 0,5 à 1 m.

Dans le paramétrage du modèle, différentes caractéristiques hydrauliques sont attribuées à chacune des deux parties de la structure :

1) la fossette reçoit une capacité maximale de stockage d'eau correspondant à la valeur moyenne réelle (environ 500 mm) et

2) la partie du talus correspond à une surface imperméable (pour éviter l'érosion et permettre le stockage de l'eau puisque le sol du talus est censé être compacté).

Les banquettes sont saisies dans le SIG à partir de lignes et de polygones (Figure 27b). Les structures sont ensuite pixellisées (Figure 27a), en ajoutant une hauteur prédéfinie sur la partie talus et en diminuant la hauteur dans la partie fossé, suivant les dimensions de la banquette. Pour une représentation précise, la résolution spatiale du MNT doit être inférieure à la plus petite dimension de la structure d'une banquette (2 m ou moins).

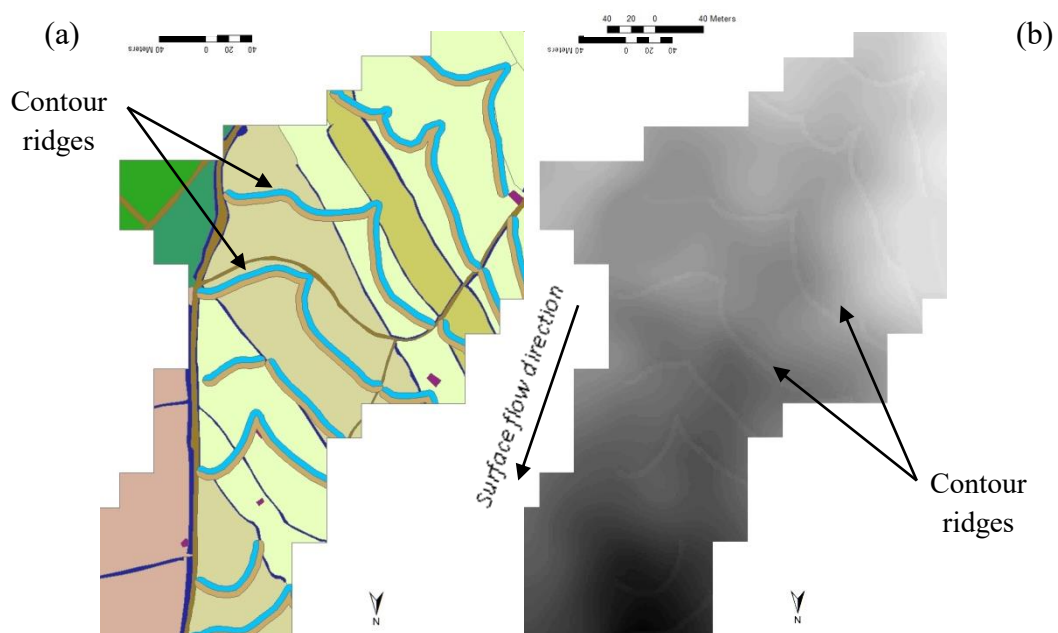


Figure 27. Structures des banquettes : (a) représentation vectorielle (polygones) et (b) représentation raster (MNT).

3.3.2.5. Résolution spatiale du MNT

Les simulations sont faites en utilisant un modèle numérique d'élévation (MNT). Le MNT disponible pour le site d'étude a une résolution de 30 m. Pour adapter le MNT à la résolution spatiale optimale requise pour la représentation des éléments du paysage (les banquettes, les clôtures des parcelles, les trajectoires d'écoulement préférentielles), nous avons ré-échantillonné le MNT à une résolution de deux mètres en utilisant une technique de krigeage (Figure 28). L'information spatiale est la même que le MNT original, mais plus de variations géométriques pourront être prises en compte lors des simulations.

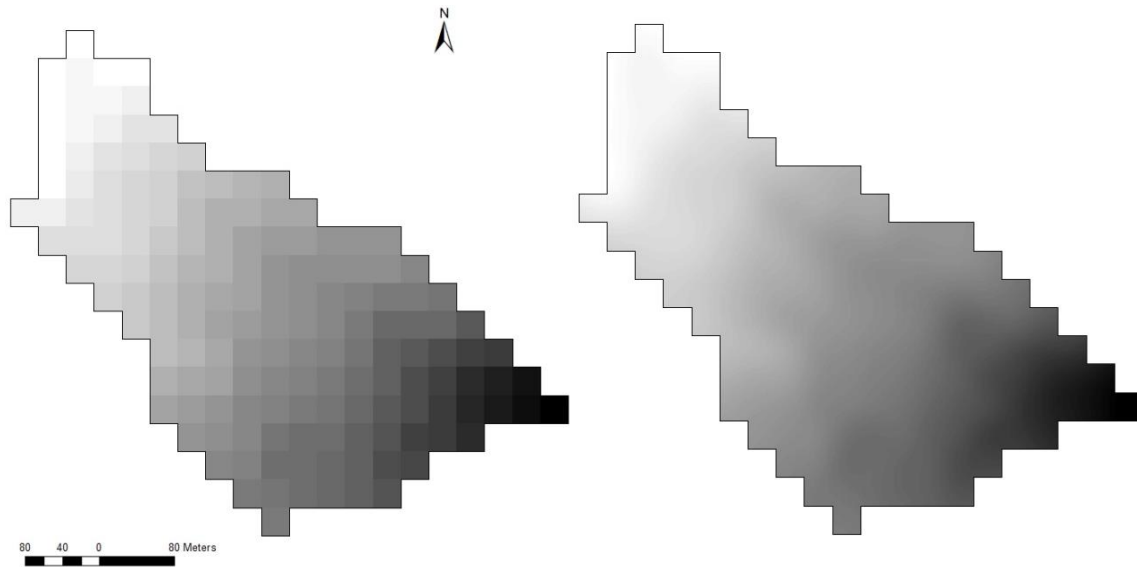


Figure 28. MNT du bassin versant B1. A gauche, résolution 30m et à droite, résolution 2m (ré-échantillonnage).

3.3.3. Les sorties du modèle LandSoil

A l'aide du modèle LandSoil nous avons calculé des flux intra-bassin à l'échelle locale (pour chaque type d'utilisation des terres) qui causent des impacts sur-site et des flux qui sortent du bassin versant et causent des impacts hors-site.

À l'échelle locale, les résultats du modèle LandSoil sont la quantité des sédiments érodés ou accumulés ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$), la variation de la topographie de la surface du sol ($mm \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$) et la quantité d'eau infiltrée (mm), calculées pour chaque type d'utilisation des terres.

L'élévation de la surface du sol a été prise en compte après chaque événement érosif dans chaque cellule de la grille. En utilisant le MNT, la variation de l'altitude du sol a été calculée comme suit :

$$LCB_{i,t} = 10^3 (h_{i,t} - h_{i,t0}) / t \quad (9)$$

où $LCB_{i,t}$ ($\text{mm.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) (local cell budget) est la variation de l'élévation de la surface du sol dans la cellule i après un temps t années de simulation, $h_{i,t0}$ est l'élévation initiale de la surface du sol (m) de la cellule i et $h_{i,t}$ (m) est l'élévation finale de la surface de la cellule i (David et al., 2014).

Le potentiel de perte du sol ($\text{t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) est la masse de sol érodée à l'année t de la simulation pour chaque type d'usage des terres. C'est le potentiel de perte nette du sol qui prend en compte la perte du sol et le dépôt des particules érodées et il est calculé comme suit :

$$\text{Potentiel de perte du sol} = \Sigma [LCB_{i,t} \times 10^{-3} \times \rho] / S_{LU} \quad (10)$$

où $LCB_{i,t}$ est la variation de l'élévation de la surface du sol de toutes les cellules de type d'usage des terres ($LCB_{i,t} \leq 0$ et $LCB_{i,t} \geq 0$), ρ est la densité apparente du sol (1300 kg.m^{-3}), S_{LU} (ha) est la surface totale de type d'usage des terres.

À l'échelle du paysage, l'érosion brute (GE) ($\text{t. ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) a été calculée comme la quantité totale de sédiment produite par érosion. Elle a été calculée en prenant en compte uniquement les cellules avec une variation de l'altitude du sol (LCB) négative :

$$GE_t = \Sigma [LCB_{i,t} \times 10^{-3} \times \rho] / S_{GE} \quad (11)$$

où GE_t ($\text{t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) est la masse de sol érodée à l'année t de la simulation, ρ est la densité apparente du sol (1300 kg.m^{-3}), et S_{GE} (ha) est la surface totale des cellules avec $LCB_{i,t} < 0$.

L'exportation de sol, SE_t ($\text{t.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) est la quantité de particules de sol érodées, calculé au niveau de l'exutoire du bassin versant au cours de la période de simulation. C'est la perte nette de sol à l'échelle du bassin versant et elle a été calculée avec l'équation suivante :

$$SE_t = 10^3 \rho \frac{(\sum_{n=1}^n (LCB_{i,t} < 0) - \sum_{n=1}^n (LCB_{i,t} > 0))}{S_w} \quad (12)$$

où $LCB_{i,t} < 0$ est une érosion, $LCB_{i,t} > 0$ est une accumulation des sédiments érodés et S_w est la superficie du bassin versant (ha).

Enfin, l'apport en sédiments (SDR) a été calculé comme le rapport entre l'exportation de sol (SE) à la sortie du bassin versant et l'érosion brute (GE) au cours de la période de simulation (David et al., 2014).

3.3.4. Calibration du modèle et validation de ré-échantillonnage de MNT

La calibration a été faite sur le bassin Fidh Ben Naceur ($35^{\circ}43'28'' \text{ N}$, $9^{\circ}35'30'' \text{ E}$) situé à l'amont de Merguellil (Délégation de Haffouz), à côté de notre zone d'étude (Figure 29). Des données d'apport en sédiment à l'échelle du bassin versant et des données de pluie sont

disponibles, ces données ont été collectées au niveau de barrage collinaire à l'exutoire de bassin Fidh Ben Naceur. La calibration a été réalisée à l'échelle de bassin versant avec le MNT de résolution de 30 m pour une série de pluies entre 1993 et 1998 (Figure 30). Trois modules ont été calibrés sur la base de l'optimisation d'un paramètre pour chacun :

- 1) le module de ruissellement, par optimisation de la capacité d'infiltration (mm.h^{-1}) ;
- 2) le module d'érosion linéaire, par optimisation du paramètre de la section de rigole ;
- 3) le module d'érosion diffuse par optimisation de la charge solide (g/l) dans l'eau de ruissellement.

La calibration a été effectuée à l'échelle du bassin versant : les taux d'exportation de sol simulés par LandSoil ont été comparés avec le taux d'exportation de sol mesurée au niveau de l'exutoire du bassin de Fidh Ben Naceur pour la période entre 1990 et 1999. Les données de terrain du taux d'érosion pour le bassin de calibration ont été obtenues à partir de la littérature scientifique (données publiées dans les travaux de Jebari et al., 2010).

Après cette opération de calibration, une simulation pour la même période a été aussi effectuée avec le MNT ré-échantillonné à 2m. Le taux d'érosion simulé a été comparé avec le taux d'érosion observé afin de vérifier que la validité du modèle était confirmée après ré-échantillonnage.

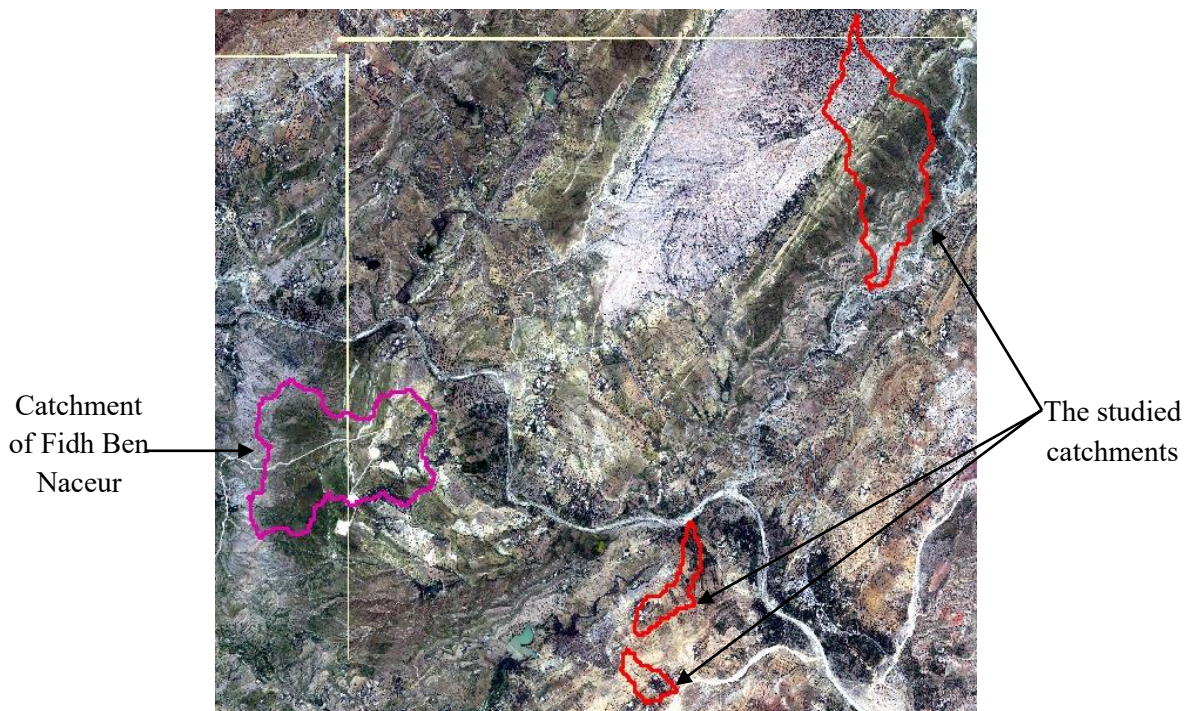


Figure 29. Localisation de bassin de calibration "Fidh Ben Naceur".

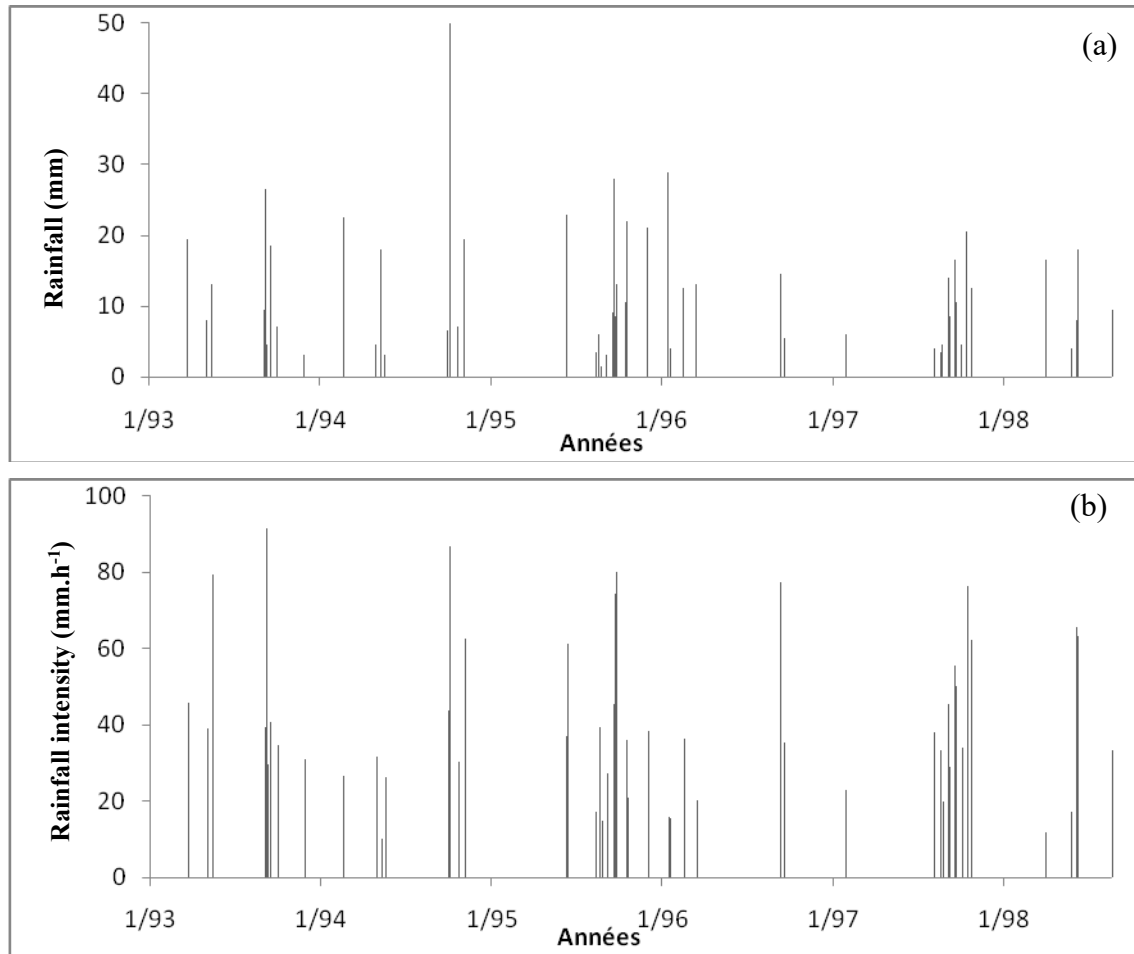


Figure 30. Série de pluies de la station de Fidh Ben Naceur entre 1993 et 1998 : a-hauteur (mm) et b-intensité (mm/h) par événement.

3.4. Calcul des impacts

En ACV, l'évaluation de l'impact des utilisations des terres est basée sur le cadre développé par Milà i Canals et al. (2007). L'usage des terres a un impact sur la qualité de l'écosystème, définie comme la capacité d'un écosystème à préserver la biodiversité et à fournir des services à la société humaine (Milà i Canals et al., 2007). L'impact sur l'utilisation des sols est calculé séparément pour la phase d'occupation et la phase de transformation. Dans cette étude, nous nous concentrons sur l'impact de l'occupation du sol (OI), défini comme suit :

$$OI = A_{occ} t_{occ} CF_{occ} \quad (13)$$

Le flux d'inventaire est le produit $A_{occ} t_{occ}$ où A_{occ} est la superficie occupée par un usage des terres donné (m²) et t_{occ} est la période d'occupation (années). Le facteur de caractérisation, CF_{occ} , est défini comme la différence de la qualité écologique du sol entre la phase

d'occupation et la phase de relaxation qui conduit à un retour à une situation de référence. Le calcul du facteur de caractérisation est décrit dans LANCA comme suit :

$$CF_{occ} = - \Delta Q_{occ} = - (Q_{use} - Q_{ref}) \quad (14)$$

où Q_{use} est la valeur de l'indicateur de qualité pour l'usage des terres considéré et Q_{ref} , la valeur pour la situation de référence. En ACV, on considère en général que l'état de référence est l'état naturel. Les valeurs positives du CF_{occ} représentent la dégradation de la qualité de l'écosystème et les valeurs négatives l'amélioration de la qualité de l'écosystème (Bos et al., 2016). Dans LANCA, les indicateurs de qualité sont définis pour plusieurs fonctions écosystémiques. Comme indiqué dans la partie 2.1., nous considérerons ici deux fonctions : la fonction de résistance à l'érosion et la fonction de filtration mécanique.

3.4.1. La résistance à l'érosion

La méthode recommandée par la JRC pour la fonction "résistance à l'érosion" est celle décrite dans LANCA version 2 (Bos et al., 2016). Dans cette méthode, le paramètre retenu comme indicateur de qualité est le potentiel de perte de sol par érosion, Q_e ($kg.m^{-2}.a^{-1}$), obtenu avec le modèle RUSLE (Revised Universal Soil Loss equation).

$$Q_e(LANCA) = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (15)$$

Avec:

R: facteur d'érosivité des pluies,

K: facteur d'érodibilité des sols,

LS: facteur de pente (S = inclinaison, L = longueur ininterrompue de la pente)

C: facteur caractérisant le couvert et les pratiques,

P: facteur caractérisant les pratiques de conservation des.

LANCA propose des méthodes pour calculer ces différents facteurs. Le facteur P a une valeur comprise entre 0 et 1 (1 si aucune mesure de protection n'est mise en œuvre). La valeur donnée pour des banquettes est $P_{USLE}=0,5$ pour la pente entre 3 et 5% et $P_{USLE}=0.7$ pour la pente de 13% (Neitsch et al., 2011). C'est celui qui est le plus incertain (Maetens et al., 2012).

Dans notre cas la valeur du potentiel d'érosion hydrique est aussi calculée à partir du modèle LandSoil et les deux résultats ont été comparés.

3.4.2. La filtration mécanique

La méthode de calcul pour la fonction « filtration mécanique » est décrite dans LANCA (Beck et al., 2010). Le modèle de caractérisation est basé sur un arbre de décision qui permet

le calcul de la perméabilité du sol laquelle est ensuite multipliée par des facteurs de correction.

L'indicateur de qualité obtenu est le potentiel de réduction de l'infiltration pour l'usage des terres considéré ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{a}^{-1}$).

Cet indicateur a aussi été calculé à partir des résultats de LandSoil qui donne le volume d'eau infiltré pour chaque type d'usage des terres.

3.5. Utilisation des résultats de LandSoil pour la caractérisation des banquettes en ACV avec la méthode LANCA

Afin de caractériser les banquettes de manière générique en ACV nous allons analyser les résultats obtenus avec LandSoil pour la fonction résistance à l'érosion seulement. Pour cela nous étudions les résultats sur nos divers scénarios de bassins-versants (3 bassins versants, avec et sans banquettes). Le rapport entre l'indicateur de qualité obtenu avec banquettes et celui obtenu sans banquettes est analysé de manière à calculer un facteur de réduction d'érosion, P :

$$P = \frac{Q_E \text{ avec}}{Q_E \text{ sans}} \quad (16)$$

Le coefficient P a été calculé sur chacune des parcelles des 3 bassins versants. Dans un premier temps, nous avons recherché avec des ANOVAs les corrélations possibles entre le facteur P et des facteurs explicatifs pour chaque parcelle : le type d'usage des terres, la pente, l'indicateur d'accumulation des flux (c'est la valeur calculée à partir de la somme de nombre de pixel parcourus par le flux à l'amont de la parcelle considérée) et la densité des banquettes. Ensuite nous avons analysé les valeurs de P moyennes pour chaque système de culture, en vue de proposer des valeurs optimisées du facteur P dans l'objectif de les utiliser dans le calcul du potentiel d'érosion de la méthode LANCA.

4. Résultats et discussion

4.1. Calibration du modèle et validation du ré-échantillonnage du MNT

Le Tableau 8 illustre les résultats observés et simulés avec LandSoil pour la perte du sol par érosion à l'échelle du bassin de Fidh Ben Naceur.

Tableau 8. Résultats des taux de pertes du sol ($\text{t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$) simulés et observés au niveau de l'exutoire du bassin de Fidh Ben Naceur.

	Observed value	Simulated value (DEM 30m)	Simulated value (DEM 2m)
Rate of soil loss ($\text{t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$)	14.5	15.6	14.7

Ces résultats montrent que l'optimisation du paramètre de calibration a donné une valeur de perte du sol simulée proche de celle mesurée au niveau de l'exutoire. On en déduit que le modèle LandSoil est correctement calibré pour notre zone d'étude. La simulation avec le MNT ré-échantillonnée avec la résolution spatiale fine de 2m a donné un taux d'érosion de $14.7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$. Cette valeur est très proche de la valeur mesurée ($14.5 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$).

La différence de valeur obtenue avec les deux MNT est due à des petites variations géométriques lors du ré-échantillonnage. Les résultats de statistique de l'érosion pour tous les événements simulés sur une période de 64 mois sont illustrés dans le Tableau 9 pour les deux MNT. On constate que les valeurs sont très proches. Ainsi, nous considérons que l'utilisation du MNT 2m obtenu par ré-échantillonnage est acceptable pour étudier l'effet des banquettes.

Tableau 9. Erosion (t.ha^{-1}) pour une simulation de 64 mois pour les MNTs de résolution 30m (DEM_30m) et 2m (DEM_2m) : valeurs statistiques sur l'ensemble des événements simulés.

DEM		Total	Mean	STD	Min	Max
DEM_30m	On-site deposit	32.00	0.43	0.68	0.00	2.84
	Off-Site sediment exportation	83.66	1.13	2.44	0.00	14.74
DEM_2m	On-site deposit	34.33	0.46	0.69	0.00	2.78
	Off-Site sediment exportation	78.23	1.06	2.28	0.00	13.91

4.2. Effet des banquettes sur le processus d'érosion

4.2.1. Effet des banquettes sur la perte du sol à l'échelle du bassin versant

Afin d'étudier l'effet des banquettes, les résultats de LandSoil (cf 3.3.3) sont synthétisés dans le Tableau 10. Les résultats pour toutes les parcelles sont fournis dans l'annexe B. Dans ce tableau l'index d'exportation du sol, SEI correspond au rapport des quantités de sol exportées par rapport au scénario sans banquette (les bassins sans banquettes ont donc un SEI de 100%).

Pour visualiser les résultats, la Figure 31 montre les cartes de variation d'altitude après 10 ans de simulation pour les différents scénarios.

Pour les scénarios sans banquettes, le scénario B1_NC présente les taux les plus élevés d'exportation du sol et d'érosion brute, respectivement de $20.14 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ et $34.33 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$. Le

taux d'exportation du sol le plus faible est observé au niveau de scénario B3_NC (8.36 t.ha⁻¹.a⁻¹), cependant ce scénario ne présente pas le taux d'érosion brute le plus faible (23.4 t.ha⁻¹.a⁻¹). L'érosion brute la plus faible est observé dans le scénario B2_NC avec un taux de 22 t.ha⁻¹.a⁻¹. En effet, la quantité totale produite lors du processus d'érosion n'est pas totalement exportée en dehors du bassin, le paramètre SDR (le ratio de distribution des sédiments) montre le pourcentage du sol exporté du bassin par rapport à l'érosion brute et on constate que les SDR des trois scénarios sans banquettes varient entre 52% et 73%. Ces résultats soulignent l'importance du processus de redistribution des sols au sein d'un bassin versant qui est lié aux interactions des différentes composantes des paysages agricoles sur le processus d'érosion.

Tableau 10. Résultats de distribution du sol pour les six scénarios après 10 ans de simulation par LandSoil. _NC: scénario sans banquettes, _WC: scénario avec banquettes ; SEI (%): index d'exportation du sol ; SDR : soil delivery ratio = SE/GE.

Catchments	B1		B2		B3	
Scenarios	B1_NC	B1_WC	B2_NC	B2_WC	B3_NC	B3_WC
Soil exportation (SE)						
(t)	2899.64	1184.35	2159.7	1224	15665.9	12119.18
(t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	20.14	8.22	8.36	4.74	10.66	8.25
SEI (%)	100	41	100	57	100	77
Gross erosion (GE) _ on-site erosion						
(t)	3987.5	2995	4105.3	3631.3	23207.5	24289.18
(t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	34.3	27	23.4	21.7	22	23.9
Surface (%)	80.7	77	67.95	64.8	71.6	69.2
SDR (%)	73	40	53	34	68	50

En présence de banquettes le taux de réduction d'érosion (SEI) dépend du bassin versant. En effet, les scénarios B1_WC, B2_WC et B3_WC présentent respectivement des SEI de 41%, 57% et 77%. Pour évaluer l'impact réel des banquettes sur la perte totale du sol (l'érosion brute), on a comparé l'effet de ces ouvrages sur le ratio de distribution des sédiments (SDR). On remarque que tous les scénarios comportant des ouvrages de conservation présentent une exportation du sol inférieure à celle des scénarios sans banquettes. Pour le bassin B1, le SDR a diminué de 73% à 40% et pour les deux autres bassins B2 et B3, on observe une réduction plus faible passant respectivement de 53% et 68% à 34% et 50%. Les banquettes réduisent de manière significative le taux de distribution des sédiments (SDR) mais cette réduction est variable entre les différents bassins. On en déduit que l'effet des

banquettes dépend de nombreux facteurs dont le paysage agricole (structuration parcellaire) et l'usage des terres associés.

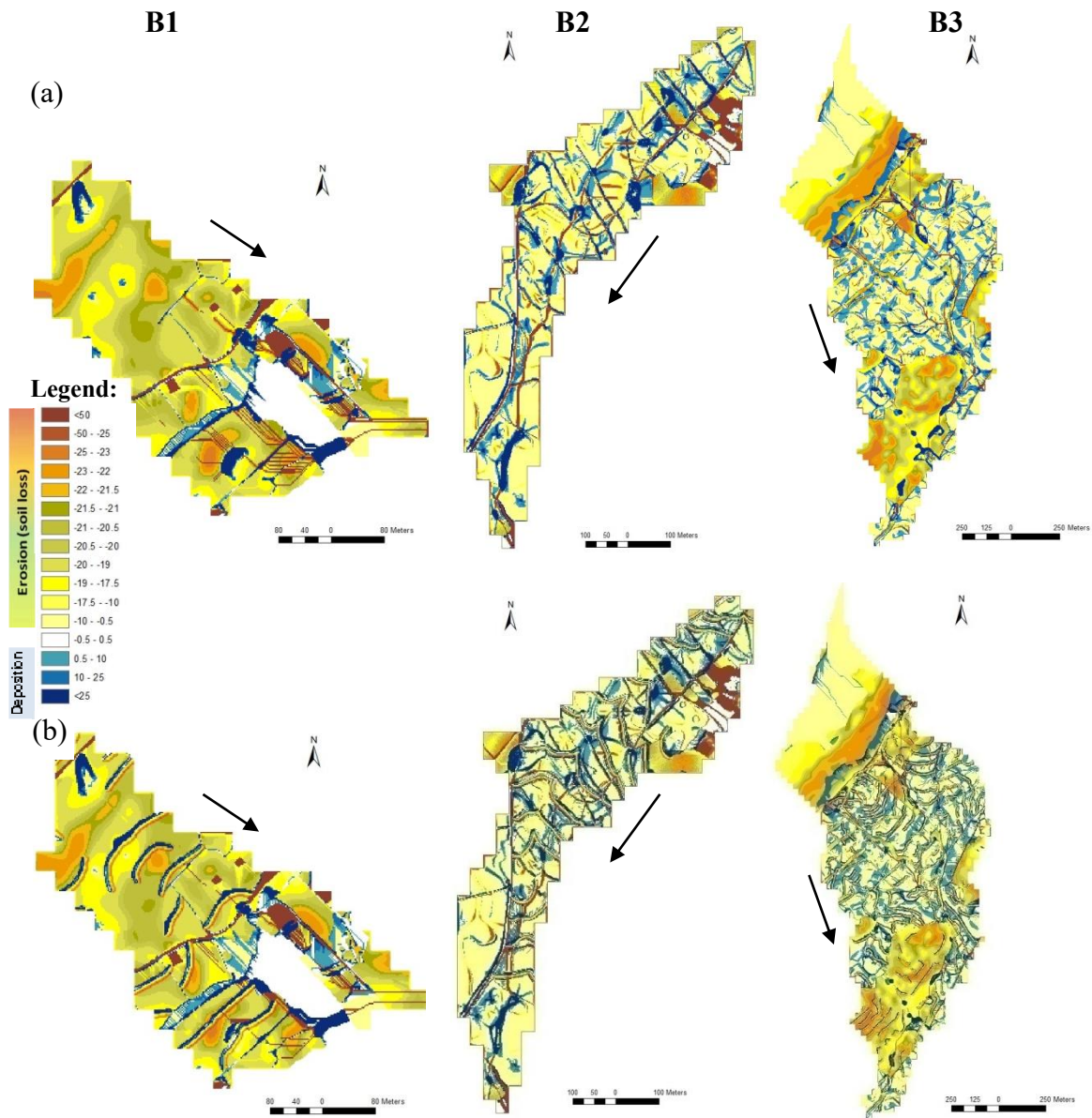


Figure 31. Les cartes d'érosion : a) scénario sans banquettes et b) scénario avec banquettes. Les flèches désignent le sens de l'écoulement.

4.2.2. Effet des banquettes sur la perte du sol pour chaque type d'usage des terres

Le Tableau 11 présente les taux d'érosion ($t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) pour chaque type d'usage des terres pour les trois bassins versants, avec et sans banquettes. Les valeurs positives du taux d'érosion indiquent l'enrichissement des sols en sédiments et une augmentation de la profondeur du sol par rapport à l'état initial (à l'instant t_0 des simulations). Les valeurs négatives indiquent par

contre des pertes de sol. Le taux d'érosion pour chaque type d'usage est la valeur moyenne de toutes les parcelles avec le même usage de sol dans le bassin.

Tableau 11. Résultats de redistribution du sol ($t\ ha^{-1}.a^{-1}$) pour les différents usages des terres dans les scénarios sans et avec banquettes : moyennes et écart-types (entre parenthèses) sur l'ensemble des parcelles concernées ; les cases grises indiquent les systèmes de culture associés aux banquettes.

Catchments	B1		B2		B3	
Scenarios	B1_NC	B1_WC	B2_NC	B2_WC	B3_NC	B3_WC
Net erosion rate ($t.ha^{-1}.a^{-1}$)						
Irrigated Apricot	-	-	-5.3 (8.5)	-5 (5.1)	-	-
Olive crop_irrigated_tillage	-	-	0.2 (4.7)	1.2 (4.4)	-	-
Olive and apricot crops_irrigated_tillage	-	-	-4.9 (10)	-1.3 (8.9)	-	-
Olive crop_rainfed_no tillage	-38.6 (23.6)	-14.3 (13.4)	-	-	-	-
Olive crop_rainfed_tillage	-	-	-19 (14.9)	-11.2 (9.13)	-	-
Cerealcrop_rainfed_tillage	-	-	-	-	-9.5 (8)	-5.2 (5.1)
Cactus	31.5 (24)	26 (22)	23 (14.6)	20.5 (14.85)	-	-
Baresoil	-17.9 (12.2)	-6.4 (10.6)	-	-	-18.4 (4.6)	-15.3 (7.7)
Natural vegetation (soilcover< 20%)	-29.2 (19.4)	-22 (8)	-	-	-20* (0.25)	-20* (0.25)
					-19** (18.7)	-16.6** (7.5)
Natural vegetation (soilcover 20 - 60 %)	-1 (17.6)	2.5 (8.2)	-	-	-0.67 (0.18)	-0.67 (0.18)

Les cases grises indiquent les systèmes de cultures associés aux banquettes.

* Type d'usage des terres localisé à l'amont du bassin B3.

**Type d'usage des terres localisé à l'aval du bassin B3.

Dans les scénarios sans banquettes, les systèmes de culture irrigués présentent des valeurs d'érosion beaucoup moins importantes (inférieures à $5\ t.ha^{-1}.a^{-1}$) que celle obtenues pour les systèmes de cultures pérennes pluviaux (taux d'érosion supérieurs à $20\ t.ha^{-1}.a^{-1}$). Parmi les différents types d'usage des terres, on remarque que le cactus est très performant pour la rétention des particules érodées avec un taux pouvant atteindre $31\ t.ha^{-1}.a^{-1}$.

Au niveau du scénario B1_NC, le système olivier en pluvial sans labour montre des taux d'érosion plus importants que les sols nus. Ceci s'explique par la situation topographique des parcelles concernées : les sols nus sont situés à l'amont du bassin, alors que le système olivier en pluvial sans labour est situé dans la partie aval. Or, les sols nus, à l'amont, présentent une

majorité d'érosion diffuse (environ 93% de l'érosion totale). Par contre, à l'aval, l'olivier pluvial sans labour subit des flux hydriques concentrés qui entraînent une érosion linéaire (ravines) représentant 69% de l'érosion totale. Ce phénomène est responsable d'une perte de sol accentuée. Ces résultats montrent qu'à la fois les types d'usage des terres à l'amont et l'effet amont/aval ont un effet sur la redistribution du sol à l'échelle du bassin versant.

Par rapport aux scénarios avec banquettes, on remarque que ces dernières réduisent d'une manière considérable le taux d'érosion pour tous les systèmes de culture et particulièrement pour les systèmes de culture pluviaux. Par exemple, pour le système olivier pluvial sans labour, le taux d'érosion diminue de $-38.6 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ à $-14 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ en présence des banquettes. D'autre part, on constate que, sur le bassin B1, les banquettes ont un effet sur les processus d'érosion/dépôt sur des zones qui n'ont pas d'aménagement (cactus, terres non cultivées). Par exemple, les banquettes ont réduit les apports en sédiment au niveau des cactus de $31.5 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ à $26 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$; elles diminuent également l'érosion sur les sols couverts de végétation naturelle. Par contre, sur les bassins B2 et B3, on voit que, en moyenne, la présence de banquettes sur le bassin influence peu les parcelles qui ne sont pas équipées.

En comparant toutes les valeurs d'érosion dans les scénarios avec et sans banquettes, on remarque que les taux de réduction d'érosion liés aux banquettes sont variables. Il est donc nécessaire de comprendre et d'identifier quels facteurs influencent l'efficacité des banquettes par rapport à l'érosion.

4.3. Calcul des impacts

4.3.1. Filtration mécanique

Les deux Tableaux 12 et 13 présentent respectivement les valeurs de CF_s du potentiel de réduction de l'infiltration de chaque type de land use ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{a}^{-1}$) calculées à partir des résultats de LandSoil et par la méthode LANCA. Les valeurs positives désignent un impact négatif sur la fonction du sol filtration mécanique et les valeurs négatives montrent une amélioration de la fonction du sol.

Avec les calculs réalisés à partir des résultats de LandSoil, on observe une amélioration très importante du potentiel de filtration pour le système olivier pluvial sans labour et pour le sol nu, du fait des banquettes. La même tendance s'observe pour les sols couverts de végétation naturelle. Pour les autres systèmes, les banquettes améliorent la filtration mécanique mais l'effet de ces ouvrages est variable suivant les types de culture et les bassins.

Par contre, au niveau des CFs calculés par LANCA, on constate que les différents types d'occupation du sol sont associés à des valeurs similaires de CFs. Ceci est normal car la méthode LANCA (Beck et al., 2010) ne tient pas compte des pratiques agricoles, ni du type d'usage des terres, ni des banquettes dans la modélisation de l'impact filtration mécanique.

Tableau 12. CF_s du potentiel de réduction de l'infiltration (m³.m⁻².a⁻¹) de chaque type de land use calculés à partir des résultats de LandSoil

Catchments Scenarios	B1		B2		B3	
	B1_NC	B1_WC	B2_NC	B2_NC	B3_WC	B3_NC
Apricot_irrigated_tillage	-	-	-3.55 E-02	-3.55E-02	-	-
Olive_irrigated_tillage	-	-	-4.24E-02	-5.13E-02	-	-
Olive and apricot_ irrigated_tillage	-	-	-3.74E-02	-4.40E-02	-	-
Olive_rainfed_no tillage	-9.54E-05	-1.81E-02	-	-	-	-
Olive_rainfed_tillage	-	-	-3.28E-02	-4.28E-02	-	-
Cereal_rainfed_tillage	-	-	-	-	-4.10E-02	-4.98E-02
Cactus	-4.27E-02	-4.70E-02	-4.60E-02	-5.07E-02	-	-
Baresoil	0.00E+00	-1.95E-02	-	-	0.00E+00	-7.86E-03
Natural vegetation (soil cover<20%)	-1.44E-04	-9.25E-03	-	-	-	-
Natural vegetation (soil cover 20- 60%)	-5.19E-02	-5.15E-02	-	-	-4.20E-02	-4.20E-02

Tableau 13. CF_s du potentiel de réduction de l'infiltration (m³.m⁻².a⁻¹) de chaque type de land use calculés par la méthode LANCA.

Catchments Scenarios	B1		B2		B3	
	B1_NC	B1_WC	B2_NC	B2_NC	B3_WC	B3_NC
Apricot_irrigated_tillage	-	-	1.28E+01	1.28E+01	-	-
Olive_irrigated_tillage	-	-	1.28E+01	1.28E+01	-	-
Olive and apricot_ irrigated_tillage	-	-	1.28E+01	1.28E+01	-	-
Olive_rainfed_no tillage	1.28E+01	1.28E+01	-	-	-	-
Olive_rainfed_tillage	-	-	1.28E+01	1.28E+01	-	-
Cereal_rainfed_tillage	-	-	-	-	1.28E+01	1.28E+01
Cactus	1.28E+01	1.28E+01	1.28E+01	1.28E+01	-	-
Baresoil	0.00E+00	0.00E+00	-	-	0.00E+00	0.00E+00
Natural vegetation (soilcover< 20%)	1.28E+01	1.28E+01	-	-	-	-
Natural vegetation (soilcover 20-60%)	1.28E+01	1.28E+01	-	-	1.28E+01	1.28E+01

4.3.2. Résistance à l'érosion

L'analyse des résultats du modèle nous a permis de conclure que les banquettes ont un effet sur la redistribution du sol à l'échelle du bassin versant et par conséquent sur le potentiel d'érosion (Q_e) et la résistance à l'érosion de chaque type d'utilisation des terres. Cependant, cet effet est lié aux types de pratiques associés aux banquettes ainsi qu'à d'autres facteurs. Pour mettre en évidence la variation du potentiel d'érosion de chaque type d'usage, la Figure 32 montre le potentiel d'érosion moyenne des parcelles ($\text{kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) avec les écart-types, calculé à partir des résultats de LandSoil dans les scénarios avec et sans banquettes. On remarque que le système olivier irrigué avec labour est le système qui a le potentiel de perte du sol le plus faible (l'écart type est aussi très faible). Il y a par contre des écart-types très importants pour d'autres systèmes. Ceci confirme que le potentiel d'érosion dépend d'un potentiel intrinsèque lié à l'usage des terres mais aussi d'autres facteurs.

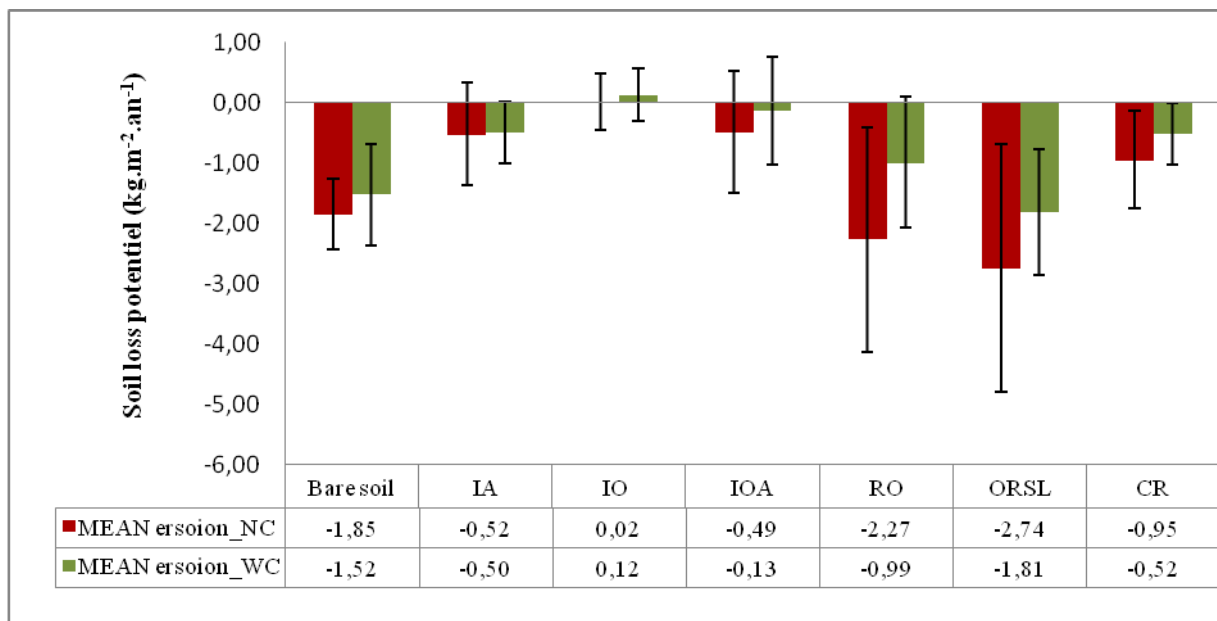


Figure 32. Potentiel d'érosion moyen des parcelles et écart types correspondants, calculés à partir des résultats de LandSoil dans les scénarios sans banquettes (_NC) et avec banquettes (_WC). IA : Abricotier irrigué, IO : Olivier irrigué, IOA : Olivier et abricotier irrigué, RO : Olivier pluvial, ORSL : Olivier pluvial sans labour et CR : Céréaliculture.

La Figure 33 montre les résultats du potentiel d'érosion des différents types d'utilisation des terres obtenus avec la méthode LANCA. On remarque d'après les résultats de cette figure que le modèle LANCA donne des valeurs du potentiel d'érosion plus faibles que le modèle LandSoil calibré sur notre zone d'étude. Les valeurs données par LANCA sont positives car

elles représentent la production de sédiment (alors que les valeurs de LandSoil représentent les pertes négatives ou les dépôts positifs).

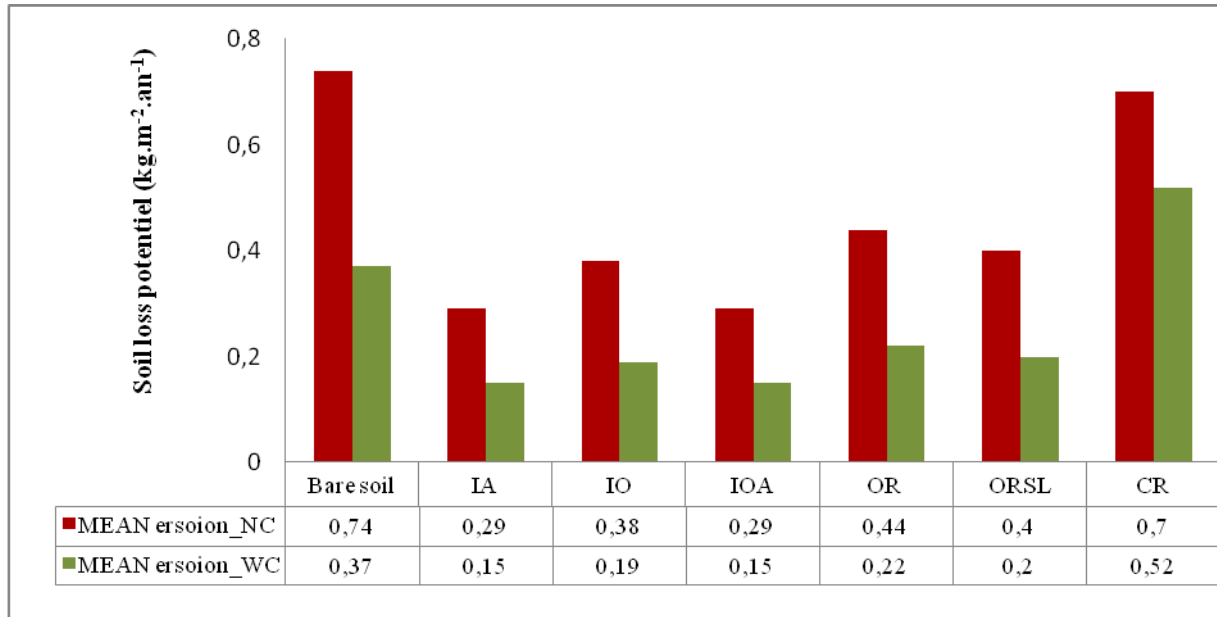


Figure 33. Potentiels d'érosion moyen des parcelles calculés par la méthode de LANCA dans les scénarios sans banquettes (_NC) et avec banquettes (_WC). IA : Abricotier irrigué, IO : Olivier irrigué, IOA : Olivier et abricotier irrigué, RO : Olivier pluvial, ORSL : Olivier pluvial sans labour et CR : Céréaliculture.

4.4. Coefficient de réduction d'érosion lié aux banquettes

4.4.1. Etude des corrélations

Le Tableau 14 montre les résultats de corrélation obtenus par une analyse de variance ANOVA pour les coefficients de réduction d'érosion P pour toutes les parcelles dans chaque bassin. Au niveau de chaque parcelle, la variable dépendante est le coefficient de réduction P et les variables explicatives sont la valeur maximale de l'indicateur accumulation des flux (Max_Flowacc), la médiane des valeurs d'accumulation des flux des pixels de la parcelle (Median_Flowacc), la pente moyenne (en %), la densité des banquettes et le labour. Dans ce tableau, les résultats des corrélations à l'échelle des sous-bassins sont présentés ainsi que les résultats en fonction de la position sur la pente : entre l'amont et l'aval pour les bassins B1 et B2, et en trois niveaux pour le bassin B3 (N1: l'amont du bassin, N2: le milieu et N3: la partie aval).

Le Tableau 14 montre qu'il y a des corrélations importantes entre la densité des banquettes et le coefficient de réduction de l'érosion pour les trois bassins. Ces deux paramètres sont négativement corrélés ce qui signifie que le coefficient de réduction diminue quand la densité

des banquettes augmente. Les corrélations les plus importantes sont observées au niveau du bassin B1. Le coefficient de réduction pour l'ensemble du bassin est de l'ordre de -0.84, avec une variation entre l'amont et l'aval puisque les valeurs du coefficient de réduction sont respectivement de -0.77 et -0.87 ($R^2 = 0.97$). Pour les deux bassins B2 et B3, on observe des corrélations moins importantes, entre 0.3 et 0.8.

Pour conclure, les résultats des corrélations obtenus permettent de mettre en évidence l'effet des banquettes sur la réduction de l'érosion. Cependant, ces résultats ne nous permettent pas de généraliser nos conclusions et proposer un facteur commun. Pour cela, il est important d'affiner nos résultats et de raisonner en fonction des densités des banquettes.

Tableau 14. Résultats de corrélation de la variable P (coefficient de réduction d'érosion) avec les variables explicatives : Max Flowacc, Median_Flowacc, pente moyenne, densité des banquettes (%) et pratique du labour.

Basins		R^2	Max_ Flowacc	Median_ Flowacc	Mean slope (%)	Contour ridges density (%)	Tillage (No)	Tillage (Yes)
B1	All	$R^2=0.87$	-0.22	0.04	-0.44	-0.84	-	-
	Uphill	$R^2=0.97$	-0.67	-0.73	-0.73	-0.77	-	-
	Downhill	$R^2=0.97$	-0.18	0.14	-0.44	-0.86	-	-
B2	All	$R^2=0.42$	-0.15	-0.37	0.3	-0.55	0.38	-0.38
	Uphill	$R^2=0.6$	-0.38	-0.09	-0.41	-0.60	0.32	-0.32
	Downhill	$R^2=0.8$	-0.23	-0.67	0.3	-0.53	0.42	-0.42
B3	All	$R^2=0.3$	0.08	0.03	0.07	-0.09	-0.08	0.08
	Level 1	$R^2=1$	-0.67	-0.06	0.58	No contour ridges	-	-
	Level 2	$R^2=0.7$	0.09	0.18	-0.16	-0.74	-0.02	0.02
	Level 3	$R^2=0.6$	-0.2	-0.2	0.11	-0.5	0.22	-0.22

4.4.2. Valeurs moyennes par système de culture

Le Tableau 16 montre les résultats de l'analyse des moyennes des coefficients de réduction d'érosion P pour chaque type d'usage des terres. D'après Neitsch et al. (2011), pour des banquettes, le facteur P_{USLE} varie en fonction de la pente comme indiqué dans le Tableau 15. Nous avons donc analysé les valeurs moyennes calculées pour P, par type de culture en fonction de la densité moyenne des banquettes sur le bassin versant et en fonction de la pente des parcelles (Tableau 16).

Tableau 15. Valeurs du coefficient de réduction P_{USLE} pour des banquettes en fonction de la pente d'après Neitsch et al. (2011)

Slope	P_{USLE}
1% - 2%	0,6
2% - 5%	0,5
6% - 8%	0,5
9% - 12%	0,6
13% - 16%	0,7

Tableau 16. Analyse des moyennes et des écart-types des coefficients de réduction de l'érosion P calculés avec LandSoil par parcelle, pour chaque type d'usage des terres et valeurs arrondies proposées pour une utilisation dans la méthode LANCA.

	Number	P (mean)	P (SD)	P (rounded)
Density of contour ridges : 5.6 %				
Rainfed olive crop without tillage	5	0.63	0.31	0.6
[0-5[	1	0.52	0	
[5-9[	2	0.58	0.59	
[9-12[	2	0.74	0.06	
Bare soil	12	0.77	0.29	0.8
[0-5[	4	0.73	0.31	
[5-9[	4	0.69	0.38	
[9-12[	1	0.59	0	
[12-16[	3	0.99	0.00	
Density of contour ridges : 4.50%				
Irrigated apricot crop	5	0.92	0.13	0.9
[0-5[	2	0.85	0.21	
[5-9[	3	0.97	0.05	
Irrigated olive and apricot crops	9	0.37	0.43	0.4
[0-5[	2	0.40	0.57	
[5-9[	7	0.35	0.43	
Irrigated olive crop	8	0.76	0.45	0.8
[0-5[	2	1.00	0.00	
[5-9[	5	0.81	0.42	
[9-12[	1	0.00	0	
Rainfed olive crop with tillage	8	0.49	0.39	0.5
[0-5[	2	0.50	0.71	
[5-9[	4	0.31	0.22	
[9-12[	2	0.83	0.24	
Rainfed olive crop without tillage	18	0.86	0.27	0.9
[0-5[	4	0.99	0.02	
[5-9[	10	0.74	0.32	
[9-12[	3	1.00	0.00	
[12-16[	1	1.00	0	

(Continued)

Rainfed cereal crop	11	0.58	0.35	0.6
[0-5[	2	0.75	0.36	
[5-9[	5	0.52	0.45	
[9-12[	3	0.61	0.32	
Bare soil	41	0.81	0.28	0.8
[0-5[	15	0.84	0.28	
[5-9[	10	0.87	0.21	
[9-12[	5	0.76	0.22	
[12-16[	9	0.67	0.36	
Natural vegetation (CV ≤ 20%)	12	0.81	0.28	0.8
[0-5[	2	0.51	0.69	
[5-9[	7	0.86	0.15	
[9-12[	1	0.88	0	
[12-16[	2	0.91	0.10	
Natural vegetation (20 ≤ CV < 60%)	4	0.75	0.28	0.8
[0-5[	2	0.79	0.24	
[5-9[	1	0.41	0	
[9-12[	1	1.00	0	
Natural vegetation (60% ≤ CV)	9	0.95	0.11	1
[0-5[	1	0.69	0	
[5-9[	3	0.95	0.08	
[9-12[	2	1.00	0.00	
[12-16[	3	1.00	0.00	

Ce tableau montre que le potentiel de réduction de l'érosion des banquettes est variable suivant le type d'usages des terres. L'écart type montre aussi que le coefficient de réduction de l'érosion est variable entre les parcelles de même type d'usage. Pour chaque type d'usage des terres, les valeurs de P calculées dépendent de la classe de pente et de la densité des banquettes (%) au niveau du bassin versant. D'une manière générale, comme indiqué par Neitsch et al. (2011), les valeurs de P montrent un minimum (maximum d'efficacité) pour une pente intermédiaire, variable suivant les cas. L'effet de la densité des banquettes ne peut s'observer que sur le sol nu et l'olivier pluvial sans labour : dans les deux cas, le passage d'une densité de 4,5% à 5,6% entraîne une diminution du coefficient de réduction.

Compte-tenu des valeurs des écart-types, de l'incertitude sur la pente optimale et dans l'objectif d'une utilisation en ACV nous proposons de ne considérer les valeurs que par type de culture et d'arrondir les valeurs de P à une seule décimale.

Pour les cultures arboricoles irriguées, on remarque que le système Olivier-Abricotier Irrigué (IOA) a un coefficient plus faible que les systèmes Olivier Irrigué (IO) et Abricotier Irrigués (IA). Ceci s'explique par le fait que le système mixte IOA est situé uniquement en

amont de bassin versant, dans des parcelles équipées de banquettes. A l'inverse le système Abricotier Irrigué n'est situé qu'en partie aval, dans des zones sans banquettes. Ainsi, les banquettes du bassin versant ont été beaucoup plus efficaces sur le système IOA que sur le système IA. Pour mieux montrer cet effet, il faudrait évaluer les valeurs de P en fonction de la densité des banquettes sur la parcelle et non pas sur le bassin versant. Les valeurs du système IO paraissent difficilement interprétables car le taux d'érosion sur les parcelles de ce système sont très faibles (cf. Figure 32). Dans un objectif de vision conservative telle appliquée en général en ACV (on maximise l'impact en cas d'incertitude), une valeur de $P=0,9$ pourrait être recommandée pour tous les systèmes arboricoles irrigués.

Pour les systèmes d'Olivier en pluvial, on voit que les banquettes sont plus efficaces dans les systèmes avec labour que dans les systèmes sans labour. Il paraît donc logique de conserver les deux valeurs $P=0,5$ avec labour et $P=0,9$ sans labour. Pour l'Olivier pluvial sans labour, on voit que cette valeur diminue si la densité des banquettes augmente (pour une densité de 5,6%, on obtient alors une valeur de $P=0,6$). Quant à la céréaliculture, on obtient une valeur de 0,6 et pour les sols naturels une valeur de 0,8 sauf dans le cas d'une couverture de végétation supérieure à 60% pour lequel le taux de réduction vaut 1 car il y a très peu d'érosion même sans banquettes.

Ces éléments d'analyse nous permettent de recommander les valeurs qui figurent dans le Tableau 17, en fonction du type de culture.

Tableau 17. Valeurs recommandées pour le facteur P de réduction d'érosion utilisé dans la méthode LANCA pour les banquettes

Land use types	P
Irrigated perennial crop	0,9
Rainfed perennial crop without tillage	0,9
Rainfed perennial crop with tillage	0,5
Rainfed cereal crop	0,6
Bare soil or natural vegetation cover <60%	0,8
Natural vegetation cover >60%	1

Ces facteurs peuvent être utilisés en ACV pour calculer les impacts des usages des terres sur la catégorie d'impact résistance à l'érosion à partir de l'équation universelle RUSLE (méthode LANCA). Si toutes les données ne sont pas nécessaires, la valeur à préconiser est de 0,9.

5. Conclusion et perspectives

Dans ce chapitre, on a évalué les impacts des banquettes sur les deux catégories d'impact : la résistance à l'érosion et la filtration mécanique.

Concernant la catégorie d'impact "filtration mécanique", les résultats du modèle LandSoil montrent que le labour a un effet positif sur la fonction de filtration mécanique. Le labour est couramment utilisé par les agriculteurs locaux, notamment dans les systèmes de culture pluviaux, pour réduire le ruissellement, l'érosion de la couche arable et augmenter l'infiltration de l'eau en augmentant la rugosité de la surface du sol et en réduisant la formation de croûtes de surface du sol. En outre, on remarque que les banquettes ont des impacts positifs sur cette catégorie d'impact par l'augmentation de la quantité d'eau infiltrée pour les types d'usages des terres associés aux banquettes. Cependant, ces résultats sont différents de ceux obtenus par la méthode LANCA où tous les types d'usages des terres dans les deux scénarios avec et sans banquettes ont la même valeur. Pour conclure, la modélisation par LandSoil nous a permis de prendre en compte des impacts des pratiques agricoles et des banquettes sur la filtration mécanique des sols. Des développements méthodologiques afin de mieux prendre en compte les effets des banquettes et les pratiques agricoles dans la modélisation et le calcul de la catégorie d'impact filtration mécanique sont donc recommandés.

Par rapport aux impacts sur le processus d'érosion, les systèmes de cultures pérennes pluviaux sont des systèmes extensifs de faible couvert végétal. Contrairement aux systèmes intensifs irrigués, ces systèmes sont associés à des taux d'érosion très élevés. Ce sont des systèmes de culture inappropriés dans notre zone d'étude, avec un climat agressif et des sols sensibles à l'érosion. Concernant la catégorie d'impact "résistance à l'érosion", les résultats de modélisation par LandSoil ont montré que les banquettes ont un effet sur le processus de redistribution du sol à l'échelle d'un bassin versant qui affecte la résistance à l'érosion en fonction du type d'usage des terres. En utilisant le formalisme de l'équation universelle USLE, les résultats de LandSoil permettent de calculer le facteur de réduction P associé aux banquettes. Les résultats montrent qu'il est corrélé non seulement au type de culture et à la densité des banquettes mais également à la pente. Par rapport à ce dernier facteur, on retrouve les résultats de Neitsch et al. (2011) qui montrent que le taux de réduction présente une valeur maximale pour des pentes modérées. Cependant, une étude plus fine montre que d'autres facteurs entrent en jeu. En effet, l'ensemble du paysage agricole joue un rôle dans les processus d'érosion / redistribution des sols et ceci signifie que les interactions entre les différents types d'usage des terres au sein d'un bassin conditionnent leur résistance à l'érosion.

Nous proposons ici des valeurs de P pour chaque type usage des terres. Ces valeurs peuvent être utilisées dans LANCA pour calculer les impacts des banquettes sur la résistance de l'érosion en fonction du système de culture.

Pour conclure, les modèles de redistribution des sols (tel que le modèle LandSoil) permettent une meilleure comptabilisation des différents processus d'érosion mais une lourde phase de calibration est requise. Dans le cadre de l'utilisation de l'ACV, l'utilisation des facteurs de pondération, pour prendre en compte l'effet des banquettes, offre un bon compromis pour l'indicateur « résistance à l'érosion ». Nos résultats montrent que les valeurs proposées dans la littérature peuvent être affinées en fonction du type de culture. Deux variables semblent prépondérantes : le taux de couverture du sol et les pratiques. Les taux d'érosion les plus importants sont observés dans les cultures arboricoles pluviales avec labour (faible taux de couverture et pratique favorisant l'érosion) et c'est dans ce cas que les banquettes ont le plus grand rôle à jouer. Ces observations pourraient être généralisées pour fournir des valeurs de P pour d'autres types de culture. Par contre, la méthode LANCA ne permet pas de retrouver les mêmes valeurs que LandSoil pour l'indicateur de « filtration mécanique ». Nos simulations montrent que cette méthode doit être affinée pour prendre en compte plus de paramètres.

Par rapport à l'approche globale, notre diagnostic participatif territorial a permis de collecter des données de terrain nécessaires pour la modélisation de l'érosion par le modèle LandSoil (calendrier cultural, cartographie de l'occupation des sols). Les résultats de ce chapitre fournissent les informations nécessaires pour compléter les résultats des ACV des systèmes de culture calculés dans le chapitre 3 afin de discuter nos résultats avec toutes les parties prenantes lors de l'atelier. Dans le chapitre 3, on a montré que les systèmes de culture pluviaux présentent des impacts environnementaux plus faibles que ceux des systèmes irrigués, mais ce chapitre montre que les effets sur l'érosion sont bien plus importants. L'association de ces deux résultats peut modifier l'évaluation de la performance environnementale de chaque type de système de culture et doivent être discutés de manière concomitante dans les processus de décision pour la gestion concertée des aménagements des territoires semi-arides comme celui engagé dans nos travaux.

Bibliographie

- Aksoy H., Kavvas M. L., 2005. A Review of Hillslope and Watershed Scale Erosion and Sediment Transport Models. *Catena*. 64, 247–271.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J., 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. In : Aksoy H., Kavvas M. L., 2005. A Review of Hillslope and Watershed Scale Erosion and Sediment Transport Models. *Catena*. 64, 247–71.
- Beck T., Bos G.U., Wittstock B., Baitz M., Fischer M., Sedlbauer K., 2010. Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report. FRAUNHOFER VERLAG. 9, p 67.
- Bos U., Horn R., Beck T., Lindner J. P., Fischer M., 2016. LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. FRAUNHOFER VERLAG, p.166. ISBN 987-3-8396-0953-8
- Brandão M., Milà I Canals L., 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1243–1252.
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A., Saby N., 2002. Modelling Interrill Erosion in Small Cultivated Catchments. *Hydrological Processes*. 16, 3215–3226.
- Cerdan O., Souchere V., 2001. Incorporating Soil Surface Crusting Processes in an Expert-Based Runoff Model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion Related to Agricultural Management. *Catena*. 46, 189–205.
- Ciampalini R., Follain S., Le Bissonnais Y., 2012. LandSoil: A Model for Analysing the Impact of Erosion on Agricultural Landscape Evolution. *Geomorphology*. 175 - 176, 25–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.014>
- David M., Follain S., Ciampalini R., Le Bissonnais Y., Couturier A., Walter C., 2014. Simulation of medium-term soil redistributions for different land use and landscape design scenarios within a vineyard landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*. 37, 10–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.016>
- De Roo A. P. J., Wesseling C. G., Ritsema C. J., 1996 a. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output. *Hydrological Processes*. 10, 1107–1117. <http://doi.wiley.com/10.1002/%28SICI%291099-1085%28199608%2910%3A8%3C1107%3A%3AAID-HYP415%3E3.0.CO%3B2-4%3E1107%3A%3AAID-HYP415%3E3.0.CO%3B2-4%3E1107%3A%3AAID-HYP415%3E3.0.CO%3B2-4>
- De Roo, A. P. J., Offermans R. J. E., Cremers N. H. D. T., 1996 b. LISEM: A Single-Event, Physically Based Hydrological and Soil Erosion Model for Drainage Basins. II:

- Sensitivity Analysis, Validation and Application. Hydrological Processes. 10, 1119–1126.
- Flanagan D. C., Nearing A., 1995. USDA - Water erosion prediction project hillslope profile and watershed model documentation m . NSERL Report No .10, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana, USA.
- Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K., 1994. The Role of Tillage in Soil Redistribution on Hillslopes. *Europeun Journal of Soil Science*. 45, 469-478
- Jebari S., Berndtsson R., bahri a., boufaroua m., 2017. spatial soil Loss Risk and Reservoir Siltation in Semi- Arid Tunisia. *Hydrological Sciences Journal*. 55, 121 - 137.
- Knisel W. G., 1980. CREAMS a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. In : Nicks A. D., Williams R. D., Gander G. A., 1994. Estimating the Impacts of Global Change on Erosion with Stochastically Generated Climate Data and Erosion Models. *IAHS Publ*. 224, 473 - 478.
- Koellner T., Baan L., Beck T., Brandao M., Civit B., Margni M., Milà I Canals L., Saad R., Maia de Souza D., Müller-Wenk R., 2013. UNEP-SETAC Guideline on Global Land Use Impact Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1188–1202.
- Le Bissonnais , Y., O. Cerdan, V. Lecomte, H. Benkhadra, and P. Martin. 2005. Variability of Soil Surface Characteristics Influencing Runoff and Interrill Erosion. *Catena*. 62, 111– 124.
- Le Bissonnais Y., Benkhadra H., Chaplot V., Fox D., King D, 1998. Crusting , Runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m² to small catchments. *Soil & Tillage Research*. 46, 69–80.
- Littleboy M., Silburn M.D., Freebairn D.M., Woodruff D.R., Hammer G.L., Leslie J.K., 1992b. Impact of soil erosion on production in cropping systems. I. Development and validation of a simulation model. In : Merritt W. S., Letcher R. A., and Jakeman A. J., 2003. A Review of Erosion and Sediment Transport Models. *Environmental Modelling and Software*. 18, 761–799.
- Lobb D. A., Kachanoski R. G., 1999. Modelling tillage translocation using step , Linear-Plateau and Exponential Functions . *Soil & Tillage Research*. 51, 317–330.
- Lobb D. A., Kachanoski R. G., Miller M. H., 1995. Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope lantscape Positions Measured using ¹³⁷Cs tracer. *Canadian Journal of Soil Science*. p.211-218.

- Merritt W. S., Letcher R. A., and Jakeman A. J., 2003. A Review of Erosion and Sediment Transport Models. *Environmental Modelling and Software*. 18, 761–799.
- Milà i Canals L., Romanyà J., Cowell S. J., 2007. Method for Assessing Impacts on Life Support Functions (LSF) Related to the Use of ‘fertile Land’ in Life Cycle Assessment (LCA).” *Journal of Cleaner Production*. 12, 1426 – 1440.
- Misra R. K., Rose C. W., 1996. Application and Sensitivity Analysis of Process-Based Erosion Model GUEST. *European Journal of Soil Science*. 47, 593–604.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2011. Soil & water assessment tool - theoretical documentation version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service Blackland Research Center, Texas.
- Nicks A. D., Williams R. D., Gander G. A., 1994. Estimating the Impacts of Global Change on Erosion with Stochastically Generated Climate Data and Erosion Models. *IAHS Publ.* 224, 473 - 478.
- Núñez, M., Civit B., Muñoz P., Arena A. P., Rieradevall J., Antón A., 2010. “Assessing Potential Desertification Environmental Impact in Life Cycle Assessment.” *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 67–78.
- Núñez, M., Antón A., Muñoz P., Rieradevall J., 2013. Inclusion of Soil Erosion Impacts in Life Cycle Assessment on a Global Scale: Application to Energy Crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 755–767.
- Saad R., Koellner T., Margni M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1253–1264.
- Saad R., Margni M., Koellner t., Wittstock B., Deschênes L., 2011. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 16, 198–211.
- Sala, S., Benini L., Castellani V., Vidal-Legaz B., Pant R.. 2016. Environmental Footprint - Update of Life Cycle Impact Assessment Methods - DRAFT for TAB (Status: May 2 , 2016).
- Shen Z.Y., Gong Y.W., Li Y.H., Hong Q., Xu L., Liu R.M., 2009. A Comparison of WEPP and SWAT for Modeling Soil Erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. *Agricultural Water Management*. 96, 1435–1442.

- Souchere V., Cerdan O., Ludwig B., Le Bissonnais Y., Couturier A., Papy F., 2003. Modelling Ephemeral Gully Erosion in Small Cultivated Catchments. *Catena*. 50, 489–505.
- Souchere V., King D., Daroussin J., Papy F., Capillon A., 1998. Effects of Tillage on Runoff Directions : Consequences on Runoff Contributing Area within Agricultural Catchments. *Journal of Hydrology*. 206, 256–267.
- Takken I. Beuselinck L., Nachtergaele J., Govers G., Poesen J., Degraer G., 1999. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*. 37, 431–447.
- Van Muysen W., Govers G., and K. Van Oost. 2002. Identification of Important Factors in the Process of Tillage Erosion : The Case of Mouldboard Tillage. *Soil & Tillage Research*. 65, 77 - 93.
- Van Muysen W., Van Oost K., Govers G., 2006. Soil Translocation Resulting from Multiple Passes of Tillage under Normal Field Operating Conditions. *Soil & Tillage Research*. 87, 218–230
- Van Muysen, W., Govers, G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., 2000. The effect of tillage depth, tillage speed, and soil condition on chisel tillage erosivity. In : David M., Follain S., Ciampalini R., Le Bissonnais Y., Couturier A., Walter C., 2014. Simulation of Medium-Term Soil Redistributions for Different Land Use and Landscape Design Scenarios within a Vineyard Landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*. 214, 10–21.
- Van Oost K., Govers G., Desmet P., 2000. Evaluating the Effects of Changes in Landscape Structure on Soil Erosion by Water and Tillage. *Landscape Ecology*. 15, 577–589.
- Van Rompaey A. J. J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., J. Poesen, 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*. 37, 1221–1236. <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.275>
- Wischmeier W. H., Smith D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook, No 537, U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C. In: Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2011. Soil & water assessment tool theoretical documentation version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service Blackland Research Center, Texas.

Chapitre 5. Conclusion générale et Perspectives

Sommaire

1. Par rapport aux objectifs de la thèse.....	114
2. Par rapport aux résultats du cas d'étude	116
3. Perspectives	117

Les principaux acquis méthodologiques, l'intégration du processus participatif et les perspectives de développement sont synthétisés dans la Figure 34.

1. Par rapport aux objectifs de la thèse

Les travaux de recherche de cette thèse ont pour objectif de fournir aux différentes parties prenantes des connaissances sur les impacts environnementaux des aménagements de conservation et des systèmes agricoles, en utilisant l'ACV à l'échelle du territoire et ce, pour permettre une discussion sur les résultats de l'évaluation et la proposition de solutions concertées dans le cadre de l'ingénierie territoriale participative. Notre hypothèse est que le couplage de l'approche participative avec l'approche d'analyse de cycle de vie peut fournir un cadre méthodologique opérationnelle pour réaliser les ACV des systèmes agricoles dans les zones rurales des pays du Sud et intégrer les parties prenantes. En termes méthodologiques, on était en face d'un double enjeu, à la fois scientifique et de développement : 1) comment réaliser l'évaluation environnementale par ACV à l'échelle du territoire dans un contexte de rareté de données et 2) comment intégrer et renforcer le rôle des parties prenantes dans la démarche de l'ingénierie territoriale participative afin de les engager sur une stratégie de CES durable.

Pour notre premier sous objectif, une démarche de diagnostic participatif territorial a été proposée. Sur le plan méthodologique de la démarche de l'ingénierie territoriale participative, notre approche de diagnostic a permis d'une part de fournir les éléments nécessaires pour réaliser une évaluation environnementale (définir l'échelle, construire la problématique, collectes des données de terrain) et d'autre part, de mobiliser et engager les parties prenantes dans la démarche. Un processus de triangulation itérative des données tout au long de la démarche de diagnostic participatif a permis d'avoir des données fiables représentatives du territoire. Ce cadre permet de réaliser une ACV des systèmes de culture : les acteurs fournissent les données d'inventaire nécessaires et les connaissances locales sur les systèmes à analyser. Il permet également d'impliquer toutes les parties prenantes dès le début du processus d'évaluation, de prendre en compte tous les intérêts et valeurs ainsi que la diversité des représentations sociales sur le territoire. De cette façon, les parties prenantes sont responsabilisées par rapport aux impacts environnementaux de leurs pratiques agricoles et de l'usage des terres. On considère que notre démarche fournit un cadre préliminaire, pour la mise en place d'une politique publique concertée, basé sur l'intégration de toutes les parties prenantes (y compris les acteurs locaux) dans le projet territoire.

Pour notre deuxième sous-objectif, un cadre méthodologique innovant opérationnel pour évaluer les impacts des systèmes de culture par ACV à l'échelle de territoire, particulièrement pour le contexte des pays en développement, a été proposé. Ce couplage consiste à articuler les différentes étapes de notre démarche de diagnostic participatif territorial avec les différentes étapes d'ACV. En termes méthodologiques, il y a ici un double enjeu, à la fois scientifique et de développement. Nos résultats montrent la faisabilité et soulignent les avantages de coupler l'ACV avec une approche participative au niveau du territoire de vie dans un contexte de prise de décision. En effet, notre approche permet d'une part aux décideurs d'appuyer leur prise de décision sur une méthode scientifiquement robuste (qui prend en compte l'ensemble des impacts potentiels d'une action) pour évaluer les impacts de politiques publiques d'aménagement et de développement territorial. D'autre part, cette méthode est opérationnelle pour les décideurs (rationalisation environnementale de la prise de décision) mais également appropriée et partagée avec les acteurs du territoire afin que ceux-ci soient partie prenante de la conservation des ressources naturelles. Certaines limites ont été soulignées. Premièrement, le besoin de compétences multidisciplinaires, le temps requis pour une approche participative et l'engagement des parties prenantes. Deuxièmement, la complexité des résultats d'ACV (les indicateurs des impacts potentiels) et la différence des résultats d'ACV en fonction de l'unité fonctionnelle choisie, conduisant à une modification des performances environnementales des systèmes de culture qui pose le débat autour de l'unité fonctionnelle au niveau du territoire rural dans le cadre de la prise de décision.

Enfin, notre dernier objectif est d'explorer la manière de prendre en compte les CES et notamment les banquettes, pour leurs impacts sur la qualité des sols en ACV. Pour atteindre cet objectif, nous avons travaillé avec un modèle de redistribution du sol, le modèle LandSoil : c'est un modèle distribué qui prend en compte la fonction transfert de processus d'érosion. L'utilisation de ce modèle mécaniste permet de définir le facteur P (coefficient de réduction d'érosion) du modèle LANCA qui est préconisé pour la prise en compte de l'érosion en ACV. Différentes valeurs de P pour les banquettes ont été proposées pour les systèmes de cultures dans notre territoire à différentes classes de pentes. Les difficultés rencontrées ici sont liées à la complexité des résultats à interpréter. Les limites d'utilisation du modèle LandSoil sont la complexité à le paramétrer et la difficulté d'accès à ce modèle qui reste un prototype accessible seulement par les chercheurs.

Pour conclure, fournir aux différentes parties prenantes des connaissances sur les impacts environnementaux des aménagements de conservation et des systèmes agricoles en utilisant l'ACV à l'échelle du territoire est un objectif atteint.

2. Par rapport aux résultats du cas d'étude

Notre approche de diagnostic participatif territorial a permis de caractériser le fonctionnement du territoire et ainsi de mettre en évidence que le territoire de vie est l'échelle spatiale la plus pertinente pour les acteurs locaux qui considèrent que le territoire de vie est l'échelle à considérer pour un développement local et pour comprendre leur milieu. Notre approche a permis également d'identifier l'unité sociale du territoire (la famille) et de légitimer le processus auprès de toutes les parties prenantes locales : ceci est un élément clé dans une démarche d'ingénierie participative territoriale. Notre approche est une démarche progressive itérative basée sur la participation des acteurs locaux au processus de diagnostic. Cette démarche progressive a permis d'établir un lien de confiance avec les acteurs locaux. Ceci a permis ainsi leur mobilisation lors du focus groupe et l'atelier multi-acteurs et leur engagement dans un processus participatif. Notre approche a été bien acceptée par les différentes parties prenantes en termes de crédibilité du processus (neutralité et transparence, légitimité, acceptation et engagement des différentes parties prenantes). Ceci a été évalué dans les travaux de thèse effectués en parallèle sur notre territoire par un autre doctorant (Braiki, 2018). Notre démarche de diagnostic participatif territorial a fourni un cadre favorable à la prise de décision publique. Pour preuve, après l'atelier multi-acteurs, les acteurs ont proposé de créer un " comité territorial " comme forum d'interactions entre eux.

Par rapport à l'évaluation des impacts des systèmes de culture, l'analyse de la contribution des activités a montré que la fertilisation et l'irrigation étaient les principaux contributeurs des impacts environnementaux causés par les systèmes de culture étudiés par l'utilisation de l'eau pour l'irrigation, la production d'engrais, les émissions d'engrais, la production de carburant diesel et les émissions de carburant diesel. Ces processus ont augmenté non seulement l'impact environnemental global, mais aussi les impacts environnementaux locaux sur le site et hors site. Compte tenu des impacts des banquettes, l'analyse des contributions avec la méthode Recipe indique que les impacts sont limités et principalement liés à la consommation d'énergie. Nous avons observé de légères améliorations de certains impacts locaux sur le site (eutrophisation et écotoxicité d'eau douce). Cependant, les banquettes ont été construites pour augmenter la résistance du sol à l'érosion hydrique et pour protéger la qualité du sol, mais ces

améliorations ne sont pas prises en compte dans le processus d'ACV que nous avons utilisé et ne figurent pas dans les résultats.

L'identification des principaux facteurs d'impact et des échelles auxquelles les impacts se produisent (globaux et locaux sur-site ou hors-site) permet de contextualiser la discussion sur les impacts environnementaux et de faciliter ainsi l'appropriation des résultats par les acteurs. Bien que les impacts aient été calculés sur la base des facteurs génériques fournis par la version actualisée de ReCiPe (2016) et non sur des facteurs spécifiques au site, car les catégories d'impact n'ont pas encore été régionalisées, les résultats que nous avons obtenus sont suffisamment représentatifs pour permettre la discussion.

Concernant la caractérisation des banquettes dans l'ACV, deux indicateurs ont été retenus sur la base de la méthode LANCA : la réduction d'érosion et l'infiltration d'eau (filtration mécanique). Des simulations avec le modèle LandSoil ont permis de calculer l'effet des banquettes sur ces deux indicateurs en fonction des types d'usage des terres considérés. Cependant, pour l'indicateur de filtration mécanique, la méthode LANCA ne prend pas en compte les effets des pratiques agricoles et des CES dans la modélisation de calcul de facteurs de caractérisation et des CFs identiques ont été calculés pour tous les types d'usages des sols étudiés. Par rapport à l'indicateur résistance à l'érosion, la méthode LANCA se base sur la relation universelle RUSLE qui intègre un facteur P de réduction de l'érosion lié aux ouvrages de conservation. Ce facteur P a pu être calculé pour chaque type de culture. L'analyse des corrélations par ANOVA montre que le facteur le plus corrélé est la densité de banquettes. Mais d'autres facteurs interviennent et aussi ce qu'il y a en amont des cultures. Il est tout de même assez difficile de généraliser ce qu'il se passe, notamment du fait de la combinaison de phénomènes d'érosion linéaire et diffuse. Toutefois, les résultats montrent que la valeur de $P=0,5$ proposée dans LANCA est certainement trop faible et on propose plutôt P de 0,9.

3. Perspectives

Sur la base des résultats obtenus dans notre cas d'étude, les forces et les limites de l'approche proposée ont été analysées, et plusieurs perspectives d'approfondissement ont pu être identifiées.

Notre cas d'étude a montré la faisabilité de notre approche et il sera intéressant de tester son applicabilité aussi dans d'autres zones rurales semi-arides. L'approche développée concerne les cas de pays de Sud caractérisés par la rareté de données. La discussion des

résultats d'évaluation environnementale obtenus lors d'un atelier multi-acteurs peut aboutir à des solutions concertées. Nous avons envisagé de réaliser cet atelier afin de discuter nos résultats et aussi pour étudier comment notre démarche peut influencer la prise de décision de politique d'aménagements territoriale. Ceci demandera une phase de préparation spécifique afin de savoir comment communiquer les indicateurs d'ACV avec les parties prenantes.

Afin de discuter les résultats de l'évaluation avec toutes les parties prenantes et proposer de solutions concertées dans le cadre de l'ingénierie territoriale participative, intégrer les impacts des banquettes dans les résultats d'ACV des systèmes de culture dans une approche territoriale pour fournir des éléments de décision aux différents acteurs est nécessaire. Comment coupler les résultats de l'érosion avec les résultats d'ACV est une question méthodologique qui doit encore être approfondie, notamment par rapport à l'indicateur de filtration mécanique.

Afin de mieux prendre en compte des impacts de l'érosion en ACV, le développement des facteurs de pondération pour prendre en compte l'effet des types des usages des terres à l'amont paraît une méthode prometteuse. Il est encore nécessaire d'affiner les analyses des résultats de réduction d'érosion due aux banquettes pour mieux identifier les valeurs de P en considérant les types d'usages des terres. D'autres facteurs ont été identifiés : l'occupation du sol en amont, la pente, la densité des banquettes et peuvent faire l'objet de futurs développements.

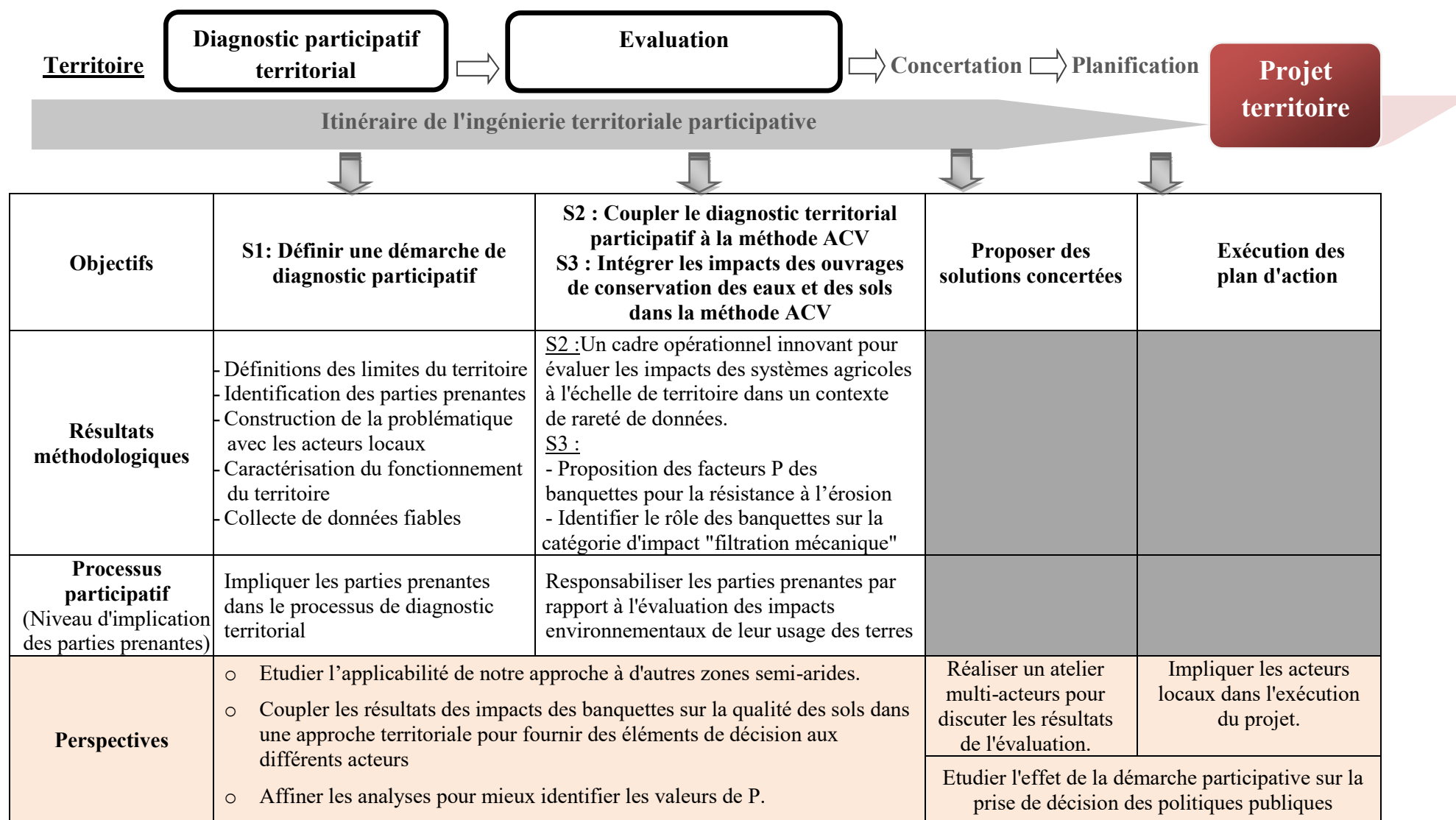


Figure 34. Résultats de la thèse et perspectives dans le cadre d'un itinéraire d'ingénierie territoriale participative pour les pays du Sud.

Bibliographie

- Agence européenne pour l'environnement (AEE), 1998. L'Environnement en Europe: Deuxième évaluation. Office des publications officielles des communautés européennes, Elsevier Science, 500p. (<https://www.eea.europa.eu/fr/themes/climate/publications>)
- Aksoy H., Kavvas M. L., 2005. A Review of Hillslope and Watershed Scale Erosion and Sediment Transport Models. *Catena*. 64, 247–271.
- Barbier E. B., 1987. The concept of sustainable economic development. *Environmental Conservation*. 14, 101–110.
- Bartels W.L., Furman C.A., Diehl D.C., Royce F.S., Dourte D.R., Ortiz B.V., Zierden D.F., Irani T.A., Fraisse C.W., Jones J.W., 2013. Warming up to climate change: A participatory approach to engaging with agricultural stakeholders in the Southeast US. *Regional Environmental Change*. 13, 45-55. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0371->
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J., 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. In : Aksoy H., Kavvas M. L., 2005. A Review of Hillslope and Watershed Scale Erosion and Sediment Transport Models. *Catena*. 64, 247–71.
- Beck T., Bos G.U., Wittstock B., Baitz M., Fischer M., Sedlbauer K., 2010. Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report. FRAUNHOFER VERLAG. 9, p 67.
- Ben Ammar S., Ben Zouari K., Leduc C., M'Barek J., 2006. Caractérisation isotopique de la relation barrage-nappe dans le bassin du Merguellil (Plaine de Kairouan, Tunisie centrale). *Hydrological Sciences Journal*. 5, 272-284. <https://doi.org/10.1623/hysj.51.2.272>
- Bessou C., Basset-Mens C., Tran T., Benoist A., 2013. LCA applied to perennial cropping systems: A review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 340–361. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0502-z>
- Bos U., Horn R., Beck T., Lindner J. P., Fischer M., 2016. LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. FRAUNHOFER VERLAG, p.166. ISBN 987-3-8396-0953-8
- Boutaud A., 2013. Le développement durable : penser le changement ou changer le pansement ? : bilan et analyse des outils d'évaluation des politiques publiques locales en matière de développement durable en France : de l'émergence d'un changement dans les modes de faire au défi d'un changement dans les modes de penser. Sciences de l'environnement. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne; Université Jean Monnet - Saint-Etienne, 2005.
- Braiki H., Burte J., Imache A., Hassenforder E., Habaieb H., Bouarfa S., 2018. Expérimenter la concertation : une clé pour des politiques environnementales plus efficaces ? Une démarche multi-acteurs innovante en Tunisie centrale. *CahAgric*. 27, 15003. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017064>
- Brandão M., Milà I Canals L., 2013. Global Characterisation Factors to Assess Land Use Impacts on Biotic Production. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1243–1252.
- Brentrup F., Küsters J., Lammel J., Barraclough P., Kuhlmann H., 2004. Environmental Impact Assessment of Agricultural Production Systems Using the Life Cycle Assessment (LCA) Methodology II . The Application to N Fertilizer Use in Winter Wheat Production Systems. *European Journal of Agronomy*. 20, 265–279.

- Burte J., 2015. Note de travail : Territoire de vie : Espace de vie / Territoire. Cirad-Agritrop.
- Burte J., 2016. Diagnostic Rapide Participatif Systémique Guide pratique. Cirad-Agritrop. 19.
- Bush T., 2012. Authenticity in Research: Reliability, Validity and triangulation, in: Briggs, A., Coleman, M., Morrison, M. (eds), *Research Methods in Educational Leadership and Management*, 3rd ed. SAGE Publications Ltd, London, pp. 75-89.
- Butzer K. W., 2005. Environmental History in the Mediterranean World: Cross-Disciplinary Investigation of Cause-and-Effect for Degradation and Soil Erosion. *Journal of Archaeological Science*. 32, 1773-1800.
- Caron P., Valette E., Wassenaar T., Papazian V., 2017. *Living Territories to Transform the World*. Éditions Quæ, p.277. ISBN: 978-2-7592-2731-0
- Cash D., Clark W.C., 2001. From Science to Policy: Assessing the Assessment Process. SSRN Electronic Journal. <https://doi.org/10.2139/ssrn.295570>
- Cauwenbergh N. V., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L., 2007. SAFE — A Hierarchical Framework for Assessing the Sustainability of Agricultural Systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 120, 229 – 242.
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A., Saby N., 2002. Modelling Interrill Erosion in Small Cultivated Catchments. *Hydrological Processes*. 16, 3215–3226.
- Cerdan O., Souchere V., 2001. Incorporating Soil Surface Crusting Processes in an Expert-Based Runoff Model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion Related to Agricultural Management. *Catena*. 46, 189–205.
- Ciampalini R., Follain S., Le Bissonnais Y., 2012. LandSoil : A Model for Analysing the Impact of Erosion on Agricultural Landscape Evolution. *Geomorphology*. 175 - 176, 25–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.014>
- David M., Follain S., Ciampalini R., Le Bissonnais Y., Couturier A., Walter C., 2014. Simulation of medium-term soil redistributions for different land use and landscape design scenarios within a vineyard landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*. 37, 10–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.03.016>
- De Luca A.I., Iofrida N., Leskinen P., Stillitano T., Falcone G., Strano A., Gulisano G., 2017. Life cycle tools combined with multi-criteria and participatory methods for agricultural sustainability: Insights from a systematic and critical review. *Science of the Total Environment*. 595, 352-370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.284>
- De Roo A. P. J., Wesseling C. G., Ritsema C. J., 1996 a. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output. *Hydrological Processes*. 10, 1107–1117. <http://doi.wiley.com/10.1002/%28SICI%291099-1085%28199608%2910%3A8%3C1107%3A%3AAID-HYP415%3E3.0.CO%3B2-4%3E>
- De Roo, A. P. J., Offermans R. J. E., Cremers N. H. D. T., 1996 b. LISEM: A Single-Event, Physically Based Hydrological and Soil Erosion Model for Drainage Basins. II: Sensitivity Analysis, Validation and Application. *Hydrological Processes*. 10, 1119–1126.
- Dear M. Wolch J., 2014. *The power of geography : How territory shapes social life*. Routledge library editions : Social and cultural geography, p. 393.

Bibliographie

- Decrop A., 1999. Triangulation in qualitative research tourism. *Tourism management*. 20, 157-161.
https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=en&user=eSWLHKAAAAAJ&citation_for_view=eSWLHKAAAAAJ:u5HHmVD_uO8C
- Dridi B., Bourges J., Collinet J., Auzet A.V., Garreta P., 2000. Impact des aménagements sur la ressource en eaux dans le bassin du Merguellil (Tunisie centrale). *Hydrologie Des Régions Méditerranéennes*. 59, 192-203.
- European Environment Agency, 2013. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 – Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. Luxemburg. In: Brockmann, D., Pradel, M., Hélias, A., 2018. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation and Recycling*. 133, 50-62.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Flanagan D. C., Nearing A., 1995. USDA - Water erosion prediction project hillslope profile and watershed model documentation m . NSERL Report No .10, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana, USA.
- Gibson R., 2006. Beyond the pillars : sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, p. 259-280.
<https://doi.org/10.1142/S1464333206002517>
- Goglio P., Brankatschk G., Knudsen M.T., Williams A.G., Nemecek T., 2017. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. *Int JLife Cycle Assess*.1-9.
<https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>
- Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K., 1994. The Role of Tillage in Soil Redistribution on Hillslopes. *Europeun Journal of Soil Science*. 45, 469-478
- Guérin-Schneider L., Tsanga-Tabi M., Roux P., Catel, L., Biard Y., 2018. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*. 187, 1057-1068.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>
- Hooke J. M., 2006. Human Impacts on Fluvial Systems in the Mediterranean Region. *Geomorphology*. 79, 311–35.
- Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Verones F., Vieira M. D. M., Hollander A., Zijp M., Van Zelm R., 2016. ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- IPCC, 2006. N2O Emissions From Managed Soils, and CO2 Emissions From Lime and Urea application. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, pp. 11.1-11.54. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf
- Jebari S., Berndtsson R., bahri a., boufaroua m., 2017. spatial soil Loss Risk and Reservoir Siltation in Semi- Arid Tunisia. *Hydrological Sciences Journal*. 55, 121 - 137.
- Jouini M., Burte J., Yannick B., Benaissa N., Amara H., Sinfort C., 2019. A framework for coupling a participatory approach and life cycle assessment for public decision-making in rural territory management. *Science of the Total Environment*. 655 : 1017–1027.

Bibliographie

- Joyce L.A., 2003. Improving the flow of scientific information across the interface of forest science and policy. *Forest Policy and Economics*. 5, 339-347. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00033-9](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00033-9)
- Knisel W. G., 1980. CREAMS a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. In : Nicks A. D., Williams R. D., Gander G. A., 1994. Estimating the Impacts of Global Change on Erosion with Stochastically Generated Climate Data and Erosion Models. *IAHS Publ.* 224, 473 - 478.
- Koch P., Salou T., 2015. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Ed ADEME, Angers, France.
- Koellner T., Baan L., Beck T., Brandao M., Civit B., Margni M., Milà I Canals L., Saad R., Maia de Souza D., Müller-Wenk R., 2013. “UNEP-SETAC Guideline on Global Land Use Impact Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services in LCA.” *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1188–1202.
- Kosmas C., 2000. The Effect of Land Parameters on Vegetation Performance and Degree of Erosion under Mediterranean Conditions. *Catena journal*. 40, 3 - 17.
- Lacombe G., Cappelaere B., Leduc C., 2008. Hydrological impact of water and soil conservation works in the Merguellil catchment of central Tunisia. *Journal of Hydrology*. 359, 210-224. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.001>
- Lardon S., 2008. Quelle ingénierie territoriale pour les territoires péri-urbains ? Proposition d’une démarche. In: Loudiyi S., Bryant C.R., Laurens L., 2008. *Territoires Périurbains et Gouvernance. Perspectives de Recherche. Laboratoire Développement durable et dynamique territoriale, Département de Géographie, Université de Montréal, Québec, Canada*, p. 149 - 158. ISBN 978-2-921903-02-8.
- Larrey-Lassalle P., Catel L., Roux P., Rosenbaum R.K., Lopez-Ferber M., Junqua G., Loiseau E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies. *Environmental Impact Assessment Review*. 63, 95-106. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004>
- Le Bissonnais, Y., O. Cerdan, V. Lecomte, H. Benkhadra, and P. Martin. 2005. Variability of Soil Surface Characteristics Influencing Runoff and Interrill Erosion. *Catena*. 62, 111– 124.
- Le Bissonnais Y., Benkhadra H., Chaplot V., Fox D., King D, 1998. Crusting, Runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m² to small catchments. *Soil & Tillage Research*. 46, 69–80.
- Leduc C., Ben Ammar S., Favreau G., Beji R., Virrion R., Lacombe G., Tarhouni J., Aouadi C., Zenati Chelli B., Jebnoun N. OI. M., Michelot J.L., Zouari K., 2007. Impacts of hydrological changes in the Mediterranean zone: Environmental modifications and rural development in the Merguellil catchment, central Tunisia. *Hydrological Sciences Journal*. 52, 1162-1178. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1162>
- Lemaire G., Benoit M., 2003. Recherches de Nouvelles Organisations à l’échelle d’un Territoire Pour Concilier Autonomie Protéique et Préservation de l’environnement. *Fourrages*, 175, 303–318.
- Lewandowski I., Haardt M., Kaltschmitt M., 1999. Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Sci*. 39, 184–

Bibliographie

193. In : Cauwenbergh N. V., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L.. 2007. SAFE — A Hierarchical Framework for Assessing the Sustainability of Agricultural Systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 120, 229 – 242.
- Littleboy M., Silburn M.D., Freebairn D.M., Woodruff D.R., Hammer G.L., Leslie J.K., 1992b. Impact of soil erosion on production in cropping systems. I. Development and validation of a simulation model. In : Merritt W. S., Letcher R. A., and Jakeman A. J., 2003. A Review of Erosion and Sediment Transport Models. *Environmental Modelling and Software*. 18, 761–799.
- Lobb D. A., Kachanoski R. G., 1999. Modelling tillage translocation using step , Linear-Plateau and Exponential Functions . *Soil & Tillage Research*. 51, 317–330.
- Lobb D. A., Kachanoski R. G., Miller M. H., 1995. Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape Positions Measured using ^{137}Cs tracer. *Canadian Journal of Soil Science*. p.211-218.
- Loiseau E., Guillaume J., Philippe R., Véronique B. M., 2012. Environmental Assessment of a Territory: An Overview of Existing Tools and Methods. *Journal of Environmental Management*. 112, 213–225.
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2013. Adapting the LCA Framework to Environmental Assessment in Land Planning. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1533–1548.
- Loiseau E., Philippe R., Guillaume J., Pierre M., and Véronique B. M., 2014. “Implementation of an Adapted LCA Framework to Environmental Assessment of a Territory: Important Learning Points from a French Mediterranean Case Study.” *Journal of Cleaner Production*. 67, 17–29.
- Mathe S., 2014. Integrating participatory approaches into social life cycle assessment: The SLCA participatory approach. *Int J Life Cycle Assess.* 19, 1506–1514. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0758-6>
- Merritt W. S., Letcher R. A., and Jakeman A. J., 2003. A Review of Erosion and Sediment Transport Models. *Environmental Modelling and Software*. 18, 761–799.
- Milà i Canals L., Romanyà J., Cowell S. J., 2007. Method for Assessing Impacts on Life Support Functions (LSF) Related to the Use of ‘fertile Land’ in Life Cycle Assessment (LCA).” *Journal of Cleaner Production*. 15, 1426 – 1440.
- Misra R. K., Rose C. W., 1996. Application and Sensitivity Analysis of Process-Based Erosion Model GUEST. *European Journal of Soil Science*. 47, 593–604.
- Mulder K.F., 2017. Strategic competences for concrete action towards sustainability: An oxymoron? Engineering education for a sustainable future. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 68, 1106-1111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.038>
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2011. Soil & water assessment tool - theoretical documentation version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service Blackland Research Center, Texas.
- Nemecek, T., Schnetzer, J., 2012. Methods of Assessment of Direct Field Emissions for LCIs of Agricultural Production Systems. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zurich.

Bibliographie

- Nicks A. D., Williams R. D., Gander G. A., 1994. Estimating the Impacts of Global Change on Erosion with Stochastically Generated Climate Data and Erosion Models. IAHS Publ. 224, 473 - 478.
- Núñez, M., Civit B., Muñoz P., Arena A. P., Rieradevall J., Antón A., 2010. "Assessing Potential Desertification Environmental Impact in Life Cycle Assessment." *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 67–78.
- Núñez, M., Antón A., Muñoz P., Rieradevall J., 2013. Inclusion of Soil Erosion Impacts in Life Cycle Assessment on a Global Scale: Application to Energy Crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 755–767.
- O'Hara P., 2009. Renforcement de la participation des parties prenantes aux programmes forestiers nationaux : Des outils à l'usage des spécialistes. FAO, Rome.
- Papy F., 2001. Pour une théorie du ménage des champs: l'agronomie des territoires - For a theory of field management: an agronomy of territories. C.R. Acad. Agric. Fr, p. 139–149. In: Payraudeau S., Van Der Werf. H. M. G., 2005. Environmental Impact Assessment for a Farming Region : A Review of Methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 107, 1–19.
- Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*. 30, 721-739. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.009>
- Piveteau V., Lardon S., 2002. Chorèmes et Diagnostics de Territoire : Une Expérience de Formation. *Mappemonde*. 68, 1–6.
- Pradeleix L., 2014. Méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux d'un territoire agricole irrigué en combinant les approches Analyse de Cycle de Vie & Analyse Diagnostic de Systèmes Agraires. Application à la plaine irriguée de Kairouan, Tunisie. Thèse de doctorat : Sciences des procédés. Montpellier SupAgro: Centre international d'études en sciences agronomiques, 177 pages.
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W., 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*. 30, 701-720. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>
- Renouf M.A., Renaud-Gentié C., Perrin A., Van der Werf Z.M.G., Kanyarushoki C., Jourjon F., 2018. Effectiveness criteria for customised agricultural life cycle assessment tools. *Journal of Cleaner Production*. 179, 246-254. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.170>
- Saad R., Koellner T., Margni M., 2013. "Land Use Impacts on Freshwater Regulation, Erosion Regulation, and Water Purification: A Spatial Approach for a Global Scale Level." *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1253–1264.
- Saad R., Margni M., Koellner t., Wittstock B., Deschênes L., 2011. Assessment of Land Use Impacts on Soil Ecological Functions: Development of Spatially Differentiated Characterization Factors within a Canadian Context. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 16, 198–211.
- Sala, S., Benini L., Castellani V., Vidal-Legaz B., Pant R., 2016. Environmental Footprint - Update of Life Cycle Impact Assessment Methods - DRAFT for TAB (Status: May 2 , 2016).

Bibliographie

- Shen Z.Y., Gong Y.W., Li Y.H., Hong Q., Xu L., Liu R.M., 2009. A Comparison of WEPP and SWAT for Modeling Soil Erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. *Agricultural Water Management*. 96, 1435–1442.
- Souchere V., Cerdan O., Ludwig B., Le Bissonnais Y., Couturier A., Papy F., 2003. Modelling Ephemeral Gully Erosion in Small Cultivated Catchments. *Catena*. 50, 489–505.
- Souchere V., King D., Daroussin J., Papy F., Capillon A., 1998. Effects of Tillage on Runoff Directions : Consequences on Runoff Contributing Area within Agricultural Catchments. *Journal of Hydrology*. 206, 256–267.
- Takken I. Beuselinck L., Nachtergaele J., Govers G., Poesen J., Degraer G., 1999. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*. 37, 431–447.
- Van Muysen W., Govers G., and K. Van Oost. 2002. Identification of Important Factors in the Process of Tillage Erosion : The Case of Mouldboard Tillage. *Soil & Tillage Research*. 65, 77 - 93.
- Van Muysen W., Van Oost K., Govers G., 2006. Soil Translocation Resulting from Multiple Passes of Tillage under Normal Field Operating Conditions. *Soil & Tillage Research*. 87, 218–230
- Van Muysen, W., Govers, G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., 2000. The effect of tillage depth, tillage speed, and soil condition on chisel tillage erosivity. In : David M., Follain S., Ciampalini R., Le Bissonnais Y., Couturier A., Walter C., 2014. Simulation of Medium-Term Soil Redistributions for Different Land Use and Landscape Design Scenarios within a Vineyard Landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*. 214, 10–21.
- Van Oost K., Govers G., Desmet P., 2000. Evaluating the Effects of Changes in Landscape Structure on Soil Erosion by Water and Tillage. *Landscape Ecology*. 15, 577–589.
- Van Rompaey A. J. J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., J. Poesen, 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*. 37, 1221–1236. <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.275>
- Wischmeier W. H., Smith D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook, No 537, U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C. In: Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2011. Soil & water assessment tool theoretical documentation version 2009. Grassland, Soil and Water Research Laboratory – Agricultural Research Service Blackland Research Center, Texas.
- Zalidi G., Stamatiadis S., Takavakoglou V., Eskridge K., Misopolinos N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 88, 137–146.

Annexe A. A framework for coupling a participatory approach and Life Cycle Assessment for public decision-making in rural territory management

Science of the Total Environment 655 (2019) 1017–1027



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv



A framework for coupling a participatory approach and life cycle assessment for public decision-making in rural territory management



Meriem Jouini ^{a,b,c,d,*}, Julien Burte ^{a,b}, Yannick Biard ^e, Nadhira Benaissa ^c, Hajer Amara ^c, Carole Sinfort ^d

^a G-EAU, AgroParisTech, Cirad, IRD, IRSTEA, Montpellier SupAgro, Univ Montpellier, Montpellier, France

^b CIRAD, UMR G-EAU, INAT, Tunis, Tunisia

^c National Agronomic Institute of Tunisia (INAT), University of Carthage, Tunis, Tunisia

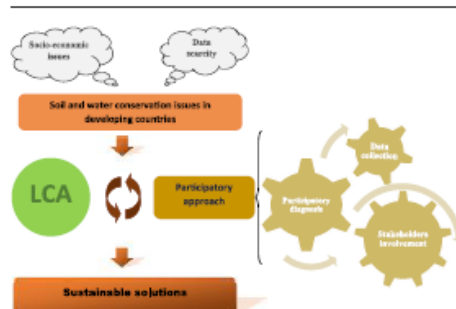
^d ITAP, IRSTEA, Montpellier SupAgro, Univ Montpellier, Montpellier, France

^e CIRAD, UR Hortsys, ELSA, TA B-103/C, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France

HIGHLIGHTS

- A participatory approach provided reliable data for LCA in rural context.
- Integrating stakeholders in LCA supports public decision-making.
- Contribution analysis helped define the main contributors to environmental impacts.
- Territory approach allowed analysis to be divided into on-site and off-site impacts.

GRAPHICAL ABSTRACT



Abstract

To ensure agricultural land in rural territories is managed sustainability, environmental assessments need to be undertaken to support both policy-makers and local stakeholders in their decision making. Thanks to its completeness, life cycle assessment (LCA) is one of the most widely used tools for the evaluation of environmental impacts. However, LCA is difficult to apply in rural areas of developing countries. First, it requires a lot of data that are difficult to collect due to the diversity of small farming systems. Second, LCA results are difficult for non-specialists to interpret due to the complexity of its multiple indicators. Third, the processes considered in LCA often do not match the values and interests of the stakeholders. The aim of this paper is to propose an innovative operational framework that couples LCA and a participatory approach to overcome these issues. The first step was to conduct a progressive participatory diagnosis of the socio-ecological structure of the rural territory and to characterise the main cropping systems. The results of the diagnosis and other data were progressively triangulated, validated and consolidated with the stakeholders at the territorial level. The paper discusses the quality and validity of data obtained using a participatory approach. To improve the appropriation of results by stakeholders, the LCA method was applied using a territorial approach to distinguish on-site and off-site activities as well as global and local impacts. The applicability of the framework was tested on a case study in a semi-arid region in central Tunisia.

Key words:

Life cycle assessment, Participatory approach, Developing country context, Rural territory, Public decision-making.

1. Introduction

To ensure agricultural land in rural territories is managed sustainability, environmental assessment is needed to support decision making by both policy-makers and local stakeholders. Decisions concerning the management of rural territories should be based on sustainable concepts. The first approaches to sustainability addressed the social, economic and environmental dimensions separately (Gibson, 2006), but their interdependence can not be ignored. Several issues apply specifically to developing countries: First, how to deal with the lack of data and with the diversity of small farming systems to reliably model a rural area. Second how to involve all stakeholders in finding inclusive solutions for social, economic and environmental concerns without which adaptive responses will not be identified. Participatory

approaches can identify and quantify the main issues while at the same time taking the interests and values of all the parties involved into account (De Luca et al., 2017; Mulder, 2017; Bartels et al., 2013). These approaches capture stakeholders' perceptions thereby making it possible to define the appropriate spatial scale and the boundary limits for the assessment which will influence the stakeholders' understanding of the environmental impacts, decision-making processes and concerted actions. Indeed, the assessment should find the balance between maintaining scientific credibility, ensuring practical saliency and legitimizing the process for the different stakeholders (Cash and Clark, 2001; Joyce, 2003).

Considering the environmental pillar of sustainability, life cycle assessment (LCA) is a standardized method (ISO 14000 series) widely recognized for its completeness. It provides full multidimensional knowledge about potential environmental impacts in a global, long term perspective (De Luca et al., 2017). Three areas of protection (AoP) are accounted for: natural resources, human health and ecosystem quality, considering resources consumption and emissions to the ecosphere linked to a functional unit that characterizes a service rendered (Pennington et al., 2004; Rebitzer et al., 2004). Although LCA is widely used in the industrial sector, its use in the public sector remains limited (Guérin-Schneider et al., 2018). The main problems with LCA are the number of input data required and the difficulty non-specialists have interpreting the results due to the complexity of the multiple indicators (Renouf et al., 2018). In addition, the effects of current activities in the territory have been assessed from a global perspective, but also take interactions with social and economic concerns into account in decision making, particularly in developing countries. In recent years, life cycle studies have proposed methods that combine life cycle tools with participatory methods (De Luca et al., 2017), but no operational framework based on coupling LCA with a participatory approach is available to tackle these issues.

The aim of this study was to design an innovative operational framework to couple LCA and a participatory approach for developing countries with two objectives: 1) to make it possible to perform LCA even with the diversity of small farming systems and despite data scarcity, 2) to involve all the stakeholders and to facilitate the discussion of the results to enable further decision making for the management of a rural territory. We hypothesised that the two methods must feed off one another starting from an integrated, progressive and iterative participatory diagnosis of the rural area. We tested the applicability of our framework on a case study in a semi-arid region in central Tunisia, the upstream watershed of the Merguellil, where agriculture is based on scarce, fragile and overused natural resources. Furthermore,

both research² and development³ projects supported this work, making it possible to involve policy makers of the Tunisian Ministry of Agriculture, with farmers and researchers. The main challenges were collecting reliable data and interpreting the results of the life cycle impact assessment (LCIA) to facilitate discussion with stakeholders and to raise their awareness of the different dimensions of agricultural activities related to their environmental impacts.

2. Method

2.1. Global approach

Participatory approaches can be differentiated according to the levels of involvement of the stakeholders (their attitudes towards the evaluation process) (De Luca et al., 2017). Our approach is based on involving stakeholders throughout the life cycle assessment process to reinforce their role and their willingness to participate and collaborate in the decision-making process.

² ANR ARENA and AMETHYSTE research projects on the management of natural resources.

³ OSCAR and PACTE development projects of vulnerable areas in Tunisia.

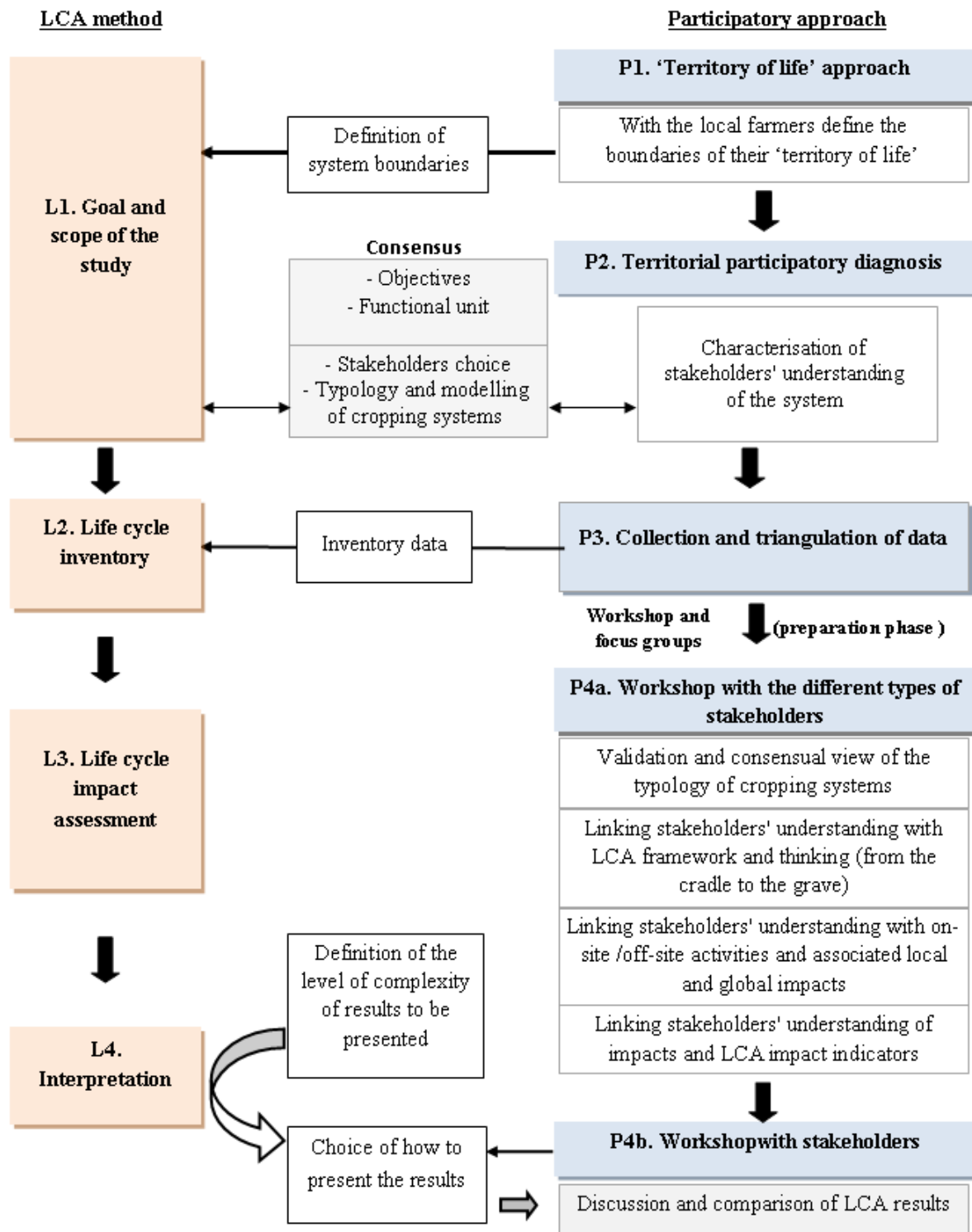


Fig. 1. How the participatory approach was combined with the LCA.

Fig. 1 shows the interdependence between the LCA process and the steps implemented in our participatory approach. The first step was to define the boundaries of the system according to the goal and scope of the LCA (L1) and to prepare the territorial diagnosis, using a “territory of life” approach (step P1). Several tools were then used to conduct the territorial diagnosis

(step P2). The purpose of the diagnosis was to model cropping systems and collect inventory data. This step is based on the farmers' understanding of their territory and their production system. The typology was built and choice of stakeholders to be involved in the participatory process was obtained at this stage. During the diagnosis, the functional units (FUs) were defined with stakeholders.

The collected data were validated through a triangulation process (step P3) to feed the inventory phase (L2). Triangulation was carried out during several focus groups and workshops organized separately for each type of stakeholder (step P4a). The workshops were also used to prepare a final collective workshop (P4b) during which the results of the LCA would be discussed (step L3). The first elements of interpretation were extracted (step L4), considering the level of complexity suited to the perception of each stakeholder.

2.2. Implementation of the participatory approach

2.2.1. The “territory of life” approach (step P1)

For participatory approaches to be successful, the target needs to be defined to identify who will be receiving the results of the study. The classification and choice of stakeholders depends on the context. In our case, a “territory of life” approach was selected. The “territory of life” is at the interface between physical boundaries and the mental representations of local stakeholders, and is where direct interactions take place between humans and the environment. It represents the best spatial scale to understand the rural environment and to prepare for concerted action. In a participatory diagnosis, the territory of life approach not only makes it possible to define spatial boundaries but also to integrate local knowledge and to create a preliminary framework for concerted action (Burte, 2015).

During this step, we conducted exploratory surveys with local farmers and a diachronic analysis of the area to provide a preliminary diagnosis.

2.2.2. Territorial participatory diagnosis (step P2)

The aim of this step was to identify different types of stakeholders, to select key issues of relevance for the stakeholders, and finally to define the objectives of the assessment. The typology and choice of the stakeholders to be involved in the participatory process are keys to reaching a common objective through consensus building. Stakeholders are considered as individuals who can affect and be affected by decision making (Mathe, 2014). For this reason, stakeholders included local farmers and local, regional and national decision makers. A

typology of local stakeholders was built to account for the diversity of social representations in the territory.

A conceptual model of the territory was built with local farmers to characterise the main components and their distribution and spatial organization, providing a simple representation of the local reality. We also conducted interviews with women and seniors living in the territory. Seniors were interviewed for their historical knowledge in order to perform the diachronic analysis. Women participate in agricultural activities (during pruning or harvesting) and they provided additional elements. Additional criteria were identified with local farmers to build a typology of cropping systems. This typology provided the main framework for the LCA process. It also made it possible to identify the key components which determine both current land use and long-term trends. Cropping systems were then modelled with local farmers to understand how the system functioned and the farmers' perception of the environmental impacts of their activities.

2.2.3. Collection and triangulation of data (step P3)

Data were collected based on appropriate skills and using survey tools aimed at identifying and understanding the actors' perceptions. In our participatory approach to diagnosis, direct questions were not recommended because they do not provide robust data for LCI. Instead, our approach was based on progressive surveys starting with open interviews (i.e. asking local stakeholders to "talk about their lives, their history, their territory, and conditions of life") gradually moving towards topics (semi-directive interviews) that would help identify their perception of local reality (Burte, 2016). This relationship created the conditions needed for farmers to feel comfortable providing the necessary information about their activities (use of inputs, their income, etc.). Special care was taken to create a comfortable and trustful climate and to choose appropriate methods without influencing the content and results (O'Hara, 2009; Burte, 2016).

This process made it possible to integrate local knowledge and to collect data on agricultural practices for each type of cropping system. Our approach combined tools used for investigation in biophysical and social sciences whose data and information are triangulated. Triangulation is a standard approach used for comprehensive investigations aimed at enhancing the robustness and reliability of data. Triangulation involves looking at the same phenomenon, or research question, using information from more than one data source (Decrop, 1999; Lambert and Loiselle, 2007; Bush, 2012). Denzin (1978) identified four basic

types of triangulation. In our approach, we chose to combine the triangulation of data sources and methods. The methods included surveys, participatory observations, measurements, modelling and focus groups. At the data level, primary data from different stakeholders were crossed with secondary data.

2.2.4. The participatory process: focus groups and workshops (step P4)

The first workshop was organised with individuals who were representative of the chosen stakeholder types with the aim of legitimizing the process. Before the workshop, a preparatory session was held to ensure the workshop would be successful. Separate focus groups were organised for each type of stakeholder to reduce tension and avoid conflicts occurring during the workshop. The aims of the collective workshop with all the stakeholders were first to reach a common perception of the stakes of agriculture and land management sustainability; second, to validate a consensual view of the cropping system typology and third, to explain the LCA thinking to stakeholders (see 2.3.1.). The workshop also made it possible to choose the level of complexity of LCA results to be presented and discussed in the final workshop. The aim of the final workshop was to discuss and compare the results of the LCA with the stakeholders, to reach a consensus on environmental issues in the territory and to build concerted support for sustainable public decision making. The results of the final workshop will be presented in a separate paper.

2.3. Implementation of the LCA process

To implement an LCA for our purpose, we decided to adapt the LCA conceptual framework usually used for territorial approaches (Loiseau et al., 2013) and use it to design a new framework for cropping system assessment at the territorial level.

2.3.1. Goal and scope (step L1)

The application of life cycle analysis and the choice of a functional unit for cropping systems creates several problems related to the interaction of cultures within the same system. We followed the recommendation of Goglio et al. (2017) to consider each cropping system as a complete system producing different products. The FU is then related to the system as a whole. It was defined with the stakeholders during the participatory territorial diagnosis.

2.3.2. Life Cycle Inventory (step L2)

2.3.2.1. System modelling

The system was modelled based on the concepts of territorial LCAs. Cropping systems were described by on-site activities (foreground system) that withdraw natural resources (water, soil, etc.) and generate field emissions which have both local and global environmental impacts. On-site activities are linked to other off-site activities (background system, e.g. production of fuel, etc.) which also have local and global impacts (Larrey-Lassalle et al., 2017).

Each inventoried activity was modelled separately for foreground and background systems to differentiate between direct and indirect burdens on the environment (see Fig. 2). The goal was to point out to the stakeholders which activities carried out within their territory had an environmental impact outside their territory.

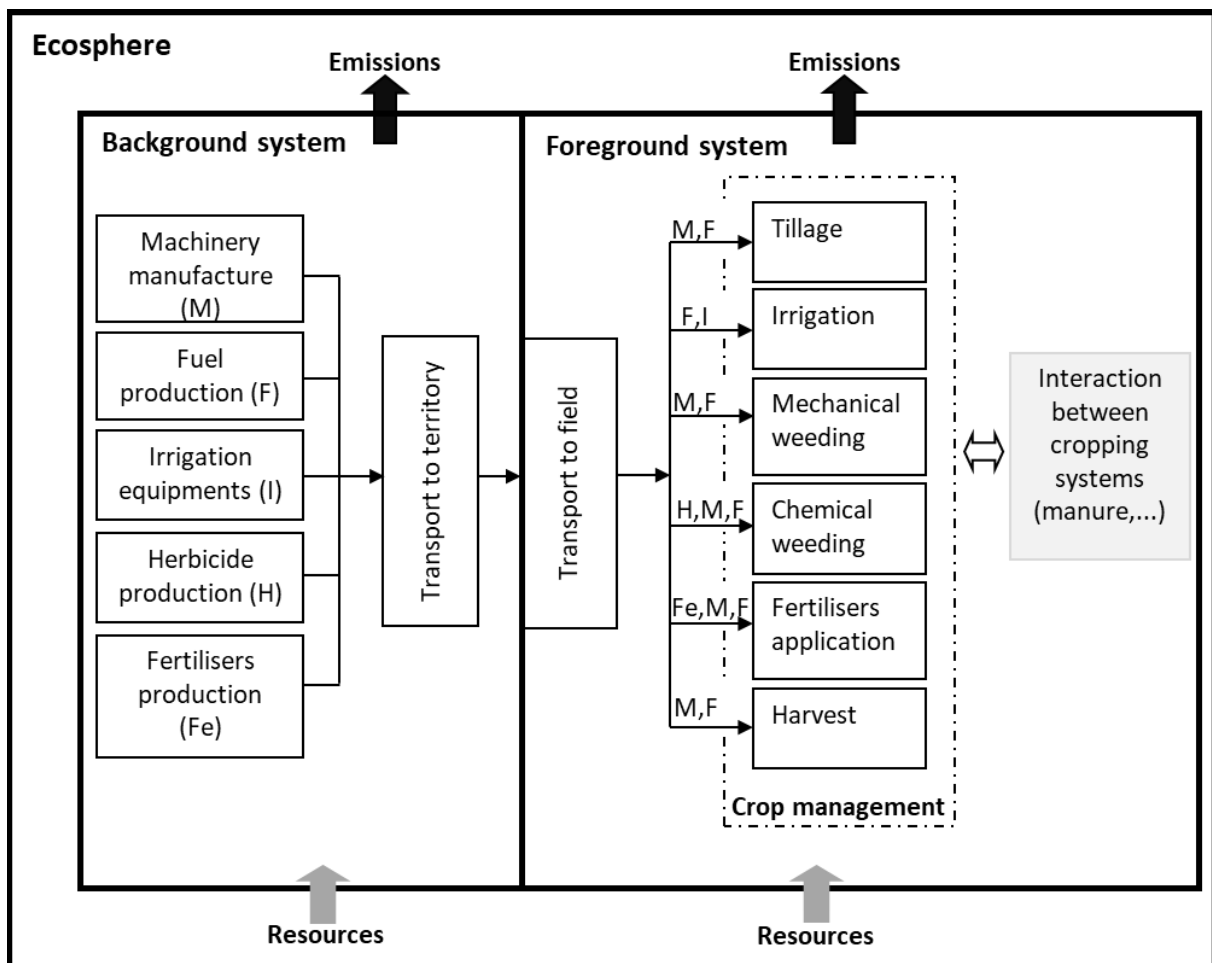


Fig. 1. Modelling the cropping system and the boundaries of the foreground and background systems.

Following the recommendation of Bessou et al. (2012), modelling the perennial cropping system used a chronological approach considering the whole lifetime of the crops and alternating yields of biannual crops. Diachronic analysis was used to describe the historical course of cropping systems through successive crop stages. To cope with the scarcity of data, we characterised each crop stage using average annual values.

2.3.2.2. Inventories

The data collected in step P3 were analysed to compute inputs from and emissions into the ecosphere.

In the case of fertiliser emissions of ammonia into the air, emissions resulting from the application of farmyard manure were calculated using the Agrammon model (Nemecek and Schnetzer, 2012). This method accounts for the season of application and the time span between manure application and incorporation. Ammonia emissions from mineral fertilisers were estimated using the EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 Tier 2 method (European Environment Agency, 2013) which provides emission factors depending on soil pH (low soil pH<7 and high soil pH>7). Nitrous oxide (N₂O-N) emissions were calculated using the IPCC Tier 1 method (IPCC, 2006), which incorporates direct N₂O emissions from nitrogen inputs and indirect N₂O emissions from nitrogen volatilisation and nitrogen leaching. Nitrogen oxide emissions (NO_x) were calculated using the Agribalyse method (Koch and Salou, 2015).

In the case of fertiliser emissions into water, nitrate leaching was estimated using the SQCB-NO₃ model, which is recommended for non-European countries (Nemecek and Schnetzer, 2012). Phosphorus emissions into water were estimated according to Nemecek and Schnetzer (2012).

All other emissions, including the manufacture of inputs, were obtained from the Ecoinvent database.

2.3.3. Life Cycle Impact Assessment (step L3)

Impacts were calculated separately for the background and foreground systems.

Impact categories were calculated with SimaPro 8.4.0.0 software using ReCiPe2016 Midpoint and ReCiPe2016 Endpoint V1.00 methods. The ReCiPe2016 is an updated version of the ReCiPe2008 version. The update of ReCiPe provides characterisation factors that are representative of the global scale rather than the European scale (Huijbregts et al., 2016). The

ReCiPe 2016 Midpoint method calculates 17 midpoint indicators and the ReCiPe 2016 Endpoint method calculates damage to the 3 areas of protection (AoPs): human health, ecosystems and resources.

2.3.4. Interpretation of the results (step L4)

After calculating the impact categories (midpoint and endpoint), we needed to adapt our interpretation so that stakeholders could really understand the results and take the appropriate decisions. We first presented the contribution of background and foreground activities to endpoint impacts (human health, ecosystems and resources) to highlight the magnitude of each activity, and to get the stakeholders' attention. To categorise the analysis and to facilitate effective interpretation, the contribution of midpoint indicators to endpoint indicators was computed and the most influential midpoint indicators were selected. Finally, for each selected midpoint indicator, cropping systems were compared, in order to present the contributions of all the agricultural activities (in both the foreground and background systems). The aim of this analysis was to make the LCA results clear to the stakeholders and to reveal the contribution of the activities to the AoP's.

2.4. Case study

The study area is located in central Tunisia, in the upstream part of the Merguellil watershed. This catchment covers approximately 1,200 km², characterised by a semi-arid climate with annual rainfall ranging from 200 to 500 mm (Dridi et al., 2000; Ben Ammar et al., 2006; Leduc et al., 2007). It is considered to be an important recharge zone for aquifers.

The outlet of the upstream watershed is the El Houareb dam which was built in 1989 to protect the downstream Kairouan plain against floods (Lacombe et al., 2008). The basin has been the target of several water and soil conservation actions since 1990 to protect it from erosion, to reduce silting of the dam and to protect the downstream part of the watershed.

Our survey was conducted from March 2014 to April 2015 to avoid the summer season between May and September when temperatures can reach 47°C and all activity comes to a halt. Fieldwork involved a combination of individual and collective interviews with local farmers and fields observation. A total of 100 interviews were conducted with 35 families for the territorial participatory diagnosis. Four focus groups with local farmers, and with local, regional and national decision makers plus the first workshop were held between April and June 2016.

3. Results

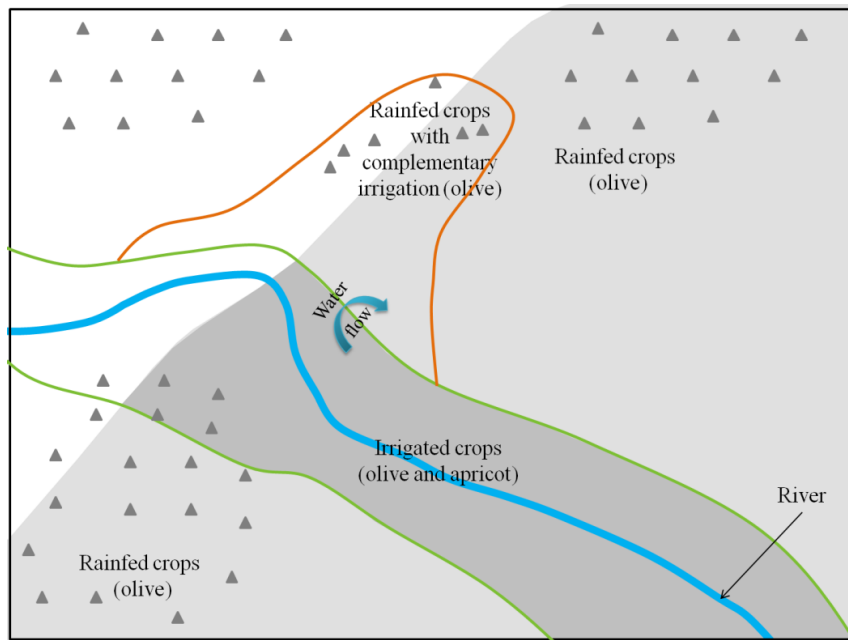
3.1. Territorial participatory diagnostic for LCA

3.1.1. Territory of life, typology of stakeholders and FU

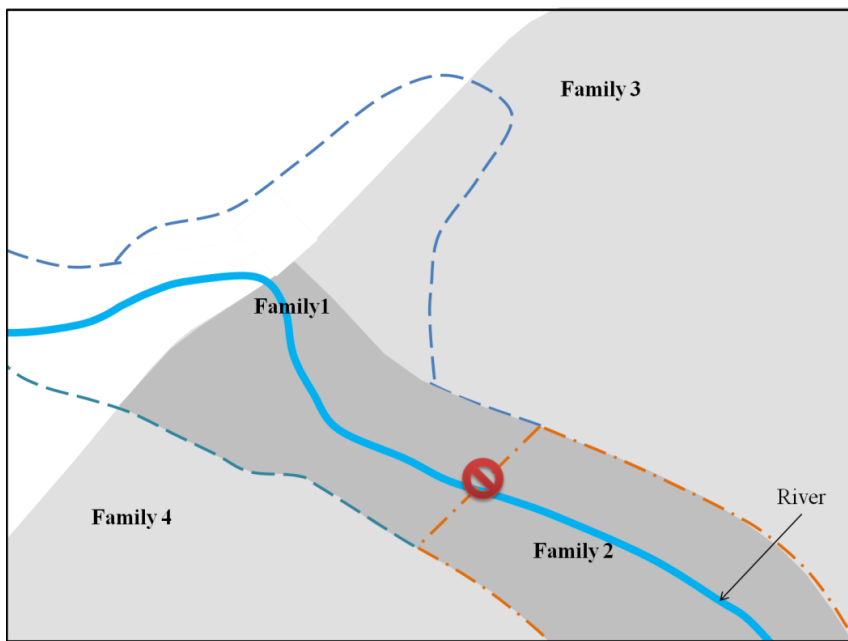
Based on our diagnosis, two types of stakeholders were defined in the territory: local farmers and the General Directorate for the Management and Conservation of Agricultural land (local, regional and national decision makers) whose main mandates are land conservation management and rural development.

Farmers were most interested in the income they earn from their activities whereas decision makers took a territorial management perspective and were interested in the impact of land use. Two FUs were considered: a land-based unit (1 ha) and an economic value-based unit (1 dinar).

The “territory of life” was identified with local farmers: a *douar* called "*Khit el Oued*" where farmers interact and share natural resources. The farmers’ conceptual model of the territory is illustrated in Fig. 3. Three types of information are presented: social distribution, access to water and cropping system distribution. Fig. 3 (a) shows the cropping systems and irrigation patterns while Fig. 3 (b) focuses on the social distribution.



(a)



(b)

▲: Location of contour ridges, [light gray box]: Groundwater pumping, [dark gray box]: very deep groundwater, [red circle with diagonal line]: Conflict between families.

Fig. 3. Conceptual model of the “territory of life” based on surveys of local farmers: (a) cropping system distribution, (b) social distribution.

Based on the participatory diagnosis, two categories of crops were identified: irrigated and rainfed. Rainfed crops occupied most land. Two crops were grown: olives and apricots, all apricots were grown in irrigated systems because they require a lot of water. Four big families

live in the territory. The local farmers pointed to a link between social distribution and crop distribution. Only two families had access to groundwater for irrigation which created competition over the water resource and consequently conflict between them. The other two families live in areas with no irrigation.

3.1.2. Typology of cropping systems and criteria of typology

In the Khit el Oued territory, many plots with no access to water were abandoned which has led young people to migrate to the cities. Access to and availability of water for irrigation is a major determinant of farm management decisions (choice of crops and agricultural practices). During the diagnosis, cropping systems were classified based on the following criteria: irrigated / not irrigated, productivity of cropping system (low, medium, high) and presence / absence of contour ridges in the field.

With these criteria, local farmers defined three groups: irrigated systems which producing a good income (apricots), irrigated systems which produced an average income (only olive trees) and rainfed cropping systems which produced low incomes. In the last group, many plots were abandoned and, as mentioned above, there is a problem of the migration of rural youth to the city. Access to and the availability of water for irrigation influenced farmers' management decisions (choice of crops and agricultural practices). Six cropping systems were identified within the three groups. Of these, one cropping system, "rainfed olive without tillage", was disregarded because no inputs (irrigation, fertilization, pesticides) were used and the environmental impacts were thus negligible (the only impact being land use). The remaining five systems are described in Table S1. Finally, contour ridges affect some agricultural practices: they increase ploughing time and affect the irrigation technique (for example, drip irrigation is impossible). Next, all the systems were considered with and without contour ridges, giving a total of 10 types of systems.

Based on these results, from the four families in the territory, farmers who were representative of each cropping system were chosen to participate in the process and to represent their group while also accounting for the conflicts between families.

3.1.3. Conceptual modelling of cropping system based on interviews with farmers

The conceptual model of the cropping systems was based on the results of the interviews with local farmers. Fig. 4 shows the different agricultural practices and the related inputs, emissions and environmental burdens. The farmers told us that the environmental impacts of their agricultural practices were linked to consumption of energy (diesel) by the emission of

CO₂ while the impacts of contour ridges affected soil resource through the loss of fertile topsoil and/or by reducing soil erosion (grey boxes in Fig. 4).

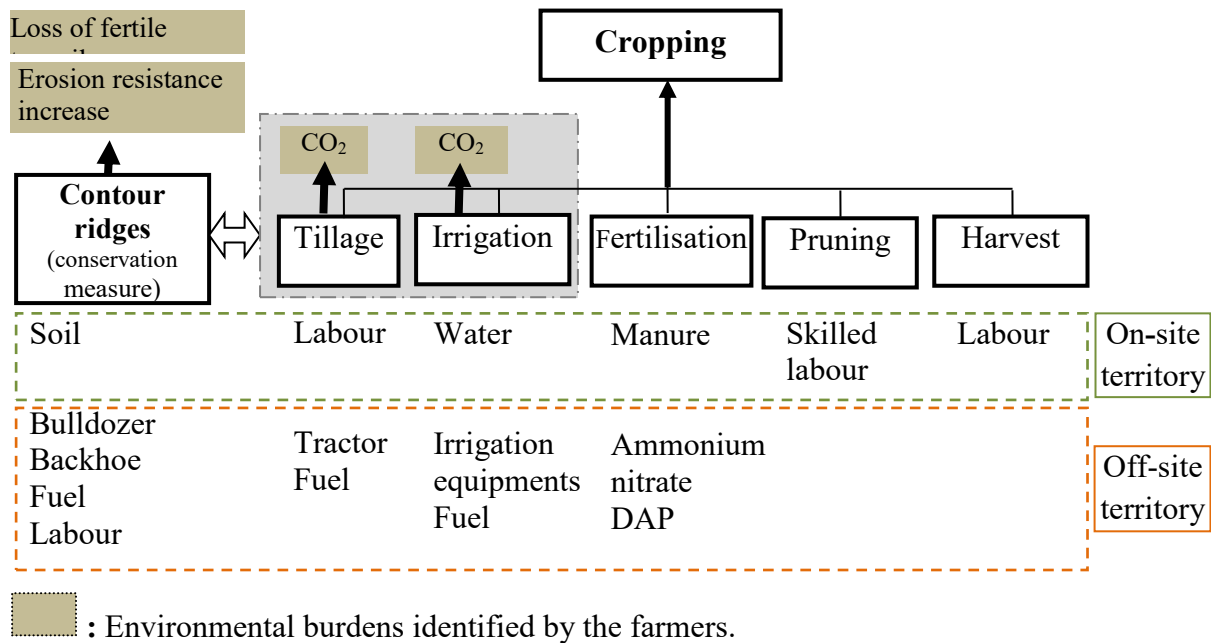


Fig. 4. Conceptual model of cropping systems based on interviews with local farmers.

3.1.4. Cropping system modelling choices for LCI

For the inventory phase of LCA, field survey data were collected to characterise all the stages of the perennial crops including crop establishment, the unproductive stage and the production initiation stage. During these stages, traditional farming practices were used (no application of mineral fertilizers and no consumption of energy as draft animals were used for ploughing). Given the life span of the crops (80 years for olive trees and 25 years for apricot trees), the data collected on these stages were not reliable. We hypothesised that their environmental impacts were negligible. Consequently, an average year of the full production stage, with current practices, was used for cropping systems modelling.

3.2. Data on cropping systems

Two types of data were collected during surveys: data obtained in simple surveys or field observations (for example: type of crop, irrigation system), and data that required a more progressive comprehensive approach based on mutual trust between the stakeholder and the interviewer (for example: income, amount of water used for irrigation). Indeed, the farmers did not easily provide details of their incomes, the exact yield of their crops, or details about their irrigation practices (partly because water is pumped through illicit boreholes).

To give an example of triangulation of data, Fig. 5 shows the variability of apricot yields depending on the source of data. The values collected during the individual interviews were already highly variable (between 100 and 350 kg per tree). In the farmers' focus group, the validated value was 300 kg per tree. The experts estimated the yield to be between 100 and 150 kg of apricots per tree.

The triangulation process was completed in the workshop when local farmers and experts reached agreement on 150 kg of apricot per tree. Faced with the experts, the farmers acknowledged that the value they had agreed on during the focus group (300 kg/tree) was the maximum possible yield they could observe. The value of 150 kg/tree was then used in the LCA process.

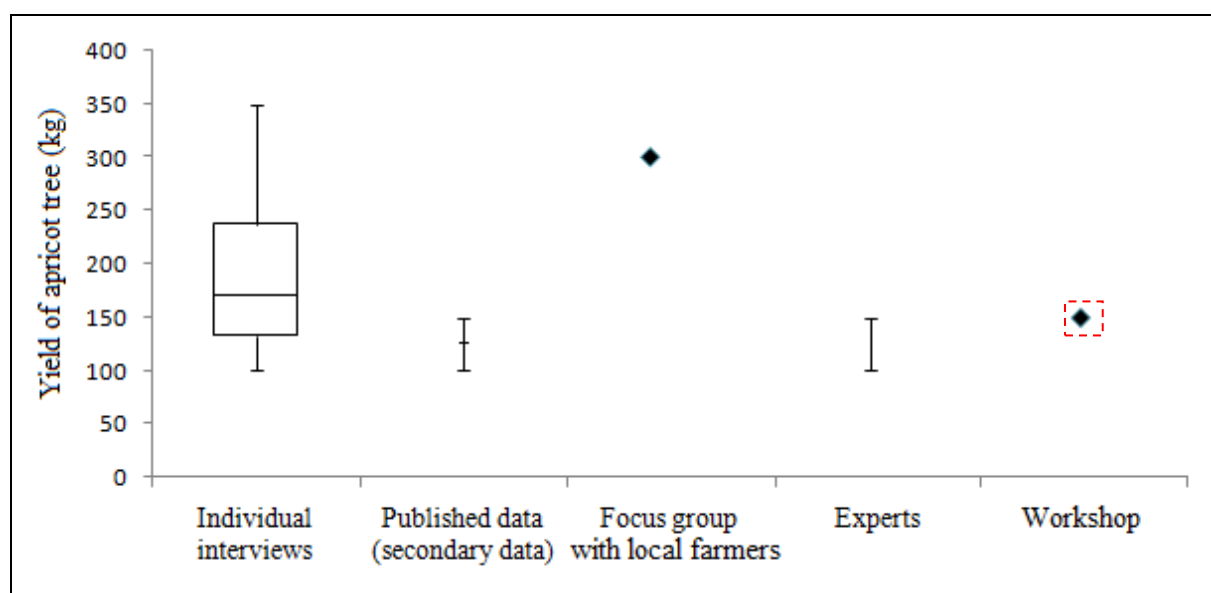


Fig. 5. Apricot yields obtained from different sources using different methods.

Table S1 lists the main data collected on the five cropping systems. To avoid redundant information, only data for cropping systems without contour ridges are provided. The five other cropping systems with contour ridges had the same main characteristics. The differences were in the irrigation system (basin rather than furrow irrigation), longer ploughing time and obviously, the construction of the contour ridges.

3.3. LCIA results of cropping systems

3.3.1. Contribution of foreground and background activities to endpoint impacts

Fig. 6 compares the impacts of agricultural practices in the five cropping systems on the three areas of protection (AoP). The figure differentiates foreground and background activities.

Results are given for both functional units(FU), land based and monetary based, and for systems without contour ridges. The results for cropping systems with contour ridges were very similar (Fig. S1).

For the land-based FU, irrigated cropping systems had the biggest impacts on the AoPs. The impacts on resources are linked to the background activities of fertilization and irrigation (due to the production of diesel fuel). The impacts on human health are mainly due to the foreground system of fertilization while the most important contributors to the impacts on ecosystems are land occupation, irrigation and fertilization. In rainfed systems, the main impacts are on the ecosystem impact category and are mostly associated with land occupation. In irrigated systems, the irrigated apricot system had the highest impacts, followed by the irrigated olive and apricot system, while the irrigated olive system had the lowest impacts.

According to the monetary-based FU, the irrigated olive system had the most impacts on all the AoPs. This is because the financial yield of olives is much lower than that of apricots. The other irrigated cropping systems, irrigated apricots irrigated olives and apricots, had negligible impacts on the ecosystems (about 10%) compared to rainfed olives and rainfed olives with complementary irrigation (over 60%). The impact of the irrigated systems (except irrigated olives) on the natural resources AoP was of the same order of magnitude as rainfed systems.

Finally, comparison of systems with and without contour ridges (Fig. 6 and Fig. S1) shows that, independently of the functional unit, cropping systems with contour ridges had slightly higher impacts than systems without contour ridges. The presence of contour ridges increases the impacts due to the construction of the ridges (foreground), tillage (background) and fertilisation (foreground).

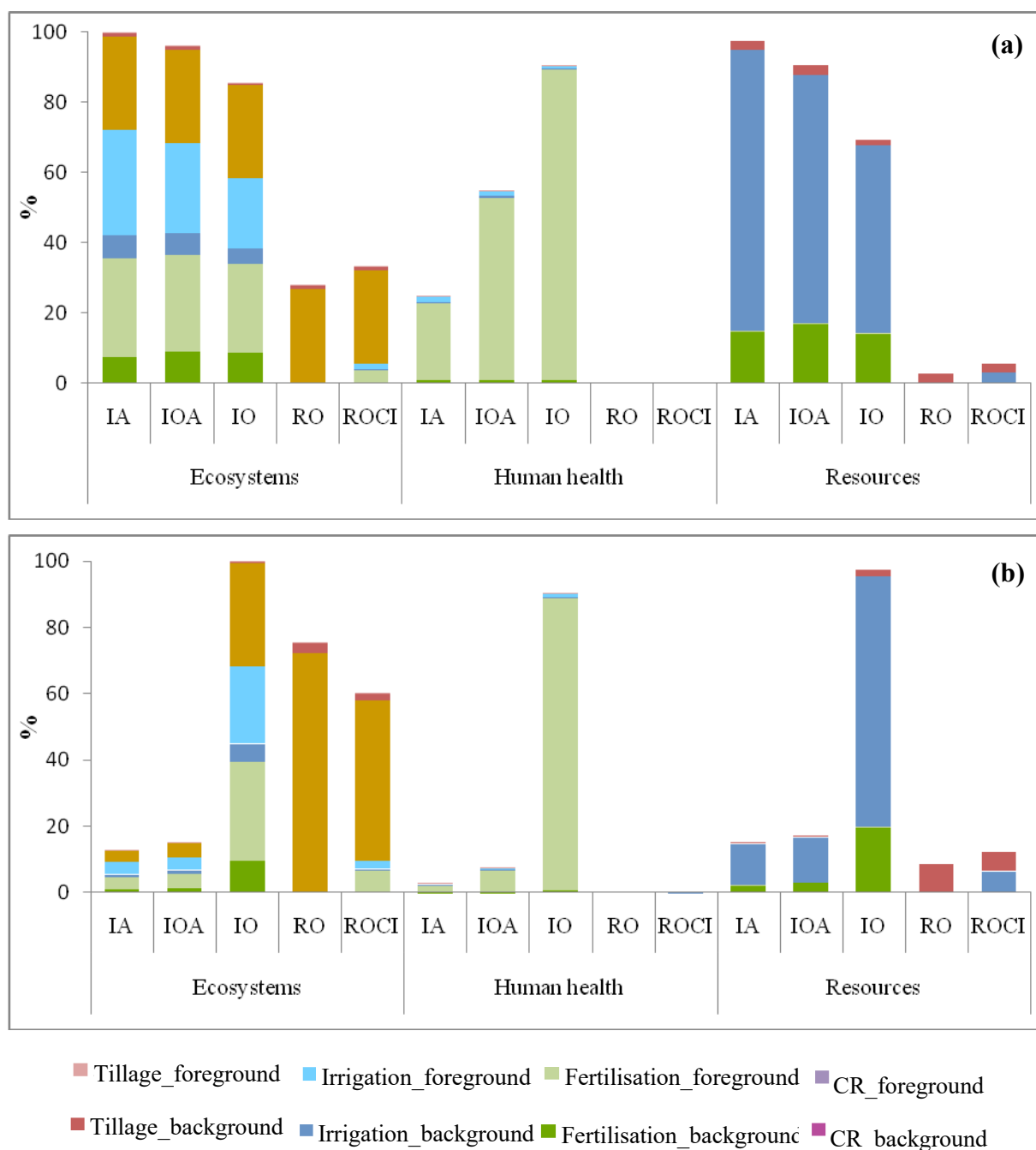


Fig. 6. Contribution of activities to endpoint impacts for the two functional units (a. 1ha and b. 1 dinar) for systems without contour ridges. IA: Irrigated apricots, IOA: Irrigated olives & apricots, IO: Irrigated olives, RO: Rainfed olives, ROCI: Rainfed olives with complementary irrigation.

3.3.2. Contribution of midpoint indicators to impacts on the areas of protection

Results of the contribution of midpoint impact categories on the three AoPs for all cropping systems are given in Fig. S3. For all cropping systems, the main midpoint impact categories were water consumption, human non-carcinogenic toxicity, fossil resource scarcity and land

use. Secondary contributors to the impacts of rainfed systems were global warming and the formation of fine particulate matter, and to the impacts of irrigated systems, terrestrial acidification. Freshwater eutrophication and freshwater ecotoxicity appeared among the impacts of irrigated systems on ecosystems but at less than 5%. All these midpoint impacts were used for further results. According to the territorial representation described above, two of them, 'fossil resource scarcity' and 'global warming' represent global impacts, while the others represent local impacts.

3.3.3. Comparison of the impacts of the cropping systems on the selected midpoint indicators

Results of the comparison of background and foreground activities for each cropping system, with and without contour ridges, and for the two functional units, are given in Fig. S4 and Fig. S5. Two midpoint indicators illustrate the main tendencies: global warming (global effects) and water consumption (local effects). These indicators were selected because they appeared to be among the most discriminating impacts in this study.

Fig. 7 shows that the most impacts on the land based functional unit originate from irrigation and fertilisation. Foreground activities have more impacts than background ones due to the production and consumption of diesel fuel for irrigation, the production of fertilizers and the emission of greenhouse gases from applied fertiliser. The contribution of tillage to the total impact of the systems can be considered negligible (less than 10%).

As mentioned above, based on a functional unit of one dinar, the impacts of the irrigated olive system are much greater than those of all the other systems (Fig. S5). Based on this functional unit, the impacts of rainfed systems are close to those of irrigated apricots also because very little income is obtained from rainfed crops. For these systems, the activities with the most impact are tillage and contour ridges. Cropping systems with contour ridges are responsible for small increases in impacts due to the increased use of machinery for tillage and to the construction of the contour ridges themselves. Obviously, results for water consumption highlight the predominance of foreground irrigation activities but the background effects of irrigated systems were not negligible: they were mainly due to the production of diesel fuel and fertiliser.

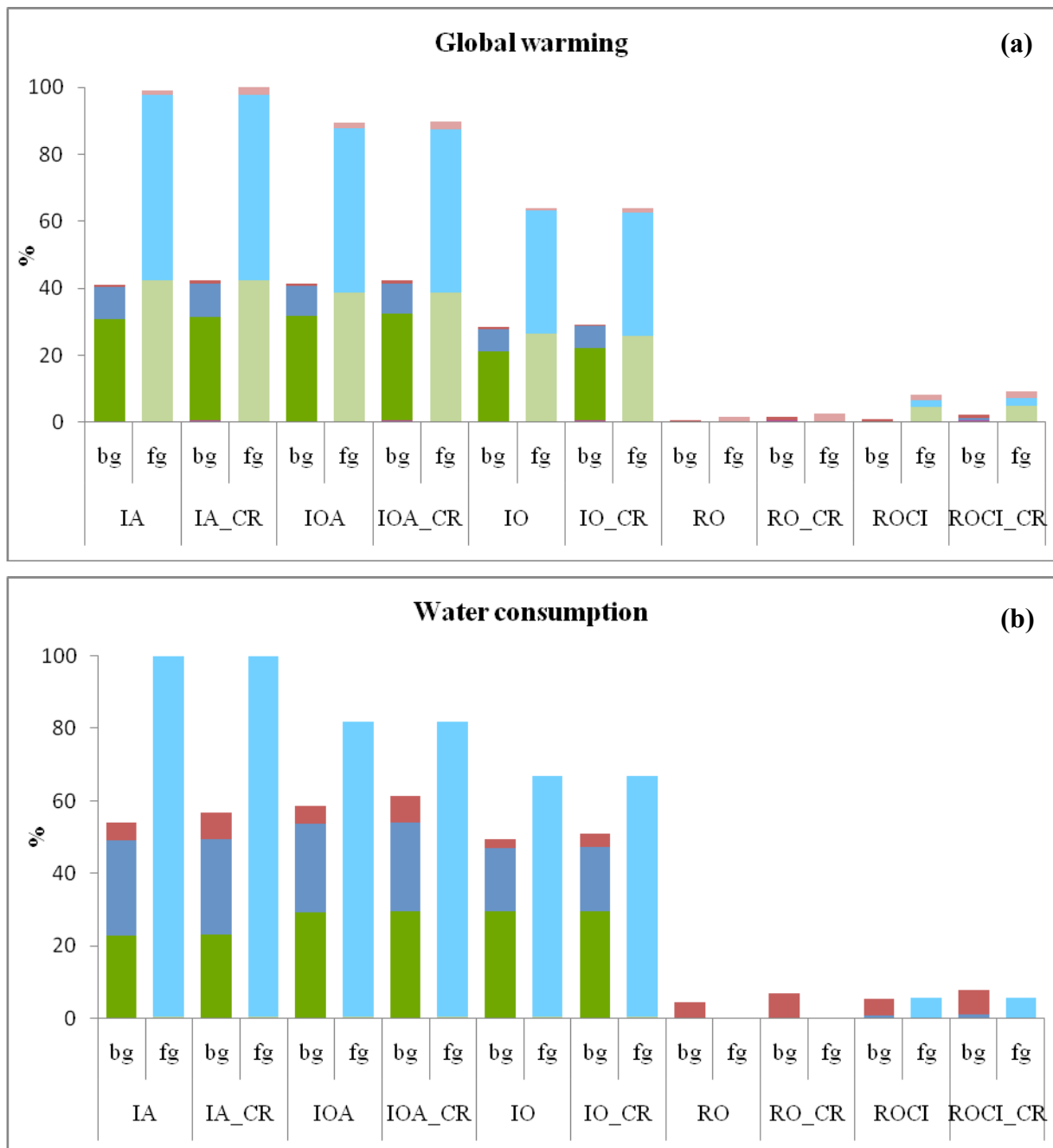


Fig. 7. Comparison of the impacts of cropping system background (bg) and foreground (fg) activities on global midpoint indicators: global warming (top) and water consumption (bottom). Red: tillage, Blue: irrigation, Green: fertilisation, Pink: contour ridge setup. IA: Irrigated apricots, IOA: Irrigated olives & apricots, IO: Irrigated olives, RO: Rainfed olives, ROCI: Rainfed olives with complementary irrigation. _CR: cropping systems with contour ridges.

4. Discussion

4.1. Data accuracy and representativeness

The analysis of apricot yield data showed that our approach increased the degree of accuracy of the collected data. The triangulation process we implemented ensured consensual values validated by all stakeholders. On the one hand, individual surveys produced data of limited reliability which were not representative of local reality; on the other hand, local farmers and experts did not have the same references: reference data provided by experts were only representative of regional production, while the reference value validated by local farmers during the focus group was maximum local production. The accuracy of the yield data is crucial for impacts related to the monetary based FU. Indeed, with this FU, the impacts are inversely proportional to yield, so if the yield is twice as high, then the impacts will be half as low. This effect can be seen in Supplementary data Fig. S2. For instance, for the AoP “Resources”, the “Irrigated Apricot” system (IA) which is at the same level as rainfed systems with the consolidated value of 150 kg/tree, has half the impact with the value of 300 kg/tree originally provided by the farmers.

In their review, Bessou et al. (2012) reported that the most frequently used data in LCA studies of perennial cropping systems are aggregated data from statistics and published literature representative of the country or region but not of local activities. Instead, they recommend using a chronological modelling approach for perennial crops to account for the inter-annual production variability. However, this is difficult to achieve in developing countries where few statistics are available. Our approach allowed us to collect detailed inventory data representative of the diversity of cropping systems and of local activities (in terms of intensification, amounts of fertilizers applied, etc.). These data were not aggregated but were rather detailed for each practice thus ensuring more transparency and detailed impact assessment of the diverse agricultural operations.

4.2. LCA results

Although the uncertainty of inventory data was minimised as far as possible, the impacts were calculated based on the global factors provided by the updated version of ReCiPe (2016) and not on site-specific factors, because the impact categories have not yet been regionalised. Nevertheless, we believe the data we obtained are sufficiently representative to enable discussion.

The objective of our assessment was not to discuss specific results with stakeholders - for example the amount of pumped water in m³ - but rather to obtain an overview of the environmental impacts of the systems under analysis. For this reason, it was important to identify a level of aggregation of the results that would be sufficient for discussion. The contribution analysis showed that fertilisation and irrigation were the key drivers of the environmental impacts caused by the cropping systems under study due to the use of water for irrigation, the production of fertiliser, fertiliser emissions, the production of diesel fuel and diesel fuel emissions. These processes increased not only the global environmental impact but also local on-site and off-site environmental impacts. Identifying the main impact factors and the scales at which the impacts occur made it possible to contextualize the discussion on the environmental impacts thereby facilitating the appropriation of the results by the stakeholders.

Considering the impact of contour ridges, contribution analysis showed that the impacts were limited and mainly related to energy consumption. We observed small improvements in some local on-site impacts (freshwater eutrophication and freshwater ecotoxicity). However, contour ridges were built to increase soil resistance to water erosion and to protect soil quality, but these improvements are not taken into consideration in the LCA process we used and do not appear in the results.

4.3. Interest in coupling LCA with a participatory approach for decision making

The case study showed that coupling life cycle assessment with a participatory approach made it possible to reach a consensus between the different stakeholders to facilitate the sustainable development of cropping systems and of land management in a rural territory. The territory of life is an appropriate scale to achieve concerted decision making between local farmers and administrative stakeholders. Indeed, the territory of life made it possible to consider all the interests and the diversity of social representations and to choose representative individuals to take part in the participatory process. Our approach was well accepted by the different stakeholders in terms of the credibility of the process (neutrality and transparency, legitimacy, acceptance and commitment of the various stakeholders) (Braiki et al., 2018). It provided a favourable framework for public decision making. As proof, after the last workshop, stakeholders proposed to create a "territorial committee" as a forum for interactions among themselves.

The different findings of the LCA and participatory diagnosis provided crucial elements for the final workshop with all the stakeholders. One problem that emerged was the differences in

the results between the two functional units. This was the case for the irrigated apricot systems whose impacts were higher than those of the irrigated olive system when expressed per hectare, but rather lower when expressed per dinar. A second delicate point was that even if the environmental interest of rainfed olive systems is obvious, it provides low income per hectare. In a rural context of small farming systems and highly fragmented land ownership, it does not allow households to meet their needs. Therefore, farmers' strategies are either intensification (to increase their agricultural income) or looking for other sources of income (which can lead to rural exodus). Both lead to increasing environmental impacts. For example, abandoned land is no longer maintained, thereby increasing the risk of soil erosion and resulting in the degradation of both resources and the environment. This highlights the interdependence of economic, social and environmental factors. Both functional units shed light on the debate surrounding environmental assessment at rural territory level.

Favourable conditions for participatory analysis of the results of the environmental assessment with stakeholders were established by using an iterative and progressive approach. First, the results of the environmental assessment of agricultural production systems were analysed in a more holistic and systemic analysis of sustainability at rural territory scale. This made it possible to take the economic, social and environmental dimensions into account when planning actions and strategies with stakeholders. Second, the stakeholders' different knowledge made it possible to choose the most appropriate way to discuss the results with them. The way the results are presented needs to be simplified and choosing appropriate methods and tools is recommended. The steps in conducting the final workshop, how to present the results of LCA, and the results of the final workshop are the subject of another paper.

5. Conclusion

An innovative framework was designed to couple LCA and a participatory approach. This framework made it possible to gather reliable data to perform an LCA of cropping systems, the stakeholders provided the necessary inventory data and local knowledge about the systems under to be analysed. It also made it possible to involve all the stakeholders right from the beginning of the evaluation process, to consider all the interests and values as well as the diversity of social representations in the territory. In this way, the stakeholders were empowered by the assessment of the environmental impacts of their agricultural practices and land management.

Based on the LCA results, irrigated olive cropping systems are the least sustainable cropping system. Different LCA results were obtained in the two functional units studied here (1 hectare and 1 dinar) leading to a shift in the environmental performance of cropping systems which raises the question of the functional unit at territory scale in the context of decision making.

This study also enabled the identification of a number of limitations. First, the positive environmental impacts of contour ridges on soil resource are not taken into account in LCA. Second, the main midpoint impact categories discussed are local impacts that should be based on site-generic factors. The third limitation is the need for multidisciplinary skills and the time required for a participatory approach and stakeholder engagement.

This paper demonstrates the feasibility and highlights the advantages of coupling LCA with a participatory approach at the territory of life level in a context of decision making. As a matter of fact, social learning favourable conditions were created. Thus, the Tunisian ministry of agriculture, which was strongly involved in this work, chose to take into account our framework in building the environmental and monitoring assessment strategy of the PACTE project (2017 - 2022). It should be helpful for better choosing the investments of the projects or and for a better assessment of their environmental impacts.

Acknowledgements

We would like to thank the CIRAD UMR G-eau(www.geau.net), the SIRMA network (www.rcp-sirma.org) and the ELSA research group (www.elsa-lca.org) for their support and advice. We acknowledge the financial support of the ANR Arena and Amethyst research projects, and of the PROSCAR and PACTE development projects funded by AFD/DGACTA.

References

- Bartels, W.L., Furman, C.A., Diehl, D.C., Royce, F.S., Dourte, D.R., Ortiz, B.V., Zierden, D.F., Irani, T.A., Fraisse, C.W., Jones, J.W, 2013. Warming up to climate change: A participatory approach to engaging with agricultural stakeholders in the Southeast US. *Regional Environmental Change*. 13, 45-55. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0371-9>
- Ben Ammar, S., Ben Zouari, K., Leduc, C., M'Barek, J., 2006. Caractérisation isotopique de la relation barrage-nappe dans le bassin du Merguellil (Plaine de Kairouan, Tunisie centrale). *Hydrological Sciences Journal*. 5, 272-284. <https://doi.org/10.1623/hysj.51.2.272>

- Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T., Benoist, A., 2013. LCA applied to perennial cropping systems: A review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 340–361. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0502-z>
- Braiki, H., Burte, J., Imache, A., Hassenforder, E., Habaieb, H., Bouarfa, S., 2018. Expérimenter la concertation : une clé pour des politiques environnementales plus efficaces ? Une démarche multi-acteurs innovante en Tunisie centrale. *CahAgric*. 27, 15003. <https://doi.org/10.1051/cagri/2017064>
- Burte, J., 2016. Diagnostic Rapide Participatif Systémique Guide pratique. Cirad-Agritrop. 19.
- Burte, J., 2015. Note de travail : Territoire de vie : Espace de vie / Territoire. Cirad-Agritrop.
- Bush, T., 2012. Authenticity in Research: Reliability, Validity and triangulation, in: Briggs, A., Coleman, M., Morrison, M. (eds), *Research Methods in Educational Leadership and Management*, 3rd ed. SAGE Publications Ltd, London, pp. 75-89.
- Cash, D., Clark, W.C., 2001. From Science to Policy: Assessing the Assessment Process. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.295570>
- De Luca, A.I., Iofrida, N., Leskinen, P., Stillitano, T., Falcone, G., Strano, A., Gulisano, G., 2017. Life cycle tools combined with multi-criteria and participatory methods for agricultural sustainability: Insights from a systematic and critical review. *Science of the Total Environment*. 595, 352-370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.284>
- Decrop, A., 1999. Triangulation in qualitative research tourism. *Tourism management*. 20, 157-161.
https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=en&user=eSWLHKAAA-AAJ&citation_for_view=eSWLHKAAAAAJ:u5HHmVD_uO8C
- Denzin, N.K., 1978. The research act: A theoretical introduction to sociological methods. In: Decrop, A., 1999. Triangulation in qualitative tourism research. *Tourism management*. 20, 157-161.

- Dridi, B., Bourges, J., Collinet, J., Auzet, A.V., Garreta, P., 2000. Impact des aménagements sur la ressource en eaux dans le bassin du Merguellil (Tunisie centrale). *Hydrologie Des Régions Méditerranéennes*. 59, 192-203.
- European Environment Agency, 2013. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 – Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. Luxembourg. In: Brockmann, D., Pradel, M., Hélias, A., 2018. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation and Recycling*. 133, 50-62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Gibson, R., 2006. Beyond the pillars: sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*. 8, 259-280. <https://doi.org/10.1142/S1464333206002517>
- Goglio, P., Brankatschk, G., Knudsen, M.T., Williams, A.G., Nemecek, T., 2017. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. *Int JLife Cycle Assess*. 1-9. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>
- Guérin-Schneider, L., Tsanga-Tabi, M., Roux, P., Catel, L., Biard, Y., 2018. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*. 187, 1057-1068. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>
- Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., Van Zelm, R., 2016. ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- IPCC, 2006. N₂O Emissions From Managed Soils, and CO₂ Emissions From Lime and Urea application. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, pp. 11.1-11.54. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf

- Joyce, L.A.,2003. Improving the flow of scientific information across the interface of forest science and policy. *Forest Policy and Economics.* 5, 339-347. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00033-9](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00033-9)
- Koch, P., Salou, T., 2015.AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.2. Ed ADEME, Angers, France.
- Lacombe, G., Cappelaere, B., Leduc, C.,2008. Hydrological impact of water and soil conservation works in the Merguellil catchment of central Tunisia. *Journal of Hydrology.* 359, 210-224. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.001>
- Lambert, S.D., Loisel, C.G.,2008. Combining individual interviews and focus groups to enhance data richness. *Journal of Advanced Nursing.* 62, 228-237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2648.2007.04559.x>
- Larrey-Lassalle, P., Catel, L., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Lopez-Ferber, M., Junqua, G., Loiseau, E., 2017. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies. *Environmental Impact Assessment Review.* 63, 95-106. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004>
- Leduc, C., Ben Ammar, S., Favreau, G., Beji, R., Virrion, R., Lacombe, G., Tarhouni, J., Aouadi, C., Zenati Chelli, B., Jebnoun, N., OI, M., Michelot, J.L., Zouari, K., 2007. Impacts of hydrological changes in the Mediterranean zone: Environmental modifications and rural development in the Merguellil catchment, central Tunisia. *Hydrological Sciences Journal.* 52, 1162-1178. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1162>
- Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *Int J of Life Cycle Assess.* 18, 1533-1548. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y>
- Mathe, S., 2014. Integrating participatory approaches into social life cycle assessment: The SLCA participatory approach. *Int J Life Cycle Assess.* 19, 1506–1514. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0758-6>

- Mulder, K.F., 2017. Strategic competences for concrete action towards sustainability: An oxymoron? Engineering education for a sustainable future. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 68, 1106-1111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.038>
- Nemecek, T., Schnetzer, J., 2012. Methods of Assessment of Direct Field Emissions for LCIs of Agricultural Production Systems. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zurich.
- O'Hara, P., 2009. Renforcement de la participation des parties prenantes aux programmes forestiers nationaux : Des outils à l'usage des spécialistes. FAO, Rome.
- Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*. 30, 721-739. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.009>
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*. 30, 701-720. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>
- Renouf, M.A., Renaud-Gentié, C., Perrin, A., Van der Werf, Z.M.G., Kanyarushoki, C., Jourjon, F., 2018. Effectiveness criteria for customised agricultural life cycle assessment tools. *Journal of Cleaner Production*. 179, 246-254. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.170>

Annexe B.

Type de landuse	MEAN_erosion_WC	MEAN_erosion_NC	Ratio(_WC / _NC)	MAX_Flow acc	MEDIAN_Flow_acc	MEAN_Slope (%)	Contour ridges density (%)
Abricotier irrigué	0.11	0.57	1.00	61688	10	3.85	4.50
Abricotier irrigué	-0.32	-0.32	1.00	809	10	6.37	4.50
Abricotier irrigué	-0.72	-0.79	0.91	4251	4	5.82	4.50
Abricotier irrigué	-0.31	-0.31	1.00	886	15	7.16	4.50
Abricotier irrigué	-1.25	-1.77	0.71	62490	9	4.03	4.50
Céréaliculture	0.03	0.03	0.96	624	9	9.56	4.50
Céréaliculture	-0.24	-0.77	0.31	20397	25	10.77	4.50
Céréaliculture	-0.31	-0.78	0.40	30784	30	12.93	4.50
Céréaliculture	-1.18	-2.41	0.49	280299	14	4.84	4.50
Céréaliculture	-0.15	-1.61	0.10	108748	16	6.97	4.50
Céréaliculture	-0.32	-0.57	0.56	264546	24	9.45	4.50
Céréaliculture	-1.25	-0.99	1.00	147740	16	5.63	4.50
Céréaliculture	-0.93	-1.03	0.91	249164	19	8.38	4.50
Céréaliculture	-0.09	-0.09	1.00	455	6	4.04	4.50
Céréaliculture	-0.02	-0.81	0.02	139800	18	6.63	4.50
Céréaliculture	-1.36	-2.31	0.59	109026	19	6.30	4.50
Olivier et abricotier irrigués	1.64	1.14	1.00	13396	21	5.85	4.50
Olivier et abricotier irrigués	-0.01	-0.65	0.02	18646	12	6.32	4.50
Olivier et abricotier irrigués	-0.04	-0.76	0.05	27437	9	6.04	4.50
Olivier et abricotier irrigués	0.06	-0.27	0.00	636	17	7.37	4.50
Olivier et abricotier irrigués	0.00	-0.05	0.00	404	12	8.03	4.50
Olivier et abricotier irrigués	0.06	-0.27	0.00	178	30	3.04	4.50
Olivier et abricotier irrigués	-2.09	-2.94	0.71	41677	6	5.39	4.50
Olivier et abricotier irrigués	-0.41	-0.58	0.70	15639	8	5.17	4.50
Olivier et abricotier irrigués	-0.30	-0.38	0.80	9525	4	4.24	4.50

Olivier irrigé	-0.19	-0.19	1.00	24	12	3.14	4.50
Olivier irrigé	0.21	0.07	1.00	2052	31	5.13	4.50
Olivier irrigé	0.18	0.07	1.00	500	16	5.40	4.50
Olivier irrigé	1.24	1.19	1.00	7435	23	6.36	4.50
Olivier irrigé	-0.03	-0.47	0.05	21352	18	7.93	4.50
Olivier irrigé	0.02	-0.22	0.00	389	10	11.31	4.50
Olivier irrigé	-0.07	-0.07	1.00	382	21	5.08	4.50
Olivier irrigé	-0.19	-0.19	1.00	375	15	4.10	4.50
olivier pluvial avec labour	0.13	-0.11	0.00	29001	13	2.93	4.50
olivier pluvial avec labour	-0.68	-1.85	0.37	33420	10	6.39	4.50
olivier pluvial avec labour	-1.70	-4.56	0.37	49257	16	7.02	4.50
olivier pluvial avec labour	-2.18	-4.31	0.51	49728	18	5.17	4.50
olivier pluvial avec labour	0.34	-0.96	0.00	1495	31	5.54	4.50
olivier pluvial avec labour	-0.51	-0.51	1.00	2	0	4.93	4.50
Olivier pluvial avec labour	-2.35	-3.57	0.66	1716	17	10.22	4.50
Olivier pluvial avec labour	-9.63	-8.83	1.00	49306	21	9.74	4.50
Olivier pluvial sans labour	-0.69	-4.50	0.16	8289	21	5.97	5.60
Olivier pluvial sans labour	-1.40	-1.40	1.00	77	35	5.50	5.60
Olivier pluvial sans labour	-10.21	-13.15	0.78	14596	31	9.89	5.60
Olivier pluvial sans labour	-13.25	-19.07	0.70	1080	49	9.62	5.60
Olivier pluvial sans labour	-12.03	-22.96	0.52	10661	45	4.33	5.60
Olivier pluvial sans labour	-0.77	-2.03	0.38	391	10	6.75	4.50
Olivier pluvial sans labour	-3.07	-2.67	1.15	3169	21	7.50	4.50
Olivier pluvial sans labour	-0.83	-3.52	0.24	5287	36	5.65	4.50
Olivier pluvial sans labour	-2.15	-2.15	1.00	7	6	10.11	4.50
Olivier pluvial sans labour	-1.92	-1.94	0.99	192	7	5.23	4.50
Olivier pluvial sans labour	-3.67	-5.61	0.65	5538	22	5.03	4.50
Olivier pluvial sans labour	-3.71	-8.42	0.44	5978	37	7.06	4.50
Olivier pluvial sans labour	-0.93	-0.96	0.97	9479	13	4.62	4.50
Olivier pluvial sans labour	-1.97	-1.97	1.00	233	4	4.68	4.50

Olivier pluvial sans labour	-1.93	-1.93	1.00	50	2	2.56	4.50
Olivier pluvial sans labour	-1.75	-1.75	1.00	53	17	6.27	4.50
Olivier pluvial sans labour	-0.66	-0.50	1.00	708	16	8.21	4.50
Olivier pluvial sans labour	-2.67	-4.31	0.62	27930	11	6.22	4.50
Olivier pluvial sans labour	-2.02	-2.02	1.00	64	2	3.97	4.50
Olivier pluvial sans labour	-1.79	-1.79	1.00	12	7	10.34	4.50
Olivier pluvial sans labour	-5.08	-4.97	1.00	12770	164	9.44	4.50
Olivier pluvial sans labour	-16.22	-16.50	0.98	21529	299	7.53	4.50
Olivier pluvial sans labour	-5.47	-5.47	1.00	4595	19	12.98	4.50
Sol nu	-0.30	-1.62	0.18	4947	15	5.84	5.60
Sol nu	-1.75	-1.77	0.99	82	7	4.41	5.60
Sol nu	-1.34	-1.94	0.69	24	2	4.98	5.60
Sol nu	-1.98	-2.00	0.99	35	4	6.43	5.60
Sol nu	-2.39	-2.40	0.99	22	7	15.40	5.60
Sol nu	-2.38	-2.40	0.99	10	6	15.23	5.60
Sol nu	-3.46	-5.85	0.59	15847	68	9.77	5.60
Sol nu	-2.27	-2.30	0.99	42	36	12.59	5.60
Sol nu	-1.97	-2.00	0.99	3	1	6.37	5.60
Sol nu	0.81	2.58	0.31	9802	20	2.69	5.60
Sol nu	-1.24	-2.09	0.59	7598	14	6.81	5.60
Sol nu	-1.79	-1.93	0.93	45	3	4.99	5.60
Sol nu	-1.10	-1.91	0.57	622	11	6.15	4.50
Sol nu	-1.69	-1.69	1.00	2	0	3.56	4.50
Sol nu	-0.86	-1.97	0.44	2771	36	5.88	4.50
Sol nu	-1.27	-1.86	0.68	407	39	3.84	4.50
Sol nu	-1.80	-1.83	0.98	3174	90	4.57	4.50
Sol nu	-1.92	-1.94	0.99	99	70	4.93	4.50
Sol nu	-5.37	-11.11	0.48	16165	24	9.50	4.50
Sol nu	-5.07	-8.83	0.57	34781	30	9.66	4.50
Sol nu	-1.63	-1.63	1.00	4	1	1.59	4.50

Sol nu	-2.02	-2.02	1.00	36	17	5.79	4.50
Sol nu	-0.79	-1.19	0.67	10	2	1.96	4.50
Sol nu	-1.76	-1.76	1.00	17	0	2.76	4.50
Sol nu	-2.01	-2.01	1.00	2	0	4.09	4.50
Sol nu	-1.67	-1.62	1.00	8	2	0.81	4.50
Sol nu	-3.35	-3.95	0.85	63112	16	5.94	4.50
Sol nu	-0.47	-2.04	0.23	28112	11	14.27	4.50
Sol nu	-1.85	-1.79	1.00	249950	11	4.81	4.50
Sol nu	-0.40	-0.49	0.81	107626	37	10.42	4.50
Sol nu	-2.06	-1.92	1.00	294541	32	6.24	4.50
Sol nu	-1.80	-1.94	0.93	304	13	10.21	4.50
Sol nu	0.00	-2.28	0.00	28107	39	12.20	4.50
Sol nu	-1.05	-2.15	0.49	49133	18	13.80	4.50
Sol nu	-2.00	-2.00	1.00	242	122	28.74	4.50
Sol nu	-2.01	-2.00	1.00	166	16	21.74	4.50
Sol nu	-2.00	-2.00	1.00	158	99	12.27	4.50
Sol nu	-2.76	-2.44	1.00	28110	112	11.75	4.50
Sol nu	-1.68	-2.00	0.84	42	4	15.61	4.50
Sol nu	-2.00	-2.00	1.00	5	1	8.01	4.50
Sol nu	-1.65	-2.06	0.80	366	19	7.68	4.50
Sol nu	-1.95	-1.95	1.00	848	19	14.37	4.50
Sol nu	-1.16	-1.78	0.65	173	52	4.35	4.50
Sol nu	-2.01	-2.01	1.00	1770	7	7.12	4.50
Sol nu	-1.87	-1.83	1.00	19	4	1.55	4.50
Sol nu	-2.00	-2.00	1.00	33	9	8.84	4.50
Sol nu	-1.26	-2.00	0.63	88	62	12.45	4.50
Sol nu	-1.69	-2.01	0.84	483	45	13.16	4.50
Sol nu	-2.00	-2.00	1.00	274	75	12.17	4.50
Sol nu	-0.77	-0.73	1.00	1516	36	6.62	4.50
Sol nu	-2.01	-2.01	1.00	3	1	3.87	4.50

Sol nu	-0.42	-0.68	0.62	287521	15	3.73	4.50
Sol nu	0.65	-1.15	0.00	296644	19	1.74	4.50
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	-0.09	-0.09	1.00	4	2	0.92	5.60
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	-0.90	-3.32	0.27	15508	40	8.69	5.60
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	0.52	0.52	0.99	246	14	9.01	5.60
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	1.28	1.18	1.00	69	16	3.64	5.60
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	-1.11	-2.69	0.41	16133	11	8.15	4.50
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	1.22	1.96	0.62	3176	27	4.84	4.50
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	0.28	0.30	0.96	112	15	4.61	4.50
Végétation naturelle (20 ≤ CV < 60%)	-0.08	-0.08	1.00	132	6	10.17	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	0.06	2.66	0.02	87072	62	4.49	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.19	-1.57	0.76	294540	21	8.90	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.67	-1.98	0.84	64	13	15.14	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.96	-2.00	0.98	842	19	16.95	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.96	-1.96	1.00	54	2	8.66	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.77	-2.00	0.88	51	11	11.84	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.69	-2.01	0.84	275	15	8.33	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-2.02	-2.02	1.00	25	8	8.63	4.50
Végétation naturelle	-0.58	-0.59	0.99	81	6	2.32	5.60

(CV ≤ 20%)							
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-4.22	-9.07	0.47	18411	5	10.44	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.43	-1.56	0.92	1	1	2.61	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.72	-1.73	0.99	241	10	6.44	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-3.05	-5.70	0.53	11226	42	10.28	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.76	-1.72	1.00	67	18	3.28	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-2.56	-3.40	0.75	15839	23	11.51	5.60
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.76	-1.79	1.00	39	7	3.61	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-6.55	-11.09	0.59	16142	11	6.71	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-1.85	-1.85	1.00	625	42	6.75	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 20%)	-9.51	-11.56	0.82	63870	26	6.31	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	2.37	3.44	0.69	108754	20	3.07	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	10.51	12.20	0.86	49169	66	7.65	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	3.68	3.68	1.00	123	5	5.19	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	10	3	13.34	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	20	6	13.27	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	33	7	13.61	4.50

Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	39	19	11.54	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	22	9	8.83	4.50
Végétation naturelle (CV ≤ 60%)	-0.03	-0.03	1.00	25	16	9.35	4.50