Université Catholique de Louvain
Faculté D'ingénierie biologique, agronomique et environnementale
Earth and Life Institute

Impact des pratiques de gestion de la fertilité sur la qualité des sols sous cultures maraîchères à Bobo-Dioulasso (Burkina Faso)

Rayangnéwendé Adèle OUEDRAOGO

Décembre 2019

Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de :
Docteur en sciences agronomiques
et ingénierie biologique.

Membres du jury :

Président	: Prof. Marnik VANCLOOSTER (UCL, Belgique)
Promoteur	: Prof. Charles BIELDERS (UCL, Belgique)
Co-promoteur	: Dr. Fabèkourè Cédric KAMBIRE (IRSAT, Burkina Faso)
Lecteurs	: Prof. Pierre BERTIN (UCL, Belgique)
	Prof. Marie-Paule KESTEMONT (UCL, Belgique)
	Prof. Bas van WESEMAEL (UCL, Belgique)
	Prof. Laurent COURNAC (IRD, France)
	Prof. Bernard TYCHON (ULg, Belgique)

En Hommage à mon défunt père K. Fidèle Ouédraogo

A

ma mère S. Scholastique Ouédraogo

mon époux Florent Ouédraogo et à notre chère fille Urielle

mes frères Mauricia, Victor et Pélagie

En hommage à ma première co-promotrice feue Kadydia Sanon

« Ma grâce te suffit » 2 Cor. 12,9

Remerciements

Je rends grâce à Dieu pour m'avoir offert l'opportunité de la thèse, pour la santé, le courage et toutes les personnes qu'il a su mettre sur mon chemin durant ce long parcours.

Selon un adage Burkinabè, *« une seule main ne ramasse pas la farine »*. Cela pour dire que ce travail n'aurait jamais pu aboutir sans le précieux concours et le soutien de plusieurs personnes morales et physiques, à qui je voudrais traduire en ces lignes toute ma gratitude.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du projet PARADE : « Renforcement de la résilience des systèmes productifs maraîchers par la recherche développement et l'éducation participative à l'application de principes agro-écologiques au Burkina Faso» entièrement financé par l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) de la Fédération Wallonie-Bruxelles. Je voudrais ici manifester toute ma gratitude à cette institution.

Mes remerciements vont au Pr. Marie-Paule KESTEMONT, coordonnatrice Nord de ce projet. Elle a su veiller à ce que je sois dans les meilleures conditions durant mes longs séjours ici en Belgique et durant tout ce parcours doctoral. Son accompagnement scientifique, surtout sur les aspects statistiques, ont été très utiles. Je la remercie du fond du cœur.

Cette thèse a été réalisée sous la direction du Pr. Charles BIELDERS. Il a accepté d'être le garant scientifique de cette thèse malgré ses multiples occupations et a su trouver le temps nécessaire pour suivre et orienter ce travail, en se privant souvent de repos. Il a placé sa confiance en moi et a mis à ma disposition les moyens nécessaires pour réaliser ces travaux. Il a aussi forgé en moi une rigueur scientifique et professionnelle. Je le prie de trouver en ces lignes, l'expression de ma profonde reconnaissance.

A mon co-promoteur, Dr. Fabèkourè Cédric KAMBIRE, qui a accepté co-encadrer cette thèse après le décès de ma première co-promotrice Dr. SANON. Il m'a redonnée le courage de poursuivre à travers ses conseils et

encouragements. Son implication personnelle a permis la réalisation des travaux sur le terrain et au laboratoire. J'ai bénéficié de ses critiques et son apport à ce travail a été très utile. Je voudrais lui traduire toute ma reconnaissance et mes remerciements.

A ma défunte co-promotrice Dr. Kadydia SANON, qui était très impliquée dans le déroulement de cette thèse et était déterminée à m'accompagner jusqu'au bout. Je retiens d'elle une femme humble, aimable et battante. Je voudrais, avec cette thèse que nous avons initiée ensemble, lui dire merci et lui rendre hommage.

Au Pr. Roger NEBIER, Délégué général du CNRST et coordonnateur Sud du Projet PARADE, qui a mis à ma disposition les moyens nécessaires pour la réalisation des activités et a toujours veillé au bon déroulement de cette thèse. Je le remercie très sincèrement.

Au Pr. Bas van WESEMAEL et au Dr. Caroline CHARTIN, qui m'ont accueillie dans leur laboratoire pour le fractionnement et l'analyse du carbone. Ils ont veillé à la qualité scientifique de cette étude à travers leurs orientations et critiques. Merci pour leur soutien inestimable.

Au Dr. Laurent COURNAC, qui a accepté de m'accueillir dans son laboratoire à Dakar pour qu'ensemble, nous puissions explorer le volet sur l'activité biologique des sols maraîchers. Il a mis à ma disposition le plateau technique du LMI-IESOL pour mes travaux. Il a également suivi ce travail avec beaucoup d'attention, à travers ses critiques et orientations. Je lui dis un très grand merci ainsi qu'à toute l'équipe du LMI-IESOL.

Au Pr. Irénée SOMDA, en plus d'être celui qui a initié mes premiers pas à la recherche durant mon ingéniorat, m'a accueillie dans son laboratoire pour mes expérimentations. Il a contribué, à travers ses orientations, au bon déroulement de ces activités, tout en mettant à ma disposition les moyens matériels. Qu'il soit assuré de ma gratitude.

Au Pr. Marnik VANCLOOSTER, pour avoir accepté de présider le jury et pour son accompagnement. Aux Pr. Bruno DELVAUX, Pierre BERTIN et Bernard TYCHON pour l'intérêt porté à mon travail et pour leurs suggestions très précieuses. Je vous adresse à tous mes sincères remerciements.

Au Dr. Madeleine KONKOBO qui n'a cessé de me soutenir par ses conseils et encouragements tout au long de ce travail et aux Dr. Hadou HARO et Dr. Schemaeza BONZI pour leurs critiques et orientations. Je vous remercie du fond du cœur.

Aux techniciens, Idrissa SAVADOGO (IRSAT) ; Sié Amoro OUATTARA et Mamourou OUATTARA (INERA) ; Sébastien FRANÇOIS, Marco BRAVIN et Anne ISERENTANT (UCLouvain) ; Moustapha SANE, Mahécor DIOUF, Lamine DIENG, et Amadou DIOP (LMI-IESOL) pour l'appui technique considérable. Je vous remercie du fond du cœur.

Mes remerciements vont également :

- au personnel administratif de l'UCL, en particulier Mme Carine DE MEYER, Mme Danisa ZAPPARATA, Mme Gabriella BIDEGAIN et Mme Myriam CHEVIGNE pour tous les services rendus et pour leur sympathie ;

- aux chercheurs du GERU, et plus particulièrement Pr. Sébastien LAMBOT, Pr. Mathieu JAVAUX , Aimé Heri KAZI, Jean-Baptiste GOT, Raed FEHRI, Pierre SOSNOWSKI, Mokrane KADIR, Issoufou OUEDRAOGO, Yacouba OUEDRAOGO, Axelle KOCH, Pierre TOVIHOUDJI, Damien DELFORGE, Victorine DJAGO, et Kaijun WU pour toutes ces années passées ensemble dans la convivialité et le soutien mutuel ;

- aux braves producteurs de la province du Houet et aux guides pour leur accueil, leur disponibilité, leur convivialité et pour la qualité des informations qu'ils m'ont fournies ;

- à mes supérieurs hiérarchiques, Dr. Ignaces MEDAH, Mme Christine KERE, Mr Moussa WEREME, Dr. Emmanuel NANEMA, Dr. Hagrétou SAWADOGO et à l'ensemble de mes collègues, au personnel administratif de l'IRSAT et du CNRST pour leur soutien permanent et leurs conseils ;

- à mes Camarades et amis doctorants Félix et Oumarou pour le parcours que nous avons fait ensemble dans la convivialité et à tous les masterants et stagiaires du projet PARADE pour leur appui ;

- aux Drs. Jeremy ROUAMBA, et Boalidio TANKOANO, Mme Hélène MILLOGO, Mr. Drissa CISSE, et Mr. Jean Claude MAKI MATESO pour leur appui dans les aspects de cartographie ;

- à mes amis Marie-France OUEDRAOGO, Arahama TRAORE, mariettou SISSAO, Assiata TIENDREBEOGO, Léa ILBOUDO, Sabine DOAMBA, Fatimata SABA, Justine DEMBELE, Yvette SONDO, Mariam DIAKITE, Romaine KONSEIGA, Jeurôme YAMEOGO ; Abel BULGO, Yves OUEDRAOGO, Hermane MALGOUBRI, Lambert ZONGO, Adama OUATTARA, Parfait TAPSOBA, Korotimi KONE, Mathilde TRAORE et tous mes amis doctorants de LMI-IESOL (Dakar) en particulier Rokaya, Rachelle, Binta, Hermione, Espoir, Gildas et Paul pour leur amitié, leur soutien et encouragement et pour tous les services rendus ;

-à mon cousin Abbé Innocent OUEDRAOGO pour son soutien et à tous les étudiants Burkinabè à Louvain-la-Neuve pour la fraternité et la convivialité.

-à Oriane ROSSI, au couple RAES (Bernard et Marie- Agnès) et à Mme Odette SNOY pour leur amitié, leur soutien et pour tout leur service qui ont rendu mon séjour agréable en Belgique.

-à mes chers et tendres parents, Feu papa Fidèle, et maman Scholastique. Ils ont su m'apprendre, avec beaucoup d'amour et d'affection, les valeurs essentielles. Ils me couvrent toujours de leurs prières et bénédictions. Ils ont toujours su me donner la force d'avancer à travers leurs conseils et encouragements. A toi Maman, merci d'avoir veillé sur mon bébé durant mes longs moments d'absence. A toi papa, qui rêvait de voir ce moment mais qui malheureusement m'a quittée une année avant, je viens te rendre hommage avec cette thèse. Merci pour ton intercession et ta protection.

-à tous mes oncles et tantes, en particulier tontons Denis et Joachim, tantes Suzane, Laurentine, Christiane, Marguerite et Martine et à la famille BAGBILA (Alexandre et Anne) pour leur amour et leur soutien permanent depuis mon enfance.

-à mes jeunes frères et sœurs Mauricia, Victor et Pélagie et ma cousine Nadège, pour leur soutien permanent, leur encouragement et pour avoir été toujours à mes côtés. Que ce travail leur serve de référence

-à mes beaux-parents papa K. Vincent de Paul et maman Colette OUEDRAOGO pour leur amour, leur compréhension, leurs encouragements et leurs bénédictions qui m'ont donné la force d'aller jusqu'au bout. Je

remercie également tous mes beaux-frères et toutes mes belles sœurs pour leur grande assistance.

-à Bibata GUERE qui m'a apportée un appui inestimable pour la garde de mon bébé et l'affection qu'elle lui a portée, pendant mes activités de terrain.

-à mon très cher époux Florent OUEDRAOGO, qui a toujours su me donner les forces nécessaires à travers sa grande attention, son esprit critique, ses paroles réconfortantes, son soutien permanent et sa patience. Avec notre très chère et courageuse fille Urielle, vous avez consentit beaucoup de sacrifices durant mes longues périodes d'absence. J'en suis profondément touchée.

-à toutes les nombreuses personnes qui m'ont soutenue et que je n'ai pas pu citer, qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde gratitude.

Pour terminer, je voudrais dire ceci : ***« La vache ne finira jamais de remercier la prairie, car demain, elle aura encore besoin de son fourrage ».***

Résumé

Au Burkina Faso, la culture maraîchère implique une utilisation intensive de fertilisants minéraux et organiques et de pesticides chimiques, et ce dans une logique de maximiser les rendements. Cette thèse s'intéresse à la durabilité des systèmes de production maraîchers à partir d'une enquête auprès de 300 producteurs dans 10 sites maraîchers à Bobo-Dioulasso. L'étude d'impact à court et à long terme de ces pratiques sur les sols a ensuite été focalisée sur le site de Kuinima à travers une analyse des propriétés physiques, chimiques et biologiques de 69 échantillons de sols issus de parcelles différenciées par leur durée de mise en culture. Aucun agriculteur ne pratique actuellement une production exclusivement biologique ou agro-écologique. Quatre types d'exploitations ont été définis sur base de leur superficie et de leurs pratiques. Ces exploitations présentent des atouts en commun comme la pratique généralisée de la rotation, de l'association des cultures et de la fertilisation organique, mais aussi des défis spécifiques à relever en termes d'usage des pesticides de synthèse et de fertilisation raisonnée. L'analyse et le fractionnement du carbone organique du sol (COS) a révélé une augmentation asymptotique de la teneur en carbone totale, de 9 g C kg^{-1} pour les parcelles témoins non cultivées à 28 g C kg^{-1} après 60 années de production. Par contre, la teneur en carbone de la fraction stable < 20 µm a augmenté linéairement au fil du temps. On note une forte contribution des micro-agrégats à la stabilisation physique du COS, favorisée par les oxydes de fer et d'aluminium amorphes et/ou les complexes métal-humus. Par ailleurs, l'analyse de différents indicateurs biologiques a révélé une amélioration des propriétés biologiques du sol en fonction de la durée d'exploitation, favorisé par la teneur en carbone labile du sol. Enfin, on note une amélioration de la qualité générale du sol en fonction de la durée d'exploitation, qui est la plus marquée dans la composante chimique, puis biologique et enfin, physique. Cette amélioration de la qualité du sol semble en grande partie attribuable à l'augmentation de la teneur en carbone du sol consécutif aux apports conséquents d'amendements organiques. Malgré cette tendance positive, des efforts devront être faits pour un usage plus raisonné des intrants.

Abstract

In Burkina Faso, market gardening practices involve the intensive use of mineral and organic fertilizers and pesticides. This thesis focuses on the sustainability of market gardening production systems through a characterization and typology of market gardening practices and their short and long-term impacts on soils in Burkina Faso. To this end, a survey was carried out among 300 producers in 10 market gardening areas in Bobo-Dioulasso. The physical, chemical and biological properties of 69 soil samples from the Kuinima site were then analyzed.

Currently, no farmer is engaged exclusively in organic or agro-ecological production. Four types of farms have been defined on the basis of their size and practices. These farms have common assets such as the widespread practice of crop rotation and associations and organic fertilization, but also specific challenges to be met in terms of the use of pesticides and rational fertilization.

Analysis and fractionation of soil organic carbon (SOC) revealed an asymptotic increase in total carbon content from 9 g C kg^{-1} for uncultivated control plots to 28 g C kg^{-1} after 60 years of production. On the other hand, the carbon content of the < 20 µm fraction has increased linearly over time. There is a strong contribution of micro-aggregates to the physical stabilization of SOC, favored by short-range-order (SRO) iron and aluminum oxides and/or metal-humus complexes. In addition, the analysis of various biological indicators revealed an improvement in the biological properties of the soil as a function of the number of years of cultivation, favored by the labile carbon content of the soil. Finally, there has been an improvement in soil quality as a function of the duration of exploitation, which is most pronounced in the chemical, then biological and finally physical component of soil quality. This improvement in soil quality appears to be largely due to the increase in soil carbon content as a result of large inputs of organic amendments. Despite this positive trend, efforts will have to be made to make a more rational use of inputs.

Table des matières

Remerciements……..v
Résumé……..xi
Abstract……xii
Table des matières…….xiii
Liste des figures…….xvii
Liste des tableaux……...xxi
Liste des annexes……..xxiii
Sigles et abréviations…….xxv
Chapitre 1……...1
Introduction……...1
1.1 Contexte et justification 1
1.1.1 Importance socio-économique du maraîchage 1
1.1.2 Pratiques phytosanitaires et risques liés 2
1.1.3 Pratiques de fertilisation et leur effet sur l'environnement 3
1.1.4 Besoin de caractériser les pratiques 4
1.1.5 Impact des pratiques sur le sol 6
1.2 Hypothèses et objectifs 8
1.2.1 Hypothèses de recherche 8
1.2.2 Objectifs 9
1.3 Aperçu de la thèse 10
Chapitre 2……13
Matériels et méthodes……..13
2.1 Zone d'étude 13
2.1.1 Situation géographique et généralités 13
2.1.2 Contexte climatique 14
2.1.3 Hydrographie 16
2.1.4 Les sols 17
2.2 Mode d'échantillonnage 19
2.2.1 Sélection des champs et échantillonnage des sols 19
Chapitre 3 :…….....23

Caractériser la diversité des exploitations maraîchères de la région de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) pour faciliter leur transition agro-écologique…….23

3.1 Introduction.....23

3.2 Matériels et méthodes.....25

3.3 Résultats.....27

3.3.1 Caractéristiques sociodémographiques des maraîchers.....27

3.3.2 Pratiques culturales.....27

3.3.3 Perception des producteurs de l'impact de leurs pratiques.....35

3.3.4 Typologie des producteurs en fonction des pratiques.....36

3.4 Discussion.....39

3.5 Conclusions.....43

Chapitre 4…….45

Short and long-term impact of urban gardening on soil organic carbon fractions in Burkina Faso……45

4.1 Introduction.....45

4.2 Materials and methods.....48

4.2.1 Study area.....48

4.2.2 Fields selection and soil sampling.....48

4.2.3 Soil analysis.....48

4.2.4 Data analysis.....50

4.3 Results.....51

4.3.1 General characteristics of soil and organic amendments.....51

4.3.2 Factor explaining the total organic carbon variability.....52

4.3.3 Effect of shaking and sonication on fractions mass proportion...56

4.3.4 Factors explaining the organic carbon fractions variability.....57

4.4 Discussion.....64

4.5 Conclusion.....70

Chapitre 5……73

High-input market gardening operations improve soil biological activity in Bobo Dioulasso (Burkina Faso)……..73

5.1 Introduction.....73

5.2 Materials and methods.....75

5.2.1 Study area 75
5.2.2 Field selection and sampling 76
5.2.3 Soil analysis 76
5.2.4 Data analysis 78
5.3 Results 79
5.3.1 Soil biological activity indicators 79
5.3.2 Relationship between biological indictors and other soil properties 83
5.3.3 Principal Component Analysis of all variables 89
5.4 Discussion 91
5.5 Conclusion 95
Chapitre 6……..97
Short- and long-term effect of market gardening on soil quality……...97
6.1 Introduction 97
6.2 Materials and methods 99
6.2.1 Study area and Sampling 99
6.2.2 Measurements on bulk soil samples 100
6.2.3 Evaluation of soil quality index 102
6.2.4 Statistical analysis 104
6.3 Results 104
6.3.1 Chemical, biological and physical characteristics of the soil 104
6.3.2 Selection of indicators 107
6.3.3 Effect of cultivation on soil quality index 113
6.4 Discussion 117
6.5 Conclusion 123
Chapitre 7……...125
Conclusions générales et perspectives……..125
7.1 Revue de la méthodologie 125
7.2 Résumé des principaux résultats 126
7.3 Limites de l'étude 128
7.4 Perspectives 128
7.4.1 Perspectives pour la recherche 128

7.4.2 Perspectives pour les acteurs du développement 129
Références bibliographiques…….131
Annexes……...xvii
Publications et conférences……xli
Biographie……...xlv

Liste des figures

Figure 1.1. Cadre général de notre étude. Les cadres rectangulaires font référence à des résultats, alors que les cadres ovales font référence à la méthodologie. 12
Figure 2.1. Situation géographique de la ville de Bobo-Dioulasso 14
Figure 2.2. Les 3 zones climatiques du Burkina Faso sur base de la pluviométrie moyenne de 1971 à 2000 (Direction nationale de la météorologie) (PANA, 2003). 15
Figure 2.3. Diagramme ombro-thermique de Bobo-Dioulasso en 2018. Source : climate-data.org. 16
Figure 2.4. Principaux types de sol et cours d'eau dans la province du Houet (Bobo-Dioulasso)..... 18
Figure 2.5. Localisation et durée de mise en culture des parcelles maraîchères échantillonnées sur le site Kuinima à Bobo Dioulasso 20
Figure 2.6. Vue aérienne du site de Kuinima (haut) et agrandissement sur une partie du site (bas) (source : Google Earth, 2018). Les ronds blancs indiquent les parcelles qui étaient exploitées our la culture maraichère au moment des prélèvements de sols. Les symboles roses indiquent la position des parcelles témoins, non exploitées pour la culture maraîchère..... 21
Figure 3.1. Situation géographique des sites d'étude dans la province du Houet 25
Figure 3.2. Fréquence des cultures maraîchères (% des exploitations) en fonction du type de périmètre maraîcher. Fruits : melon, fraises. Légumes feuilles : feuilles de patate, épinard, niébé, oignon, menthe, oseille, amarante. Racine/tubercule: pomme de terre, betterave, navet. 28
Figure 3.3. Exemples d'associations de cultures. (a) = choux-gombo-oseille ; (b) = tomate-laitue ; (c) = poivron-laitue-aubergine 30
Figure 3.4. Exemple d'enchainement des cultures sur une même parcelle au cours d'une année de production. A= association culturale ; AR = association culturale dû au chevauchement des cultures (culture en relais)..... 31
Figure 3.5. Quantités annuelles moyennes (et écart-type) de N, P et K apportées par ha de maraichage sous forme organique ou minérale (a) et

quantités de N apportées par ha et par cycle de quelques cultures (b) en milieu urbain, semi-urbain et rural. 32
Figure 3.6. Proportions de N (a, b, c), P (e, f, g) et K (h, i, j) totaux apportées sous différentes formes en milieu urbain (a, e, h), semi-urbain (b, f, i) et rural (c, g, j) de la province du Houet. 34
Figure 4.1. Relative variable importance of co-variates in total organic carbon (Ctot) variance explanation by conditional inference tree model (Ctree). The vertical dashed line indicates the mean relative variable importance. $Fe_o + Al_o$ = sum of oxalate extractable contents of iron and aluminum; Alt.diff = altitude difference with respect to the river; Clay + FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Prod_per = production period; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter). 54
Figure 4.2. Relationship between total organic carbon content (Ctot) and the oxalate-extractable iron and aluminum content ($Fe_o + Al_o$) 55
Figure 4.3. Evolution of the total organic carbon content (Ctot) in market garden plots as a function of the number of years of cultivation 56
Figure 4.4. Proportion of particles < 20 µm (individual particles and micro-aggregates < 20 µm in size) as affected by the extraction method. N= 24 ... 57
Figure 4.5. Correlation between observed and predicted C content in the < 20 µm fraction after sonication. 58
Figure 4.6. Relative variable importance of co-variates in variance explanation of the C content in the > 20 µm fraction after shaking (a) and sonication (b) and of the C content in the < 20 µm fraction after shaking (c) and sonication (d) by means of conditional inference tree models (Ctree). The vertical dashed lines indicates the mean relative variable importance. Alt.diff = altitude difference with respect to the river; Clay + FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Prod_per = production period; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter). 59
Figure 4.7. Evolution of total organic carbon content (Ctot) and the C content in the < 20 µm fraction after shaking (C<20-sh) and sonication (C<20-so) in market garden plots according to the number of years of cultivation. 60
Figure 4.8. Relationship between the C content in the < 20 µm fraction (C<20µm) (a) or the C content in the > 20 µm fraction (C>20µm) (b) after

shaking and sonication and the oxalate extractable iron and aluminum (Fe_o + Al_o) contents in market garden plots. 61
Figure 4.9. Evolution of the oxalate-extractable $Fe_o + Al_o$ content as a function of the number of years of cultivation. 62
Figure 4.10. Relationship between the C content in the < 20 µm fraction (C<20µm) after shaking or sonication and the clay and fine silt content determined by textural analysis (Clay + FS) 63
Figure 5.1. Evolution of enzymatic activities as a function of the number of years of cultivation: betaglucosidase (a), phosphatase (b), fluorescein di-acetate (FDA) (c), urease (d), and geometric mean of enzyme activities (GME) (e). 80
Figure 5.2. Evolution of basal respiration (a), microbial biomass carbon (MBC) (b), total organic carbon (c), and C/N ratio (d), as a function of the number of years of cultivation 81
Figure 5.3. Evolution of NH_4^+ (a), NO_3^- (b), total nitrogen (Ntot) (c), as a function of the number of years of cultivation 82
Figure 5.4. Evolution of geometric mean of enzyme activities (GME) (a) and basal respiration (b) according to the C>20µm fraction. 85
Figure 5.5. Evolution of phosphatase activity (a), urease activity (b), geometric mean of enzymes activities (c), and basal respiration (NO_3^-) (e) according to the total nitrogen content 86
Figure 5.6. Evolution of enzymatic activity per unit of total organic carbon as a function of the C<20µm / C>20µm ratio: betaglucosidase (a), phosphatase (b), fluorescein di-acetate (FDA) (c), urease (d), and geometric mean of enzyme activities (GME) (e) 87
Figure 5.7. Evolution of specific biological indicators per unit of total organic carbon according to C<20µm / C>20µm: basal respiration (a), microbial biomass carbon (b), NH_4^+ (c) and NO_3^-(d) 88
Figure 5.8. Projection of the variables on the first two axes of the principal component analysis (PCA): soil characteristics and biological indicators (a), soil characteristics and biological indicators per unit of microbial biomass (b). 90

Figure 6.1. Evolution of the soil chemical (a), biological (b) and physical (c) quality indexes as a function of the number of years of cultivation. N = 69 for (a) and (b); N = 18 for (c). 114
Figure 6.2. Evolution of the global soil quality index (a) and mean soil quality index (b) as a function of the number of years of cultivation. N = 18. 115

Liste des tableaux

Tableau 3.1. Fréquence des principaux types d'associations culturales en milieux urbain, semi-urbain et rural.....29
Tableau 3.2. Teneurs en éléments fertilisants (N, P, K) des différents types de fumures organiques rencontrés dans les sites maraîchers de la province du Houet (moyenne±eccart-type). 33
Tableau 3.3. Proportion des producteurs percevant un impact négatif de leurs pratiques maraîchères sur le sol, l'eau et les cultures 36
Tableau 3.4. Caractéristiques des différentes classes d'exploitations basées sur la typologie des pratiques culturales. Norg/Ntot = rapport azote organique / azote total; IFT = Indice de fréquence de traitements phytosanitaires. 38
Tableau 4.1. Descriptive statistics of some soil parameters of the market garden fields.....51
Tableau 4.2. Correlation matrix between soil and site characteristics (N = 69). Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix C. 53
Tableau 5.1. Correlation matrix between biological activity and soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix D.....84
Tableau 6.1. Selected chemical, biological and physical characteristics of the market garden fields.....106
Tableau 6.2. Correlation matrix between soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix E. 108
Tableau 6.3. Result of principal component analysis of soil chemical indicators of the market garden fields, to define the soil chemical quality index (SQI_{chem}).....109
Tableau 6.4. Result of principal component analysis of soil biological indicators of the market garden fields, to define the soil biological quality index (SQI_{biol}). 110
Tableau 6.5. Result of principal component analysis of soil physical indicators of the market garden fields, to define the soil physical quality index (SQI_{phys}). 111

Tableau 6.6. Result of principal component analysis of chemical, biological and physical soil quality indicators of the market garden fields, to define the global soil quality index (SQI_{global}). 112
Tableau 6.7. Correlation matrix between soil chemical (SQI_{chem}), biological (SQI_{biol}) and physical (SQI_{phys}) quality indexes of the market garden fields and the number of years of cultivation years). Bold numbers are statistically significant ($P < 0.05$). 116

Liste des annexes

Annexe A : Fiche d'enquête pour la typologie des pratiques maraichères xviii

Annexe B : Liste des pesticides utilisés dans les exploitations maraîchères xxxii

Annexe C: Correlation matrix between soil and site characteristics (N = 69). Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$. xxxvi

Annexe D: Correlation matrix between biological activity and soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$. xxxvii

Annexe E : Correlation matrix between soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$..... xxxviii

Annexe F : Evolution du rapport C<20 µm / C>20 µm en fonction du nombre d'années d'exploitation.....xxxix

Sigles et abréviations

AIC	: Akaike's Information Criterion
Al	: Aluminum
APIPAC	: Association des Professionnels de l'Irrigation Privée et des Activités Connexes
ARES-CCD	: Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur-Commission de la Coopération au Développement
BD	: Bulk Density
BUNASOLS	: Bureau National des Sols
°C	: degré Celcius
Ca	: Calcium
CAH	: Classification Ascendante Hiérarchique
CEC	: Capacité d'Echange Cationique
CH_4	: Méthane
CO_2	: Di-Oxyde de Carbone
COS	: Carbone Organique du Sol
CPCS	: Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols
Ctot	: Total Organic Carbon
DGPER	: Direction Générale de la Promotion de l'Economie Rurale
DM	: Dry Matter
FAO	: Food and Agriculture Organization of the United Nations
FDA	: Fluorescein Di-Acetate
Fe	: Iron
FS	: Fine Silt
GIPD	: Gestion Intégrée des Productions et des Déprédateurs
GME	: Geometric Mean of Enzyme Activities
IAGU	: Institut Africain de Gestion Urbaine
IFT	: Indicateur de Fréquence de Traitement phytosanitaire
INERA	: Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles
IRSAT	: Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologies
K	: Potassium
Ks	: Hydraulic Conductivity at Saturation
LMI-IESOL	: Laboratoire Mixte International Intensification Ecologique des Sols
Macpo	: Macroporosity
MAH	: Ministère de l'Agriculture et de l'Hydraulique
MAHRH	: Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques
MBC	: Microbial Biomass Carbon
MDS	: Minimum Data Set
MECV	: Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie

MEF	: Ministère de l'Economie et des Finances
Mg	: Magnésium
N	: Azote
N_2O	: Oxyde Nitreux
Na	: Sodium
NH_3	: Ammoniac
NH_4^+	: Ammonium
NH_4OAc	: Ammonium Acetate
NO_3^-	: Nitrate
Ntot	: Total Nitrogen
OMA	: Organo-Mineral Associations
P	: Phosphore
PANA	: Programme d'Action National d'Adaptation à la variabilité et aux changements climatiques.
PARADE	: PARticipative Agroecological DEvelopment
PAWC	: Plant Available Water Capacity
PC	: Principal Components
PCA	: Principal Component Analysis
pH	: Potentiel Hydrogène
PIB	: Produit Intérieur Brut
p-NPP	: para-Nitro-Phényl Phosphate
POM	: Particulate Organic Matter
Q_{CO2}	: Metabolic Quotient
Q_{mic}	: Microbial Quotient
RMSE	: Root Mean Square Error
RPD	: Ratio of Prediction to Deviation
RRMSE	: Relative Root Mean Square Error
RUAF	: Resource Centre on Urban Agriculture and Food Security
Si	: Silicium
SOC	: Soil Organic Carbon
SOM	: Soil Organic Matter
SQI	: Soil Quality Index
SRO	: Short-Range-Order
TCD	: Thermal Conductivity Detector
USDA	: United States Department of Agriculture

Chapitre 1

Introduction

1.1 Contexte et justification

1.1.1 Importance socio-économique du maraîchage

L'agriculture, principale activité au Burkina Faso, occupe environ 80% de la population active et contribue pour près de 33% au Produit Intérieur Brut (PIB) (DGPER, 2010 ; MAHRH, 2011). Dominée par la production céréalière, qui est généralement effectuée en saison pluvieuse relativement courte, et tributaire de la pluviométrie, cette agriculture n'arrive ni à occuper le producteur toute l'année, ni à fournir à la population une alimentation suffisante et variée et une diversification des sources de revenu. Dans ce contexte, le maraîchage constitue un élément important de diversification agricole, de croissance économique, et de réduction de la pauvreté et de la malnutrition (MAH, 2011). Cela lui attribue une place de choix parmi les filières porteuses retenues par le gouvernement. En effet, face au déficit alimentaire chronique au Burkina Faso induit par les périodes de sécheresse (MECV, 2007; Ouédraogo, 2012) et la pauvreté des sols, l'Etat burkinabè s'est engagé à développer le maraîchage qui contribue fortement à la sécurité alimentaire et à la lutte contre le chômage en engendrant près de 620000 emplois (MAHRH, 2007; MEF, 2010 ; MAH, 2011). Le maraîchage est pratiqué dans toutes les régions du Burkina Faso, avec au total environ 4 844 sites maraîchers. Les régions du Nord, des Hauts-Bassins et du Centre-Sud disposent chacune de plus de 10 % des sites maraîchers du pays (MAH, 2011). Le maraîchage permet à un exploitant de 1 ha de tomate, oignon, pomme de terre et haricot vert d'obtenir un revenu annuel moyen de 500.000 FCFA (environ 760 €/an) en zone non aménagée et de plus de 1.000.000 FCFA (environ 1.500 €/an) en zone aménagée (MAH, 2011). Ces revenus ont un impact positif sur la vie socio-économique des producteurs, à travers la

création de nouvelles activités rémunératrices, l'acquisition de biens d'équipements et manufacturés, la contribution à la sécurité alimentaire, l'accès à la santé et à l'éducation (Bognini, 2006). Il contribue à plus de 3% au PIB du pays (MAH, 2011).

Enfin, les effets secondaires du maraîchage sont le recyclage des déchets solides et liquides, utilisés comme fertilisants pour la production (Kiba, 2012), l'écologisation des quartiers et, dans une certaine mesure, l'amélioration du microclimat grâce à l'existence de verdure irriguée en ville (RUAF, 2005).

1.1.2 Pratiques phytosanitaires et risques liés

Malgré les multiples avantages liés au maraîchage, ce secteur est miné par de nombreuses contraintes d'ordre biotique et abiotique. Parmi les contraintes biotiques, la pression parasitaire constitue la contrainte majeure, entrainant ainsi une réduction des rendements pouvant atteindre 90% (Cariglia, 2007). Cette pression parasitaire a entraîné une consommation croissante de pesticides. Pourtant, au Burkina Faso, les pesticides sur les cultures maraîchères ne sont pas appliqués selon les bonnes pratiques agronomiques. En effet, nous assistons au non-respect de la dose et du délai d'attente avant la récolte, du nombre de traitements recommandés et à l'utilisation de produits non recommandés pour les cultures traitées (Toé, 2007 ; Lehmann et al., 2017 ; Son et al., 2017). Par ailleurs, plus de 70 % des maraîchers n'observent aucune mesure de protection adéquate pendant les traitements phytosanitaires, et les contenants vides sont abandonnés sur les lieux de traitement par la majorité des producteurs (Son et al., 2017).

L'usage actuel des pesticides chimiques au Burkina Faso est donc préoccupant et pourrait engendrer des problèmes d'ordre sanitaires et environnementaux. Plusieurs travaux ont mis en évidence la présence de résidus de pesticides dans les légumes issus des sites maraîchers (Lehmann et al., 2017 ; Son et al., 2018) pouvant être à l'origine d'un risque alimentaire aigu et chronique chez les enfants et les adultes, respectivement (Lehmann et al., 2017 ; Toé, 2010 ; Ahouangninou et al., 2011). Des exportations de produits maraîchers

provenant de systèmes de production intensifs ont même déjà été rejetées par les marchés internationaux en raison des niveaux résiduels de pesticides (Bempah et al., 2011). Par ailleurs, Lehmann et al. (2017) ont observé la présence de résidus de pesticides utilisés en maraîchage dans des eaux de surface et souterraines au Burkina Faso. Enfin, ces pesticides peuvent avoir un impact négatif sur l'activité biologique des sols, compromettant ainsi leur productivité. Naré et al. (2014) rapportent une baisse des activités enzymatiques du sol liée à l'effet de certains types de pesticides couramment utilisés en production maraîchère au Burkina Faso.

1.1.3 Pratiques de fertilisation et leur effet sur l'environnement

Malgré le faible taux d'utilisation des engrais chimiques et organiques en Afrique sub-saharienne, les agriculteurs urbains notamment avec la production maraîchère utilisent régulièrement des quantités importantes de fertilisants organiques et chimiques dans le but de maximiser la production (Predotova et al., 2010). Cette fertilisation intensive peut induire une accumulation de nutriments dans le sol et des pertes considérables par lessivage et volatilisation (Drechsel et al., 1999 ; Diogo et al., 2010 ; Predotova et al., 2010 ; 2011). En effet, Abdulkadhir (2012) a rapporté des bilans en azote de 279, 1127 et 74 kg N ha^{-1} respectivement sur des sites maraîchers de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso), Kano (Nigeria) et Sikasso (Mali), imputables à des apports excessifs d'amendements organiques et de fertilisants minéraux. Lompo (2012) a également trouvé des bilans fortement positifs en nutriment (688 kg N ha^{-1} an^{-1}, 251 kg P ha^{-1} an^{-1}, 189 kg K ha^{-1} an^{-1}) sur des périmètres maraîchers de Bobo-Dioulasso, ce qui indique une faible efficacité d'utilisation des engrais et un fort potentiel de pollution des eaux souterraines par les nitrates. Sangaré (2012) a observé des flux très élevés de nitrate (236 à 990 kg ha^{-1} an^{-1}) vers les nappes, liés à une forte utilisation de fertilisants chimiques et organiques dans des exploitations maraîchères de Bobo-Dioulasso.

D’autres études se sont aussi axées sur les risques de pollution par les métaux lourds. En effet, le recyclage des déchets solides urbains en agriculture est une pratique très courante dans la plupart des villes africaines. Outre les effets bénéfiques de ces déchets sur la fertilité des sols, ils peuvent conduire à une pollution des sols et une contamination des cultures par des métaux lourds et des pathogènes tels que les coliformes fécaux, les helminthes, *Salmonella* spp. et *Escherichia coli* (Cissé et al., 2002 ; Amoah, 2006 ; Diogo et al., 2010), qui à long terme pourrait affecter la santé des consommateurs. Ce type de contamination peut aussi résulter de l’utilisation des eaux usées couramment utilisées pour l’irrigation dans les périmètres maraîchers (Abdu et al., 2011).

Enfin, la forte utilisation et la mauvaise gestion des fertilisants sont souvent à l’origine d’émission de gaz à effets de serre tels que l'oxyde nitreux (N_2O), l'ammoniac (NH_3) et le méthane (CH_4), et ce d’autant plus que le climat est chaud (Predotova et al., 2010 ; Lompo, 2012).

1.1.4 Besoin de caractériser les pratiques

Afin de réduire l’impact des pratiques agricoles sur l’environnement et sur la santé, des initiatives ont été développées à travers quelques projets et programmes. En guise d’exemple, il y a le projet de l’Institut africain de gestion urbaine (IAGU) qui avait pour but de réguler les pratiques de fertilisation et d’utilisation de pesticides à Bobo-Dioulasso, afin d’en limiter les conséquences négatives (Robineau, 2013 ; 2018) ; le programme de gestion intégrée des productions et des déprédateurs (GIPD) de la FAO; le Centre Ecologique Albert-Schweizer à travers son programme Agro-écologie ; Helvetas (Suisse) qui a fait la promotion de la production biologique de la tomate et du poivron ; APIPAC (Association des Professionnels de l’Irrigation Privée et des Activités Connexes) qui a produit plusieurs fiches techniques sur les techniques de production et d'utilisation des pesticides naturels (extrait d’ail, oignon, piment sec, feuilles de papaye) en cultures maraîchères ; Bio-protect qui fait la promotion de l’agro-écologie. De même, plusieurs programmes de recherche et des décideurs ont entrepris des actions visant à atténuer les effets négatifs des pratiques maraîchères.

Ces différentes actions ont été mises en œuvre dans le but d'une amélioration de la productivité et de la qualité des cultures maraîchères (Traore et Toé, 2008). Cependant, on observe une faible application par les producteurs, sur le moyen et le long terme, des pratiques diffusées par les projets de développement, suscitant des questionnements sur les raisons de ce faible taux d'adoption. Pour répondre à cette question, il convient d'actualiser la base de connaissances sur les pratiques, de comprendre la logique qui guide le choix des pratiques, et la perception des producteurs vis-à-vis de l'impact de ces pratiques. Ainsi, cette étape constituerait un pas préliminaire à la description et à l'analyse des exploitations maraichères, préalable indispensable à tout programme de développement futur. Des études similaires ont été effectuées dans plusieurs pays africains et ont montré une forte diversité de pratiques maraichères. Les études de Kiba (2012) ont montré une large diversité de pratiques de fertilisation entre sites et au sein des sites de production maraîchère à Ouagadougou. Il affirme que la proximité aux sources de fertilisants fait partie des principaux facteurs expliquant cette variabilité.

Les systèmes de culture mis en œuvre par les exploitants sont, et resteront, d'une très grande diversité, en relation notamment avec les particularités régionales, le grand nombre de cultures produites et leurs multiples combinaisons (Landais et al., 2016). Cette hétérogénéité a souvent été évoquée comme l'une des principales causes d'échec des opérations de développement reposant sur des schémas standardisés (Perrot et Landais, 1993). La prise en compte de la diversité des exploitations agricoles est incontournable pour la réussite des travaux de recherche et de développement rural. Pour ce faire, la typologie est un outil permettant d'approcher la diversité des exploitations agricoles.

Plusieurs typologies ont été effectuées au Burkina Faso sur l'agriculture urbaine et péri-urbaine. Cependant, ces typologies sont essentiellement basées sur les orientations socio-économiques des exploitations (Kêdowidé et al., 2010 ; Dossa et al., 2011) et sur la dynamique spatio-temporelle de l'agriculture urbaine (Robineau, 2013). Bien que ces typologies fournissent des éléments pertinents à la compréhension des activités agricoles urbaines, elles ne donnent pas d'indications sur la caractérisation des pratiques maraîchères en lien avec les milieux et les conditions de production. En effet

au Burkina, il existe une diversité de conditions qui sont entre autres le milieu dans lequel se trouve le producteur (urbain, semi-urbain, rural), l'accès à l'eau et aux intrants, l'accès à la terre ou l'accès au marché, qui pourraient influencer les pratiques (types de culture, types et modes de fertilisation, type et mode de traitement phytosanitaire, etc). Ainsi, les actions de vulgarisation visant une production maraichère plus écologique devraient être menées différemment en tenant compte de cette diversité. Il est alors utile de regrouper les exploitations maraichères selon une typologie des pratiques pour une meilleure visualisation. Cela peut permettre de cibler des catégories de producteurs et de mener avec eux des actions spécifiques ou de comprendre d'éventuelles différences en termes d'impact environnemental.

1.1.5 Impact des pratiques sur le sol

Face à l'utilisation intensive des fertilisants organiques et minéraux et des pesticides chimiques dans les systèmes de production maraîchère, plusieurs études se sont focalisées sur les bilans de nutriments, les émissions de nutriments dans l'environnement, ainsi que la pollution des sols et des cultures par les pathogènes et les composés toxiques. Pourtant, dans une perspective de durabilité de la production maraîchère, l'un des enjeux incontournables consiste à limiter la dégradation des sols des zones de productions horticoles. Cela passe par une meilleure connaissance des effets à long terme des pratiques sur la qualité des sols.

Tout d'abord, contrairement aux systèmes de culture pluviaux pour lesquels on observe de très faibles teneurs en carbone organique (COS) dans les sols, liées à la forte minéralisation de la matière organique du sol et aux apports limités d'amendements organiques (Pallo et al., 2009), les exploitations maraîchères constituent une exception, du fait d'apports réguliers et intensifs d'amendements organiques. La matière organique est un élément clé dans le maintien de la qualité du sol (disponibilité de nutriments, résistance à l'érosion, substrat pour les micro-organismes) (Milne et al., 2015). Aussi, le stockage du COS contribue à compenser l'augmentation de la concentration atmosphérique de CO_2 (Minasny et al., 2017). Pourtant, les facteurs à l'origine

de l'évolution du COS dans les systèmes de production maraîchère n'ont jusque-là pas retenu l'attention des chercheurs. Ces facteurs peuvent être liés aux quantités de fertilisants, à la gestion des parcelles, à la nature du sol et à la durée d'exploitations. Une meilleure compréhension de la dynamique temporelle du COS dans les sols maraîchers urbains et des facteurs qui régissent son accumulation aiderait à caractériser l'impact environnemental du maraîchage et à identifier des voies pour améliorer les pratiques.

Ensuite, les propriétés biologiques du sol sont essentielles pour assurer la production végétale et ont une très grande influence sur toutes les propriétés du sol (Smith et Papendick, 1993). Elles sont l'élément de base qui garantit les fonctions du sol (Doran et al., 2000). Compte tenu du fait qu'elles sont sensibles aux pratiques de gestion du sol, on peut s'attendre à ce que les pratiques maraîchères aient un impact sur la qualité biologique des sols. Certaines pratiques pourraient avoir des effets positifs, comme la fertilisation organique et la rotation des cultures (Bunneman et al., 2006 ; Somenhally et al., 2018). A l'opposé, d'autres pratiques telles que l'utilisation intensive de pesticides (Bunneman et al., 2006 ; Naré et al.,2014), l'apport d'amendements organiques pollués en métaux lourds (Garcia et al., 2000 ; Somejkalova et al., 2003), pourraient influencer négativement la qualité biologique du sol. Pourtant jusque-là, l'impact à court et à long terme de l'ensemble combiné de ces pratiques sur les activités biologiques du sol n'a pas été étudié.

Enfin, l'étude de l'évolution du carbone et des propriétés biologiques est très importante, mais ne reflète pas l'état global de la qualité du sol, permettant de prendre des décisions sur son mode de gestion. Selon Karlen et al. (1997), la ressource sol doit être considérée comme un système dynamique vivant résultant des interactions entre ses composantes chimiques, biologiques et physiques. Une évaluation de la qualité des sols avec la prise en compte de ses propriétés chimiques, physiques et biologiques peut fournir des indications précieuses pour évaluer la durabilité des pratiques de gestion (Doran et Parkin, 1994). Les indices intégrés de qualité du sol sont d'une grande pertinence, car ils permettront d'orienter les mesures appropriées pour garantir la durabilité des systèmes de production. Les effets à long termes des pratiques maraîchères sur la qualité globale du sol n'ont pas été documentés mais leur connaissance

s'avère pourtant, incontournable, pour assurer la durabilité des systèmes de production maraîchère.

Notre thèse de doctorat, financée par l'ARES-CCD dans le cadre du projet PARADE sur le thème « Impact des pratiques de gestion de la fertilité sur la qualité des sols sous cultures maraichères à Bobo-Dioulasso (Burkina Faso)», est conduite pour nous permettre de nous pencher sur ces questions. Ainsi, une bonne connaissance des pratiques maraîchères et de leur impact sur la qualité du sol aidera les chercheurs, les agents de vulgarisation et les décideurs politiques à développer ensemble, avec les producteurs, des stratégies appropriées, pertinentes et objectives, pour assurer la durabilité des systèmes de production maraichers à l'Ouest du Burkina Faso.

1.2 Hypothèses et objectifs

1.2.1 Hypothèses de recherche

Au Burkina Faso comme ailleurs en Afrique subsaharienne, les exploitations maraîchères sont reparties en zone urbaine, semi-urbaine et rurale avec des moyens et des conditions de production différents qui pourraient avoir une influence sur les pratiques culturales. Cela nous conduit à l'hypothèse selon laquelle **il est possible de distinguer différents types d'exploitations maraichères sur base des pratiques culturales mises en œuvre, et cette différenciation reflète entre autres le milieu de production (H1)**.

Ensuite, contrairement aux systèmes de production céréaliers, les cultures maraîchères sont soumises à des pratiques culturales intensives, dont des apports importants d'amendements organiques, qui ont vraisemblablement un impact sur le sol. Ce constat nous a donc conduit à formuler les hypothèses suivantes :

- La production maraîchère a un effet à court et à long terme sur la dynamique du carbone organique du sol (H2).

- La durée d'exploitation maraîchère a un impact sur l'activité biologique du sol, et de manière plus générale, sur la qualité globale du sol (H3).

1.2.2 Objectifs

L'objectif global de cette étude est de contribuer à une plus grande durabilité des systèmes de production maraîchers à travers une meilleure connaissance des pratiques maraichères et de leur impact à court et à long termes sur le sol au Burkina Faso.

Pour atteindre cet objectif, la démarche adoptée repose sur quatre objectifs spécifiques liés aux hypothèses de recherches. Il s'agit de :

-Caractériser la diversité des exploitations maraichères. Cela aboutira à une meilleure connaissance des pratiques et de leur diversité, pouvant servir à cibler des catégories de producteurs en vue de mener avec eux des actions spécifiques pour des modes de production plus durables ou de comprendre d'éventuelles différences en termes d'impact environnemental.

-Evaluer l'effet du nombre d'années de culture et des différentes caractéristiques du sol et du site sur le COS total ainsi que sur les fractions labiles et stables du COS dans un site maraîcher du Burkina Faso. Cela permettra d'améliorer notre compréhension de la dynamique temporelle à court (<10 ans) et long termes (>10 ans) du COS dans les systèmes à apports élevés d'amendements organiques.

-Evaluer l'impact du maraîchage sur l'évolution à court (0-10 ans) et long termes (> 10 ans) de l'activité biologique dans les sols. Les propriétés biologiques du sol sont essentielles pour assurer la production et ont une influence sur toutes les propriétés du sol. Une analyse détaillée de l'évolution de ces propriétés biologiques après plusieurs années de culture est essentielle pour évaluer la durabilité des pratiques.

-Etudier l'effet de la durée d'exploitation sur la qualité globale des sols par la prise en compte de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. En effet la qualité du sol ne dépend pas uniquement de ses propriétés biologiques, mais aussi de l'équilibre et des interactions entre ses composantes chimiques,

biologiques et physiques. Ainsi, un indice intégré de la qualité des sols basé sur une combinaison de ces trois composantes donnera une meilleure indication de l'évolution de la qualité des sols maraîchers après plusieurs années de production intensive, permettant d'orienter les actions sur des mesures appropriées de gestion pour garantir la durabilité des systèmes de production.

1.3 Aperçu de la thèse

Cette thèse est constituée de 7 chapitres interdépendants. Les deux premiers chapitres développent des aspects généraux, dont une introduction générale et une section méthodologique qui décrit la zone d'étude et le mode d'échantillonnage des sols. Les quatre chapitres suivants sont consacrés à des sujets spécifiques sur les questions liées aux résultats d'enquêtes, de travaux de terrain et de laboratoire. Une vue d'ensemble schématique de la structure de la thèse est présentée à la figure 1.1.

Le chapitre 1 est introductif et présente le contexte et la justification de l'étude. Ensuite, il présente les hypothèses et les objectifs. Dans le chapitre 2, nous décrivons la zone d'étude. Ce chapitre présente les caractéristiques biophysiques, agro-climatiques, et édaphiques de la zone d'étude. Les travaux sur les chapitres 4, 5 et 6 étant effectués sur le même site (site de Kuinima) avec le même échantillonnage, cette méthodologie d'échantillonnage, transversale aux trois chapitres, a également été décrite dans ce chapitre 2.

Les chapitres 3, 4, 5 et 6 présentent les principaux résultats de l'étude et discutent des objectifs spécifiques présentés ci-dessus. Ils sont présentés sous forme d'articles, chacun comprenant une introduction, une méthodologie (détails spécifiques à chaque chapitre), les résultats, une discussion et une conclusion. Les références bibliographiques sont présentées à la fin du document. Ainsi, le chapitre 3 présente la caractérisation et la typologie des pratiques maraîchères permettant donc d'apprécier le potentiel d'évolution des différents types d'exploitations vers des pratiques culturales plus durables. Dans le chapitre 4, il est question de l'évaluation de l'effet du nombre d'années

de culture et des différentes caractéristiques du sol et du site sur les fractions totales ainsi que labiles et stables du COS, dans le site maraîcher de Kuinima. Ce chapitre permet de voir l'évolution du carbone total et de ses fractions stables et labiles en fonction de la durée d'exploitation. Puis, à travers deux méthodes de fractionnement, il met en évidence les principaux facteurs qui influencent la teneur en carbone du sol. Le chapitre 5 traite de l'impact du maraîchage sur l'évolution à court et moyen terme de la qualité biologique des sols que sont les propriétés enzymatiques et biochimiques du sol. En plus, il tente d'expliquer les facteurs du sol pouvant expliquer la variabilité entre les exploitations. Enfin au chapitre 6, nous avons élaboré des indices d'évaluation de la qualité des sols en intégrant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. Puis nous avons quantifié l'évolution de ces indices de qualités physiques, chimiques et biologiques et de l'indice global de qualité du sol en fonction de la durée d'exploitation. Ces trois derniers chapitres de résultats ont été rédigés en anglais en vue d'être soumis pour publication à des revues internationales et ils ont donc été gardés comme tel dans la thèse. Nous avons terminé le document par une conclusion générale (chapitre 7) qui consiste en une synthèse des résultats ainsi que des perspectives pour des travaux de recherche futurs.

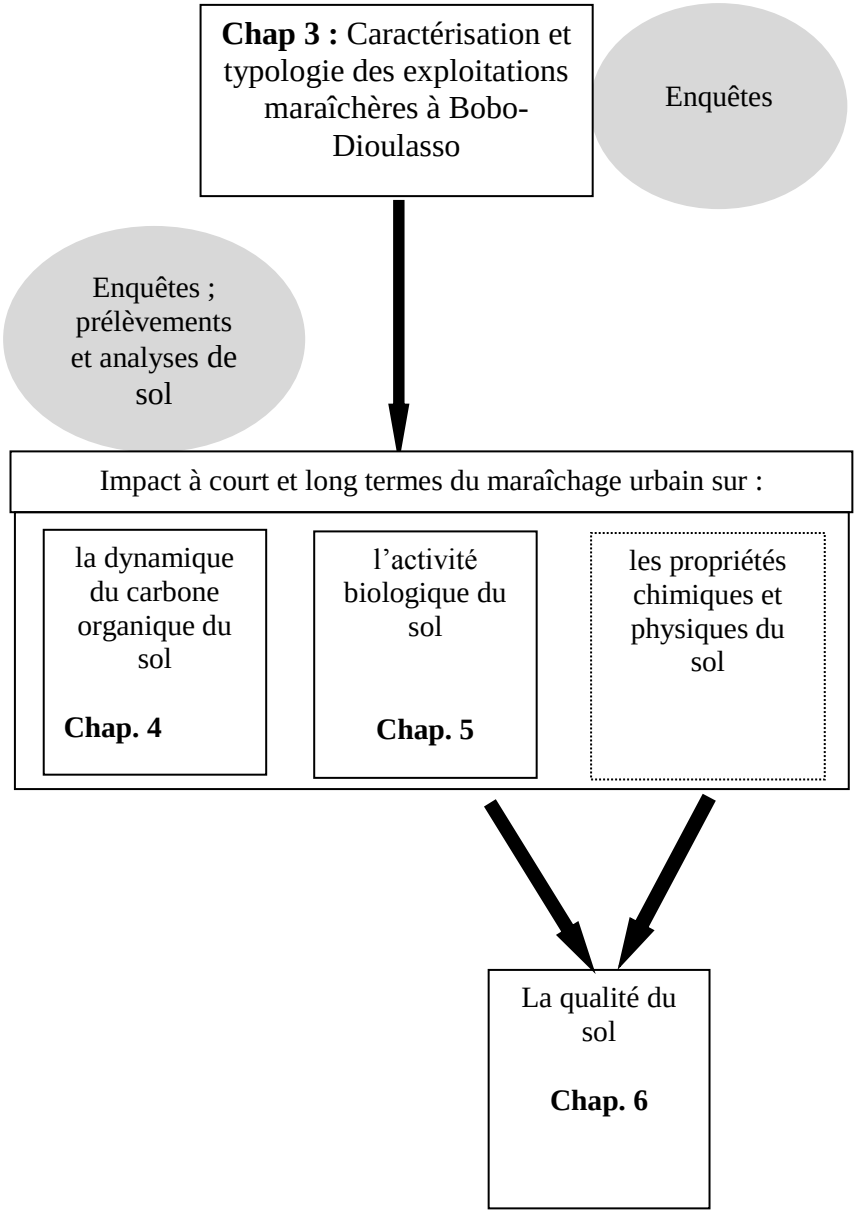


Figure 1.1. Cadre général de notre étude. Les cadres rectangulaires font référence à des résultats, alors que les cadres ovales font référence à la méthodologie.

Chapitre 2

Matériels et méthodes

2.1 Zone d'étude

2.1.1 Situation géographique et généralités

L'étude est réalisée dans la commune de Bobo-Dioulasso, chef-lieu de la province du Houet. Bobo-Dioulasso est la seconde ville et la capitale économique du Burkina Faso. Elle est située à une distance de 360 km au sud-ouest de Ouagadougou à 4°18 de longitude ouest et 11°10 de latitude nord (Fig. 2.1). Sa superficie est de 14000 ha, dont environ 5000 ha construits (Florian, 2003 ; Nacro et al., S.d.). Elle comptait une population totale de 813 610 en 2012 (INSD, 2017). La ville de Bobo-Dioulasso se situe au centre de la première région de production de fruits et légumes du Burkina-Faso, et 15% de la production maraîchère du pays est produite dans la province du Houet (Fauré et Labazée, 2002). Robineau (2013) estime la superficie totale des sites maraichers de la ville à 175 ha.

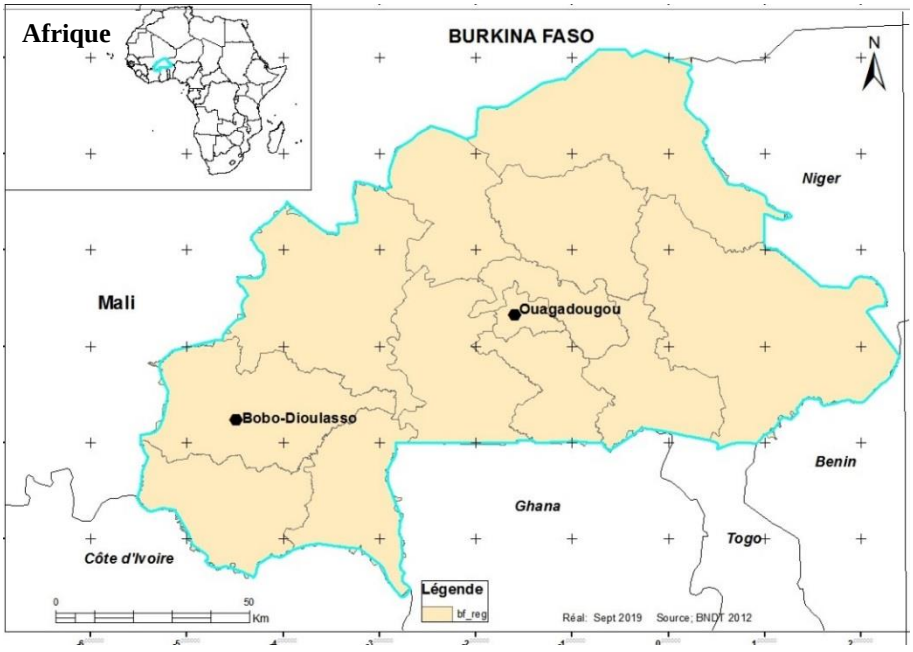


Figure 2.1. Situation géographique de la ville de Bobo-Dioulasso

2.1.2 Contexte climatique

Sur le plan climatique, le Burkina Faso (superficie de 274 200 km²) est un pays tropical sans accès à la mer, caractérisé par une saison sèche de novembre à mai et une saison pluvieuse qui s'étale de mai à octobre (PANA, 2003). Il a un climat à dominance sahélien avec une zone plus humide au Sud. Il est subdivisé en trois principales zones climatiques en fonction de la pluviométrie annuelle moyenne (Fig. 2.2) :

- La zone sahélienne : elle s'étend au Nord et reçoit les pluviométries les plus basses du pays (300-600 mm/an). Les températures sont très élevées, surtout au mois d'avril où elles avoisinent 45°C. La végétation est constituée d'arbustes épineux : c'est la zone d'élevage par excellence.
- La zone soudano-sahélienne : elle est située au centre. Elle connaît une pluviométrie moyenne comprise entre 600 et 900 mm/an.
- La zone soudanienne : localisée au sud du pays, elle est la plus arrosée avec une pluviométrie comprise entre 900 et 1200 mm/an (PANA, 2003).

Au Burkina Faso, les saisons sont très contrastées et caractérisées par une alternance de saisons sèches et humides. La saison humide a une durée d'environ 5 mois (mai/juin à octobre) dans le Sud, et de 3 à 4 mois (juin à septembre) dans le Nord. Le pays est marqué par des sécheresses récurrentes, surtout depuis les années 1970. En période chaude, la température maximale moyenne est de 37°C au sud et au centre et de 41°C au nord. Les minimas sont respectivement de 24, 25 et 26°C pour le sud, le centre et le nord. En période froide, les maximas sont respectivement, 34, 36, et 38°C et les minimas de 19, 17 et 14°C pour les mêmes zones (Sangaré, 2012).

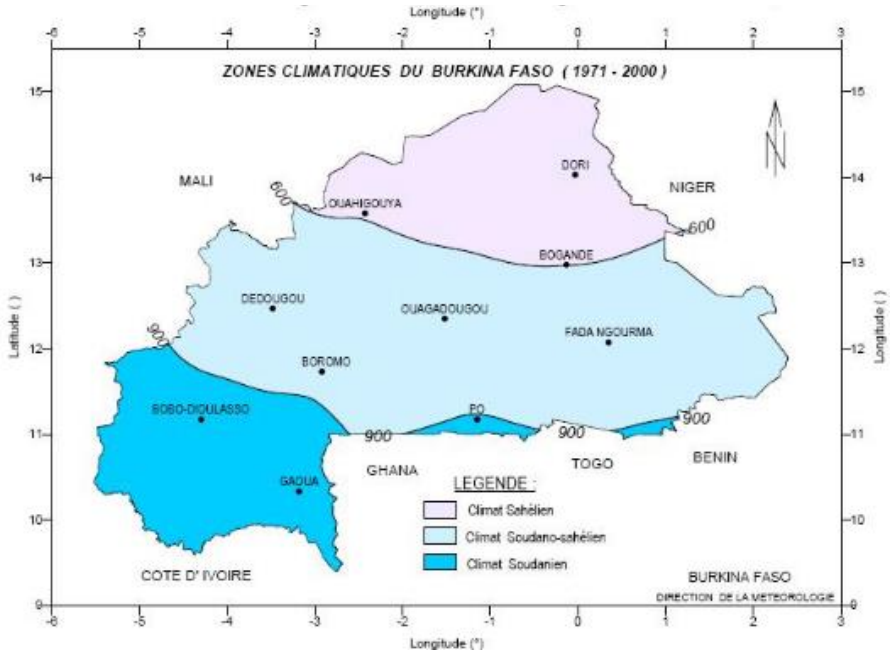


Figure 2.2. Les 3 zones climatiques du Burkina Faso sur base de la pluviométrie moyenne de 1971 à 2000 (Direction nationale de la météorologie) (PANA, 2003).

Le climat de Bobo-Dioulasso correspond à la zone climatique soudanienne nettement mieux arrosée par rapport au reste du pays. Il est caractérisé par une saison sèche de novembre à avril et une saison des pluies de mai à octobre.

Les précipitations annuelles varient entre 900 et 1200 mm et les températures moyennes journalières sont comprises entre 25° C et 30°C (Fig. 2.3).

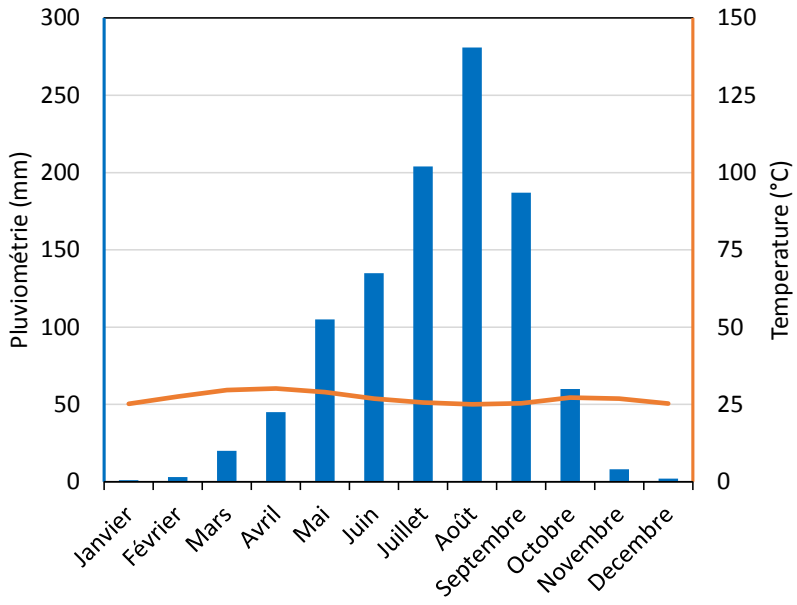


Figure 2.3. Diagramme ombro-thermique de Bobo-Dioulasso en 2018. Source : climate-data.org.

2.1.3 Hydrographie

Au niveau hydrologique, la ville de Bobo-Dioulasso se trouve en grande partie dans le bassin versant du Mouhoun avec pour principaux affluents, le Kou et le Houet (Fig. 2.4). Le Houet draine l'eau de la partie nord de la ville et le Kou, qui a une importance spéciale à cause du captage servant à l'approvisionnement en eau potable de la ville, se situe dans sa partie ouest et sud (Nacro et al., 2006). En plus de la fourniture d'eau potable, l'eau du Kou est utilisée comme source d'irrigation sur certains périmètres maraîchers. D'autre part, le Houet fournit de l'eau d'irrigation pour 1/3 des jardins urbains locaux, malgré sa charge élevée de déchets liquide et solide et d'agents pathogènes (Kinane et al., 2008).

2.1.4 Les sols

Au Burkina Faso, les sols dominants sont les sols ferrugineux tropicaux et ferralitiques. Essentiellement dérivé d'un matériau rocheux acide (grès, granit) riche en oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, les sols sont principalement acides et dominés par l'argile kaolinique. Ils sont caractérisés par une faible teneur en matière organique (Sedogo, 1993) qui est en moyenne de 0.6% dans la zone de Bobo-Dioulasso (Pallo et al., 2008). On observe également une faible teneur en phosphore disponible (Lompo et al., 2009) et une faible capacité d'échange cationique (FAO, 2006). Le pH des sols varie en général entre 5 et 6,5.

Selon les travaux du BUNASOLS, la commune de Bobo-Dioulasso comprend cinq unités pédologiques (Fig. 2.4), dominés par les sols à sesquioxydes de fer et de manganèse. De manière spécifique, on distingue selon le système de classification français (CPCS, 1967):

-les sols à sesquioxydes de fer et de manganèse. Au Burkina, c'est la sous-classe des sols ferrugineux tropicaux qui est la plus répandue. Cette classe se caractérise par une individualisation des sesquioxydes de fer et de manganèse qui leur confère une teinte se situant dans les gammes 7,5 YR et 10 YR, une structure massive des horizons A et B, une présence éventuelle d'horizon induré en cuirasse ou carapace, une décomposition rapide de la matière organique, une pauvreté en éléments minéraux.

-les sols fersialitiques, aussi appelés sols rouges, sont le résultat d'une association forte et stable entre des colloïdes argileux et des oxydes de fer et d'aluminium. Dans ces sols, le fer libre et les minéraux argileux sont fortement liés et contribuent à la formation d'agrégats polyédriques à facettes brillantes, anguleux et plus ou moins aplatis.

- les sols peu évolués : ils ont une épaisseur variable, et une texture sableuse, à sablo-argileuse, une réserve en eau très faible et une fertilité chimique basse; ce sont des sols inaptes à l'agriculture. Cette faible évolution du profil est due soit à un impact peu prononcé du climat, soit à l'action de l'érosion. Ce sont par conséquent des sols peu profonds (40 cm).

- les sols minéraux bruts : les sols minéraux bruts s'observent sur les cuirasses ou les formations superficielles n'ayant pas encore subi ou ne pouvant pas subir une évolution pédologique.

- les sols hydromorphes : ce sont des sols profonds (> 120 cm) dont l'évolution est dominée par l'action de l'excès d'eau de manière permanente ou temporaire. Ils sont de couleur brun grisâtre ou brun grisâtre clair avec des taches grises et rouilles liées respectivement à la réduction et à l'oxydation du fer. La structure est généralement polyédrique subangulaire à angulaire faiblement développée. Cet état de la structure est un des corollaires de l'engorgement. La texture est moyenne à fine, ce qui leur confère une bonne disponibilité en eau.

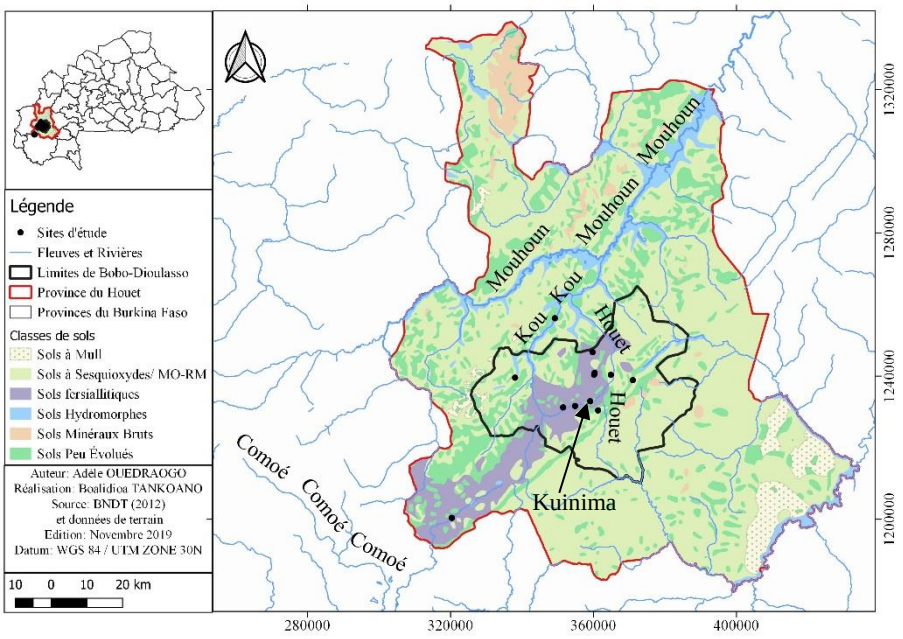


Figure 2.4. Principaux types de sol et cours d'eau dans la province du Houet (Bobo-Dioulasso)

2.2 Mode d'échantillonnage

Pour l'étude, 10 périmètres maraîchers ont été sélectionnés pour la caractérisation des pratiques agricoles, puis un seul site a été retenu pour l'étude de leur impact sur le sol. Dans ce paragraphe, nous nous focaliserons sur le mode de sélection et d'échantillonnage des parcelles utilisées pour l'étude de l'impact des pratiques sur la qualité du sol étant donné qu'il est transversal aux chapitres 4, 5 et 6. Les détails des méthodologies spécifiques à chaque chapitre sont décrits dans les différents chapitres.

L'étude d'impact sur le sol a été réalisée sur le site maraîcher de Kuinima d'une superficie d'environ 60 ha (N 11°09' 21.46''' ; W 4°14' 46.72'') et situé à l'intérieur des limites de la ville de Bobo-Dioulasso (Fig. 2.4 et 2.5). Le site de Kuinima a été choisi car c'est le plus grand site maraîcher urbain de Bobo-Dioulasso et les parcelles les plus anciennes sont cultivées depuis plus de 50 ans. En plus, on observe une topographie assez homogène permettant de mener une telle étude. Les superficies sont de petites tailles, avec une médiane de 808 m^2. Au côté nord-est, le site est bordé par la rivière Houet : les parcelles les plus anciennes sont souvent situées à proximité de la rivière alors que les plus récentes sont plus éloignées (Fig. 2.5). La distance des champs à la rivière varie entre 12 et 540 m. Les parcelles sont situées entre 10 et 47 m au-dessus de la rivière. Les investigations à la tarière et l'observation de fosses pédologiques ont montré que le sol semblait plutôt homogène sur l'ensemble du site. Le site présente une topographie à pente douce avec des altitudes variant de 441 à 478 m.

2.2.1 Sélection des champs et échantillonnage des sols

Grâce à des entretiens avec les producteurs travaillant sur le site, 100 d'entre eux ont accepté de participer à l'étude et ont permis que des prélèvements de sol soient faits dans leurs champs. Pour chaque exploitation, les informations suivantes ont été recueillies : la géolocalisation (latitude, longitude et altitude), le nombre d'années d'exploitation maraîchère, la période de production (saisonnière ou annuelle), le type et les doses d'application des amendements organiques durant la dernière année de culture. Enfin, 69 champs ont été

sélectionnés pour couvrir une gamme de durées de culture de 0 à > 50 ans, tout en assurant une large répartition sur l'ensemble du site (Fig. 2.5).

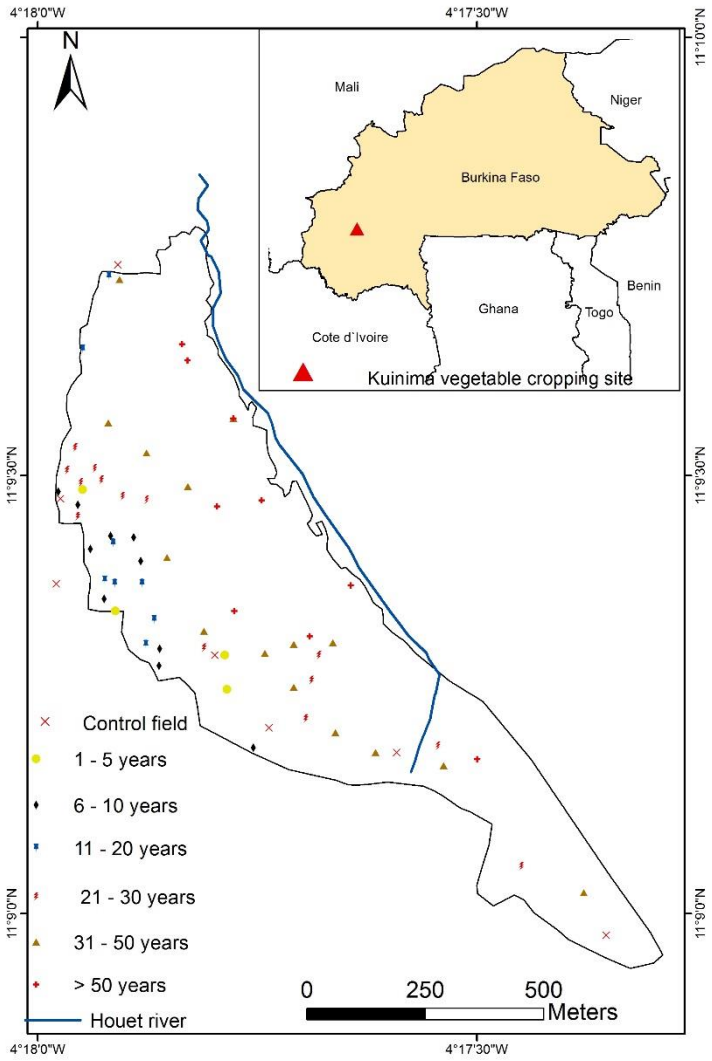


Figure 2.5. Localisation et durée de mise en culture des parcelles maraîchères échantillonnées sur le site Kuinima à Bobo Dioulasso

Parmi les parcelles échantillonnées, sept champs témoins qui n'avaient jamais été utilisés pour la culture maraîchère ont été identifiés, bien que certains aient été utilisés pour la culture pluviale annuelle. Ces champs témoins sont souvent situés près du bord du site, ou juste à l'extérieur du site (Fig. 2.6).

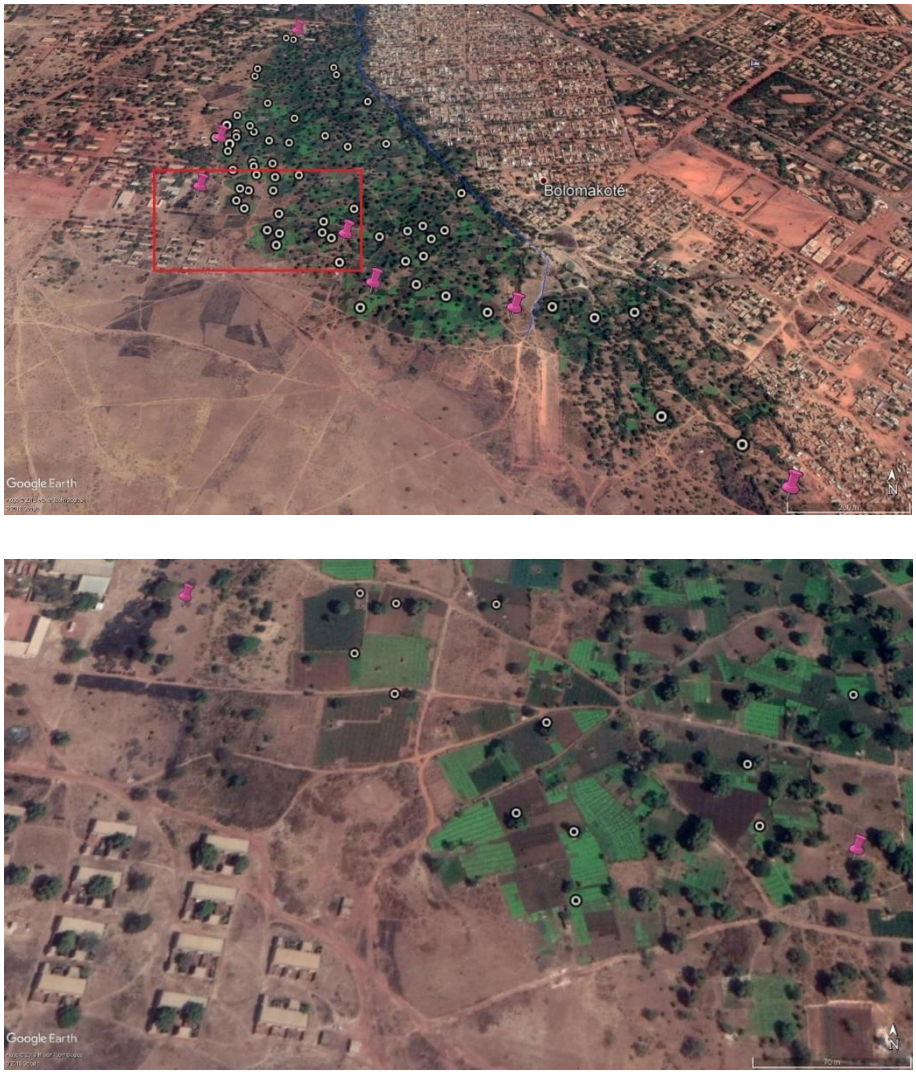


Figure 2.6. Vue aérienne du site de Kuinima (haut) et agrandissement sur une partie du site (bas) (source : Google Earth, 2018). Les ronds blancs indiquent les parcelles qui étaient exploitées pour la culture maraichère au moment des prélèvements de sols. Les symboles roses indiquent la position des parcelles témoins, non exploitées pour la culture maraîchère.

Pour les champs cultivés depuis plus de 50 ans, nous avons donné arbitrairement l'âge de 60 ans. Dans chaque champ, une zone homogène a été ciblée pour les prélèvements de sol. Puis, cinq échantillons de sol ont été prélevés sur une profondeur de 0-15 cm sur les deux diagonales de la zone homogène. Ces cinq échantillons ont été mélangés pour former un échantillon composite par champ. Les prélèvements ont été faits au moins deux semaines après le dernier apport d'engrais ou d'amendements organiques. L'échantillonnage décrit ci-dessus concerne les chapitres 4, 5 et 6.

Chapitre 3 :

Caractériser la diversité des exploitations maraîchères de la région de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) pour faciliter leur transition agro-écologique[1]

3.1 Introduction

De nos jours, l'agriculture en général, et le maraîchage en particulier, doivent faire face à de nombreux défis comme l'augmentation de l'offre alimentaire mais aussi l'exigence d'une production agricole garantissant la sécurité sanitaire, la qualité nutritionnelle et le respect de l'environnement. Cependant, dans de nombreux pays en développement, les réglementations en matière de techniques de production ou de qualité sanitaire des productions agricoles sont soit inexistantes, soit ne s'accompagnent pas d'un contrôle effectif des pratiques, des intrants et des produits alimentaires. Ainsi, la culture maraîchère en Afrique subsaharienne repose souvent sur un usage intensif, voire abusif, d'intrants (engrais minéraux, déchets organiques, produits phytosanitaires, eaux usées) avec des conséquences souvent néfastes pour la santé humaine et l'environnement (Abdulkadir et al., 2013 ; Son et al., 2017).

Face à ces menaces, de plus en plus d'initiatives émergent afin de promouvoir des pratiques maraichères plus respectueuses de la santé humaine et de l'environnement (Traoré et Toé, 2008), que cela soit en termes de fertilisation des cultures, de biocontrôle des maladies et ravageurs, de qualité des eaux d'irrigation, ou encore de diversité des cultures. Ces initiatives s'inscrivent dans une démarche de promotion d'une production horticole raisonnée, préférablement biologique voire même agro-écologique qui, dans sa

[1] Adapté de OUEDRAOGO R. A., KAMBIRE F. C., KESTEMONT M-P., BIELDERS C. L. (2019). Caractériser la diversité des exploitations maraîchères de la région de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) pour faciliter leur transition agro-écologique. Cah. Agric. 2019, 28, 20. https://doi.org/10.1051/cagri/2019021.

signification technique, se définit comme étant un mode de production ayant pour ambition de promouvoir des pratiques qui permettent de rendre l'agriculture plus durable (Stassart et al., 2012).

Dans ce travail, les sites maraichers dans et aux alentours de la ville de Bobo Dioulasso au Burkina Faso sont utilisés comme cas d'étude en raison de la diversité des milieux de production (urbain, semi-urbain, rural) induisant des différences d'accès à l'eau et aux intrants mais aussi d'accès à la terre ou aux marchés. Selon Gafsi et al. (2007), l'âge et le niveau d'instruction des exploitants mais aussi le mode d'accès au foncier et aux ressources naturelles sont autant de facteurs à l'origine de la diversité des exploitations agricoles. Or, il est bien établi que la prise en compte de cette diversité est une condition essentielle d'amélioration de l'efficacité des interventions des acteurs de développement auprès des agriculteurs (Gafsi et al., 2007). Ainsi, afin de mieux guider les maraîchers vers une transition agro-écologique, il paraît nécessaire dans un premier temps de caractériser, en fonction du milieu de production, les pratiques actuelles de production, de comprendre la logique qui guide le choix de ces pratiques, d'analyser la perception qu'ont les producteurs de l'impact de leurs pratiques et de déceler les freins à l'adoption de pratiques plus écologiques.

Compte tenu de la grande diversité des cultures et pratiques maraichères et des nombreuses combinaisons possibles (Landais et al., 2016), l'élaboration de typologies apparait comme un moyen de réduire la complexité tout en conservant une diversité pertinente par rapport aux objectifs visés. Bien que différentes typologies d'exploitations maraichères aient été établies en Afrique de l'ouest (Dossa et al., 2011 ; Ahouangninou, 2013), celles-ci ne sont pas axées sur la caractérisation des pratiques maraîchères en lien avec les conditions de production. Ainsi, la réalisation d'une typologie des exploitations en fonction des pratiques observées pourra servir de base à la planification d'actions d'information, de formation et de vulgarisation de pratiques agro-écologiques de la part des acteurs du développement.

3.2 Matériels et méthodes

L'étude est centrée sur Bobo-Dioulasso et sa périphérie, 2ème ville du pays (figure 3.1), avec une pluviométrie annuelle comprise entre 900 et 1200 mm (Robineau et Dugué, 2018). A partir d'une liste exhaustive des sites maraîchers dans un rayon de 50 km autour de la ville dont la vocation première est le maraîchage, 5 sites de production urbains (à l'intérieur de la ville : Kuinima, Kôdeni-Samagan, Dogona-Sakabi, Dafra et Kua), 2 sites semi-urbains (villes secondaires chefs lieu de département comme Bama et Tousiana), et 3 sites ruraux (villages autour de la ville : Leguema, Toukoro et Kiri) ont été retenus pour cette étude (Fig. 3.1).

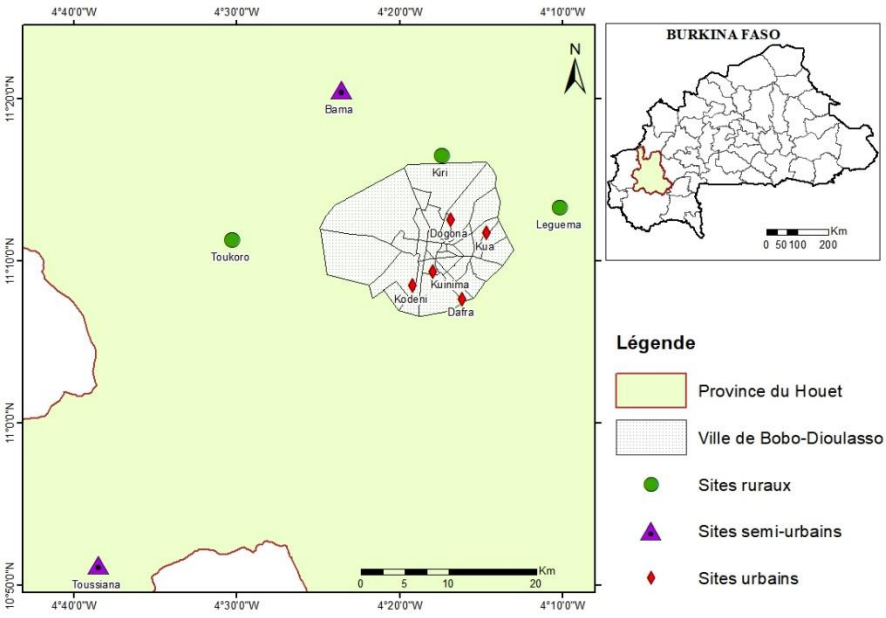


Figure 3.1. Situation géographique des sites d'étude dans la province du Houet

Pour chacun des 10 sites, 30 producteurs ont été enquêtés. Les producteurs ont été choisis selon un échantillonnage systématique de sorte à couvrir au mieux

les périmètres maraichers retenus. Pour cela, un quadrillage a été superposé sur la carte de chaque périmètre. La taille des mailles a été choisie telle qu'il y avait exactement 30 intersections au sein du périmètre.

La collecte des données a été faite lors d'une enquête par questionnaire portant uniquement sur les activités maraîchères des 300 producteurs, d'observations directes de leurs pratiques et de mesures des superficies maraichères au cours de la dernière année de production. L'enquête (réalisée en 2016) a porté sur une année complète de production et a concerné toutes les cultures maraichères et les divers cycles de production (saison sèche ou contre saison, saison des pluies). Le questionnaire était structuré en 3 parties: les caractéristiques générales de l'exploitation, les pratiques culturales et la perception qu'ont les producteurs de l'impact de leurs pratiques sur l'environnement et la qualité des productions (annexe A).

Les doses d'intrants ont été estimées sur la base des quantités apportées et des superficies mesurées pour chaque culture maraichère produite au cours de l'année de référence. Pour les engrais composés, la formulation NPK 15-15-15 la plus commune (fréquence = 64%) a été utilisée comme référence pour les calculs. Pour la fumure organique, les teneurs en azote (N ; méthode de Kjeldahl modifiée), phosphore (P ; spectrophotométrie après extraction à l'acide ascorbique) et potassium (K ; photométrie à flamme après extraction à l'acétate d'ammonium) ont été déterminées au laboratoire sol-eau-plante de l'INERA (Institut National de l'Environnement et de la Recherche Agricole) sur 5 à 10 échantillons composites par type de fumure prélevés auprès des producteurs enquêtés. L'indicateur de fréquence de traitement phytosanitaire (IFT) a été utilisé pour pondérer les apports des différents pesticides. Cet indice correspond au nombre de doses de pesticides de référence utilisées par hectare et par an et a été calculé selon la méthode de Son et al. (2018).

Outre des analyses descriptives, une classification ascendante hiérarchique (CAH) a été utilisée pour établir la typologie des maraîchers en fonction de leurs choix de pratiques culturales. En plus des variables discriminantes identifiées à l'issue de l'analyse descriptive (superficie exploitée, dose

annuelle d'azote par ha, IFT, pourcentage d'azote organique dans les apports d'azote totaux, nombre moyen d'épandages de pesticides par culture), le milieu (urbain, semi-urbain ou rural), la source d'eau (puit/rivière) et le mode d'irrigation (arrosoir/pompe) ont été ajoutés comme variables supplémentaires. La pratique de l'association ou de la rotation culturale et l'utilisation de pesticides biologiques, l'âge et le niveau d'instruction des producteurs, ainsi que le mode de faire valoir des parcelles n'ont pas été retenus dans la CAH car ils ne permettaient pas de les discriminer suffisamment. Enfin, il a été demandé aux producteurs d'évaluer les impacts de leurs pratiques de fertilisation et d'utilisation de pesticides sur le sol, l'eau et les produits maraîchers et de proposer des alternatives techniques pour les limiter.

3.3 Résultats

3.3.1 Caractéristiques sociodémographiques des maraîchers

Selon les sites, 97 à 99% des maraîchers sont des hommes. Leur âge (médiane = 40 ans) et expérience (médiane = 20 ans) ne diffèrent pas selon le type de milieu. Près de 60% des producteurs n'ont aucun niveau d'instruction et seulement 8 à 10% ont atteint le niveau secondaire. Les superficies exploitées en cultures maraichères sur une année complète vont croissant du milieu urbain (médiane = 1259 m²), au milieu semi-urbain (médiane = 2411 m²) et rural (médiane = 4957 m²). En milieu urbain, semi-urbain et rural, respectivement 20, 28 et 30% des producteurs ne sont pas propriétaires de leur parcelle.

3.3.2 Pratiques culturales

Les cultures dominantes quel que soit le type de milieu sont le chou (88%), la tomate (61%), l'aubergine (51%), le poivron (42%), le haricot vert (38%) et la laitue (31%). On observe cependant une plus grande diversité d'espèces

cultivées en milieu urbain (26) comparée à celles des milieux semi-urbain (16) et rural (19) (Fig. 3.2). En moyenne, on recense 5 espèces différentes par producteur.

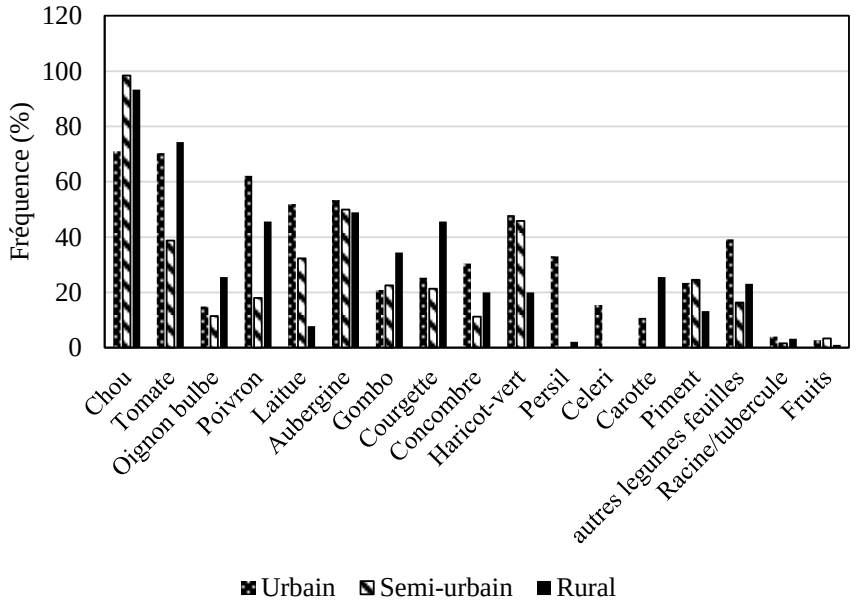


Figure 3.2. Fréquence des cultures maraîchères (% des exploitations) en fonction du type de périmètre maraîcher. Fruits : melon, fraises. Légumes feuilles : feuilles de patate, épinard, niébé, oignon, menthe, oseille, amarante. Racine/tubercule: pomme de terre, betterave, navet.

Dans les trois milieux, la rotation culturale est pratiquée par plus de 90% des producteurs. Les rotations les plus fréquentes en milieu urbain sont laitue-tomate (11%), laitue-chou (18%) et chou-tomate (11%). En milieu semi-urbain : haricot vert-chou (23%), chou-aubergine (20%), laitue-chou (15%) et chou-tomate (12%). En milieu rural : chou-tomate (23%), carotte-chou (14%) et aubergine-chou (13%). Selon les producteurs, les rotations permettent de viser les périodes de forte rentabilité (25%) tout en tenant compte des périodes favorables à chaque espèce (55%). En général, les cultures à cycle court et moins exigeantes en intrants (laitue, haricot vert, l'amaranthe, oseille) viennent en tête de rotation (généralement en octobre) afin de générer

rapidement des revenus pour l'achat des semences des principales cultures maraichères de vente (poivron, chou, tomate) qui coûtent aussi plus cher en entretien du fait de la longueur de leur cycle et de leurs besoins en intrants (insecticide, engrais).

L'association culturale est pratiquée par 90%, 72% et 75% des producteurs urbains, semi-urbains et ruraux, respectivement. Les types d'association sont très diversifiés et les plus courantes en milieu urbain sont : poivron-laitue (43%), tomate-laitue (26%), laitue-autre légume feuille (25%) et chou-laitue (16%). En milieu semi-urbain : chou-laitue (18%), tomate comprenant du maïs à faible densité (12%) et tomate-laitue (10%). En milieu rural: tomate-gombo (44%) ou chou-gombo (30%), tomate-légume feuille (30%) et tomate comprenant du maïs à faible densité (19%) (Tableau 3.1 ; Fig. 3.3). La figure 3.4 illustre des exemples d'enchainement de cultures sur une parcelle au cours d'une année de production.

Tableau 3.1. Fréquence des principaux types d'associations culturales en milieux urbain, semi-urbain et rural.

Milieu	Type d'association	Fréquence (%)
Urbain	poivron-laitue	43
	tomate-laitue	26
	laitue-autres légumes feuille	25
	chou-laitue	16
Semi-urbain	chou-laitue	18
	tomate-maïs (faible densité)	12
	tomate-laitue	10
Rural	tomate-gombo	44
	chou-gombo	30
	tomate-légume feuille	30
	tomate-maïs (faible densité)	19

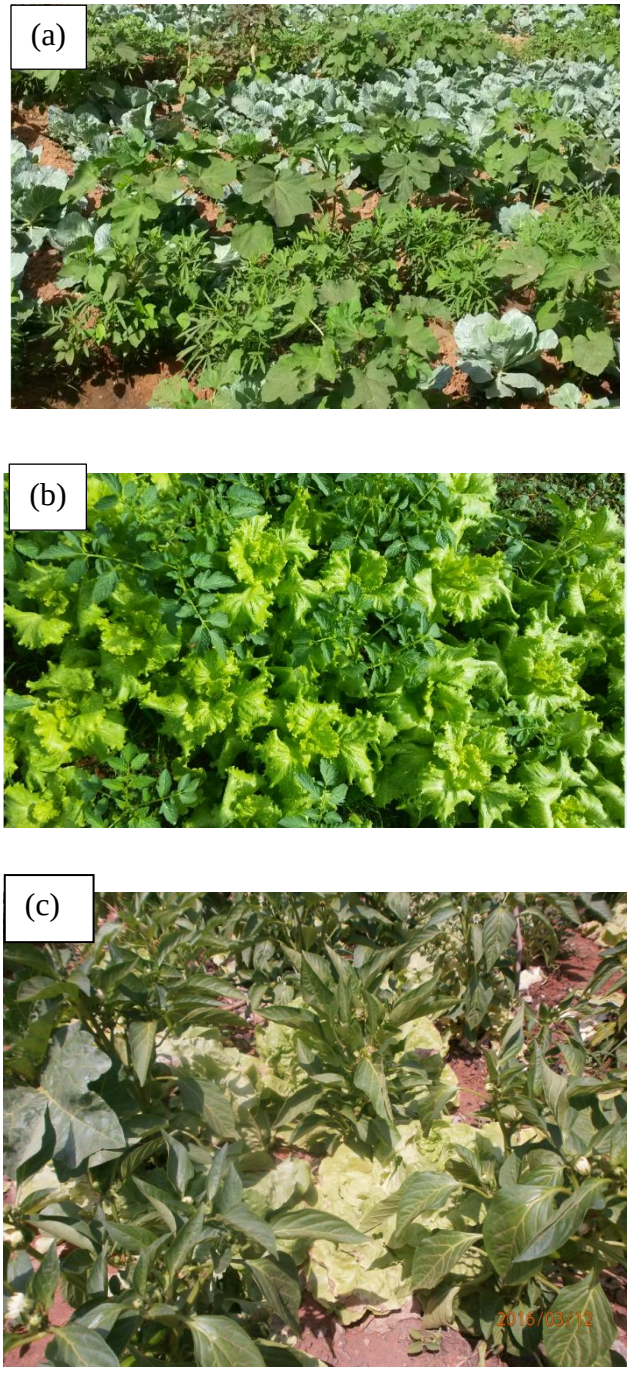


Figure 3.3. Exemples d'associations de cultures. (a) = choux-gombo-oseille ; (b) = tomate-laitue ; (c) = poivron-laitue-aubergine

Selon les producteurs, les associations culturales, en plus de diversifier la production (43%), permettent des rentrées financières plus régulières grâce aux récoltes étalées dans le temps, en particulier les légumes feuilles (92%). Elles permettent aussi parfois de produire des légumes à des périodes moins favorables d'un point de vue climatique mais très intéressantes en termes de prix de vente. Par exemples, le poivron et la laitue se vendent bien en saison chaude qui n'est cependant pas favorable à leur production. En les associant, la laitue conserve l'humidité du sol en réduisant l'évaporation (bénéfique pour le poivron) et en retour, le poivron crée de l'ombre pour la laitue, lui permettant de résister à la forte chaleur.

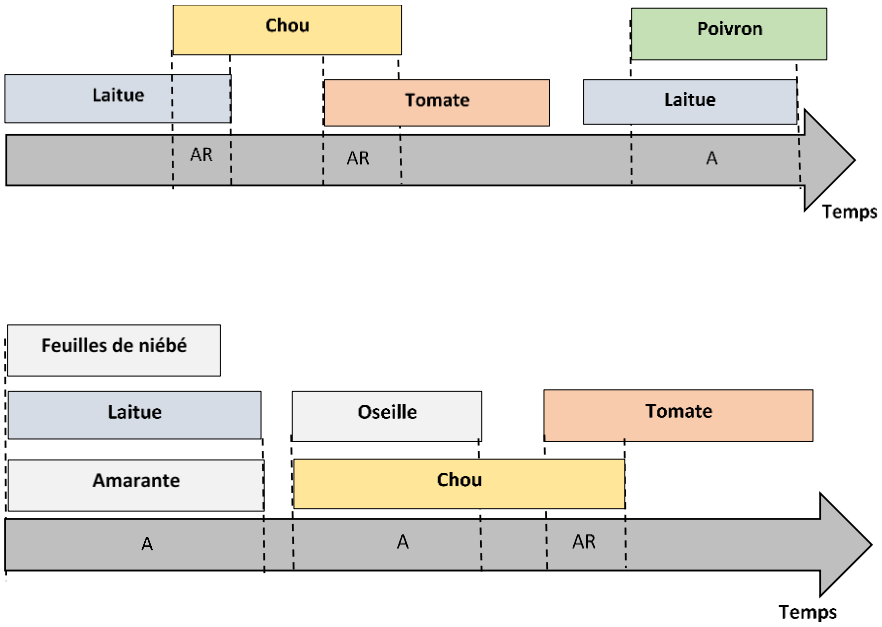


Figure 3.4. Exemple d'enchainement des cultures sur une même parcelle au cours d'une année de production. A= association culturale ; AR = association culturale dû au chevauchement des cultures (culture en relais)

On note globalement des apports plus importants de nutriments N, P et K via les engrais minéraux et organiques en milieu urbain qu'en milieux semi-urbain et rural. Ainsi, les apports totaux de N sur les cultures maraichères sur un cycle

annuel de production représentent en moyenne 1385 kg ha^{-1} an^{-1} en milieu urbain, contre 811 et 767 kg ha^{-1} an^{-1} en milieux semi-urbain et rural, respectivement (Fig. 3.5a). Les cultures les plus fertilisées sont le chou, la tomate, le poivron et le haricot vert avec en moyenne 391, 311, 515 et 267 kg N ha^{-1} $cycle^{-1}$, respectivement (Fig. 3.5b).

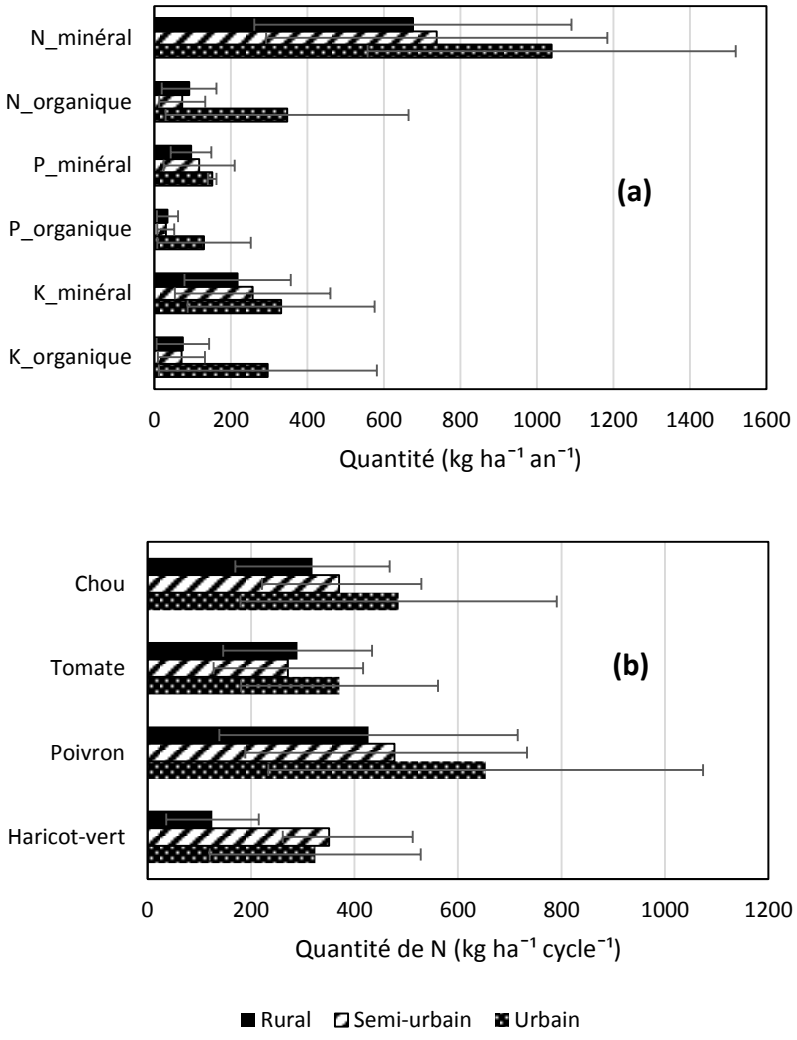


Figure 3.5. Quantités annuelles moyennes (et écart-type) de N, P et K apportées par ha de maraichage sous forme organique ou minérale (a) et quantités de N apportées par ha et par cycle de quelques cultures (b) en milieu urbain, semi-urbain et rural.

La majorité des producteurs utilisent les amendements organiques, cette pratique étant plus présente en milieux urbain et semi-urbain (98%) qu'en milieu rural (83%). Six types d'amendements ont été répertoriés (fumier de bovins, porcins, volailles, ovins, déchets urbains et compost), et leur importance relative varie selon les milieux. L'analyse de la teneur en éléments fertilisants des différents types de fumure montre que les teneurs en azote (N) varient de 0,41% à 1,75%, la teneur en phosphore (P) de 0,14% à 1,03% et la teneur en potassium (K) de 0,51 à 1,13. Les déchets urbains présentent la plus faible valeur fertilisante, suivi du compost (Tableau 3.2). On note une part plus importante des fientes de volailles dans la fourniture de P en raison de sa plus grande richesse en P (Tableau 3.2 ; Fig. 3.5).

Tableau 3.2. Teneurs en éléments fertilisants (N, P, K) des différents types de fumures organiques rencontrés dans les sites maraîchers de la province du Houet (moyenne±eccart-type).

Type de fumure	**n**	**C(%)**	**N (%)**	**P(%)**	**K(%)**	**C/N**
Fiente volaille	7	28,83±4,15	1,75±0.27	1,03±0,26	1,13±0,19	16,47±1,32
Fumure bovine	10	23,99±3,25	1,23±0,29	0,39±0,21	1,11±0,34	19,50±2,21
Fumure porcine	7	22,37±5,29	1,48±0,4	0,55±0,19	0,71±0,14	15,50±3,01
Fumure ovine	7	21,67±4,44	1,27±0,18	0,34±0,15	1,36±0,41	16,78±3,19
Compost	5	10,46±2,04	0,55±0,12	0,15±0,04	0,64±0,24	19,00±6,52
Déchets urbains	9	9,20±1,71	0,41±0,08	0,14±0,01	0,51±0,02	21,33±3,59

La quasi-totalité (98-100%) des maraîchers, tous milieux confondus, utilise aussi la fumure minérale, très souvent de manière fractionnée. Les engrais minéraux constituent la source majeure de la fertilisation des cultures maraichères quel que soit le type de nutriment principal (N, P, K). Ils

représentent en moyenne 75%, 89% et 89% des apports totaux de N en milieux urbain, semi-urbain et rural, respectivement ; 54%, 76% et 72% pour le P, et 53%, 78% et 74% pour le K (Fig. 3.6).

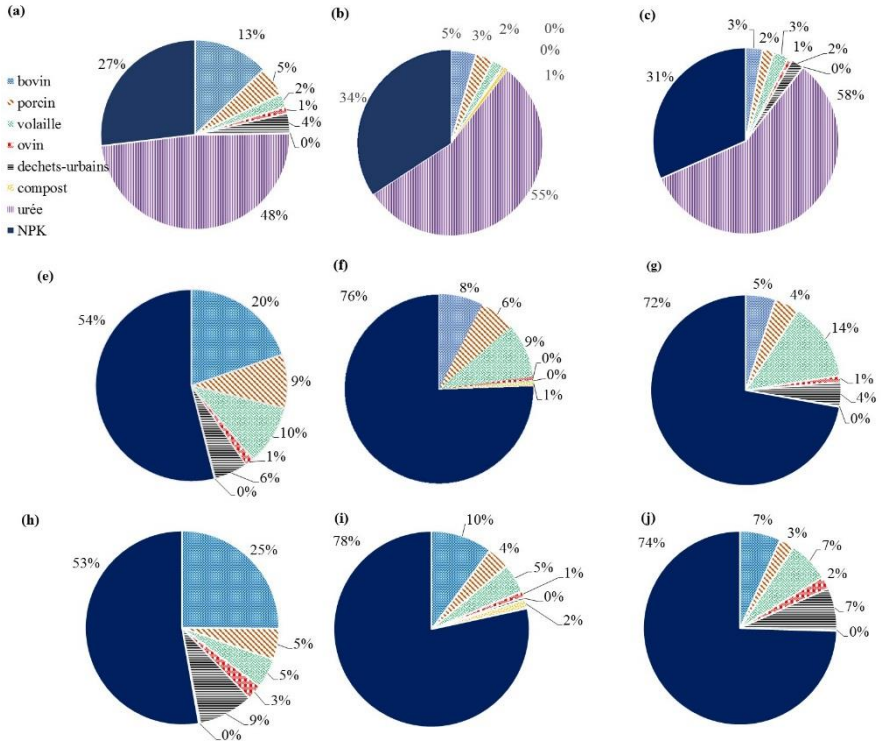


Figure 3.6. Proportions de N (a, b, c), P (e, f, g) et K (h, i, j) totaux apportées sous différentes formes en milieu urbain (a, e, h), semi-urbain (b, f, i) et rural (c, g, j) de la province du Houet**.**

Au total, 35, 29 et 43 préparations commerciales de pesticides ont été recensées en milieu urbain, semi-urbain et rural, respectivement (annexe B). Seuls 40 à 45% des pesticides rencontrés sont homologués pour le maraîchage. Les herbicides à base de glyphosate et Paraquat sont plus particulièrement utilisés en milieux semi-urbain (58%) et rural (66%) mais faiblement utilisés en milieu urbain (18%) car les superficies exploitées y sont plus faibles. Tous les producteurs utilisent les insecticides / acaricides. Les formulations comme le Lambda super (lambda-cyhalothrine 25 g/l ; 71% des maraichers), Tihan

(flubendiamide 100g + spirotetramite75g/l ; 50%), Avaunt (indoxacarb 150 g/l ; 40%), Pacha (acetamipride 10 g/l + lambda-cyhalothrine 15 g/l ; 26%), CAPT 96 (acetamipride + cyperméthrine ; 26%) et Bomec (abamectine18 g/l ; 24%) sont les plus utilisées (annexe 2). Les quantités de matières actives apportées sont les plus élevées sur le poivron, le chou, la tomate et l'aubergine soit parce qu'elles sont très attaquées (cas du choux) ou parce qu'elles contribuent fortement au revenu des maraichers. Selon le milieu, 60 à 73% des producteurs affirment faire le choix des doses selon leur expérience.

Rares sont les producteurs (1 à 2%) qui recourent aux pesticides biologiques achetés en ville ou produits par eux-mêmes (par exemple, des extraits de feuilles et graines de neem (*Azadirachta indica*)). Près de la moitié des producteurs affirment ne pas avoir d'information sur ces types de pesticides et ce malgré le nombre élevé de projets de développement proposant depuis plus d'une décennie ce type d'intrants. En milieu semi-urbain, 42% des producteurs pensent que les pesticides biologiques sont moins efficaces que les pesticides chimiques contre 20% en milieu urbain et 27% en milieu rural. Les autres évoquent la non disponibilité des produits (31, 6 et 17% respectivement en milieu urbain, semi-urbain et rural).

3.3.3 Perception des producteurs de l'impact de leurs pratiques

Globalement, la perception de l'impact néfaste des apports de pesticides et d'engrais croît quand on va du milieu urbain au milieu rural (Tableau 3.3). En ce qui concerne les pesticides, leurs effets négatifs impacteraient avant tout l'eau de surface (50%) et dans une moindre mesure le sol (33%). Peu de producteurs (25%), surtout en milieux urbain et semi-urbain, perçoivent un danger pour les consommateurs de produits maraichers. Tous milieux confondus, les producteurs sont deux fois plus nombreux à attribuer aux engrais minéraux des impacts négatifs sur la qualité du sol (67%) que pour les pesticides (33%) en affirmant que les engrais « tuent » le sol car ils observent à la longue une perte de fertilité des sols recevant des engrais minéraux. Une minorité de producteurs en milieu urbain et environ la moitié en milieux semi-

urbain et rural affirment que les engrais ont un effet néfaste sur l'eau, qui selon eux changent son goût.

Quant à la fumure organique, la quasi-totalité des producteurs affirme qu'elle a un effet bénéfique sur le sol et les cultures maraichères. Tous les producteurs urbains pensent que la fumure organique est sans effet sur la qualité de l'eau des nappes et de surface. Par contre, 28 et 20% des producteurs semi-urbains et ruraux pensent que le fumier, utilisé à forte dose, peut polluer l'eau des rivières.

Tableau 3.3. Proportion des producteurs percevant un impact négatif de leurs pratiques maraîchères sur le sol, l'eau et les cultures

Pratiques		**Milieu**			**Moyenne**	**P-χ2**
		Urbain	**Semi-urbain**	**Rural**		
		Fréquence (%)				
Pesticide chimique	Sol	26,1	33,3	54,3	33,3	0,002
	Eau	31,6	60,5	83,3	49,8	0,0001
	Cultures	19,1	27,3	41,5	24,9	0,01
Engrais minéral	Sol	56,8	78,3	81,4	67,5	0,0001
	Eau	17,1	44,1	56,2	30,3	0,0001
	Cultures	14,5	19,5	30,0	18,3	0,08
Fumure organique	Sol	4,1	7,1	9,1	5,2	0,5
	Eau	0,0	27,6	20,0	7,3	0,0001
	Cultures	3,3	3,6	4,5	3,5	0,95

3.3.4 Typologie des producteurs en fonction des pratiques

La CAH a permis de distinguer 4 groupes d'exploitants (Tableau 3-4). La classe 1 comporte 25% de l'échantillon. Elle regroupe principalement les exploitations de très petites tailles (811 m^2) mais « très intensives » car on y observe les taux d'application de N et les IFT les plus élevés. La part de l'azote

organique dans l'azote total y est cependant la plus élevée. La quasi-totalité des exploitations de cette classe se situe en milieu urbain (84%) avec pour principal mode d'irrigation, l'arrosage manuel avec des arrosoirs (96%).

La classe 2 nommée « classe intensive » (17% de l'échantillon total) est constituée d'exploitations dont la superficie moyenne est de 1119 m² situées en majorité en milieu urbain (56%). La quantité d'azote apportée est réduite de moitié et l'IFT d'un tiers environ par rapport à la classe « très intensive ». Environ un cinquième du N y est apporté sous forme organique et l'arrosage manuel y est dominant (67%).

La classe 3 appelée « moyennement intensive » (16% des exploitations) regroupe les exploitations ayant des superficies maraichères moyennement grandes (2463 m²) situées en majorité en milieu rural (52%). L'apport de N total et la part de l'azote organique est comparable à la classe « très intensive », mais l'IFT est 38% plus faible. L'irrigation est gravitaire dans 57% des cas et utilise l'eau pompée à partir des rivières.

Enfin, la classe 4 nommée « peu intensive » (42 % des exploitations) regroupe les plus grandes exploitations (7829 m²) qui se trouvent majoritairement en milieu rural. Les doses d'azote mais aussi la part de l'azote organique y sont les plus faibles. Les traitements phytosanitaires y sont plus fréquents mais à des doses plus réduites (IFT faible). L'irrigation gravitaire à partir d'eau de rivière pompée est largement dominante (90% des exploitations de cette classe).

Ces différentes classes différencient bien les systèmes maraîchers urbains «intensifs à très intensifs » des systèmes maraîchers ruraux « moyennement à peu intensifs ». En milieu semi-urbain, les exploitations se répartissent de façon relativement homogène entre les 4 classes, avec cependant une prédominance des exploitations « intensives à moyennement intensives ».

Tableau 3.4. Caractéristiques des différentes classes d'exploitations basées sur la typologie des pratiques culturales. Norg/Ntot = rapport azote organique / azote total; IFT = Indice de fréquence de traitements phytosanitaires.

Classe	Super ficie	N total	Norg/ Ntot	IFT	Nombre traitements/ spéculation	Nombre spécula tions	Source d'irrigation		Mode d'irrigation		Milieu		
							Rivière	Puit	Manuel (arrosoir)	Gravi-taire (moto-pompe)	Urbain	Semi-urbain	Rural
	m^2	kg ha^{-1} an^{-1}	-	-	-	-	Fréquence (%)						
Très intensive n=76	811	1828	0,25	65	7	5	46	54	96	4	84	15	1
Intensive n=50	1119	981	0,21	42	5	5	67	33	67	33	56	27	17
Moyennement intensive n=47	2463	1036	0,19	26	5	5	78	22	43	57	20	28	52
Peu intensive n=127	7829	671	0,12	23	9	5	70	30	10	90	25	18	57

3.4 Discussion

Caractéristiques générales

Les superficies cultivées annuellement en maraîchage par exploitation sont en moyenne 3 fois plus faibles en milieu urbain qu'en milieu rural. En milieu urbain, l'exiguïté des parcelles est due au morcellement de la propriété transmise par héritage, à la recherche de terres par des personnes sans emploi en ville pour se lancer dans le maraîchage afin de subvenir à leurs besoins, mais surtout à la pression de l'urbanisation qui réduit inexorablement la surface cultivable en ville. Cette limitation de l'espace cultivable entraine les producteurs vers une stratégie d'intensification qui vise à produire beaucoup sur de petites surfaces, en privilégiant des pratiques habituelles dans ce cas : utilisation à fortes doses de fumures organiques et minérales et de pesticides, associations culturales plus fréquentes. Cette intensification est facilitée en milieu urbain par la proximité des commerçants d'intrants et des marchés, en particulier pour écouler très rapidement les légumes feuilles caractéristiques des associations de cultures. Par ailleurs Robineau (2018) a noté la présence de nombreux éleveurs dans la ville de Bobo-Dioulasso qui maintiennent des relations d'interdépendance avec les maraîchers urbains pour la fourniture de fumier de bovins et de porcs. Aussi, les déchets urbains (ordures ménagères) très partiellement collectées par la municipalité sont laissés au bord des rues ou le long des ruisseaux et deviennent une ressource en fumure organique pour les maraîchers urbains (Robineau et Dugue, 2018). La qualité de ces déchets présente cependant un enjeu particulier en termes sanitaires du fait de la présence possible d'éléments traces métalliques (zinc, cadmium ; Smith et al., 2004), de germes pathogènes pour les humains et peut-être de résidus d'antibiotiques. Des actions de promotion d'amendements organiques de qualité, indemnes d'éléments nocifs, sont à encourager en milieu urbain. Pour cela, il est nécessaire de réaliser en amont une étude de faisabilité afin d'anticiper les éventuels obstacles tels que le coût de la collecte des matières organiques premières et le tri sélectif des ordures ménagères, et la mise en place de filières de production de compost à partir de déchets ménagers et d'agro-industries.

Doses de fertilisants

La majorité des producteurs combinent fertilisation organique et minérale, comme cela a été observé ailleurs (Ahouangninou, 2013 ; Abdulkadhir et al., 2013). Cependant, les apports minéraux sont largement dominants, surtout pour l'azote, même si aucune analyse n'a été faite pour vérifier la qualité de ces engrais. Les apports d'azote varient de 125 à 654 kg N ha^{-1} par cycle de production en fonction des cultures et de la zone (figure 3.3b). Pourtant, selon d'Arondel et Traoré (1990), la dose nécessaire pour les légumes en zone soudano-sahélienne varient selon les cultures de 70 à 140 kg N ha^{-1}. Sangaré (2012), après avoir noté des doses d'azote pouvant atteindre 800 kg N ha^{-1} par cycle, a expliqué ces apports largement excédentaires par une méconnaissance des maraichers de la valeur fertilisante des divers fertilisants et des besoins des cultures. Cet excès d'apports d'azote est préjudiciable à la qualité des eaux souterraines et des cours d'eau et pourrait entrainer des déséquilibres alimentaires pour les consommateurs de légumes feuilles. Il serait donc nécessaire d'élaborer une méthode d'apport raisonnée des fertilisants pour les principales cultures maraîchères et rotations qui soit accessibles aux maraichers généralement non alphabétisés. Pour cela il conviendrait de mieux quantifier les besoins des cultures et rotations annuelles les plus courantes ainsi que la valeur fertilisante des amendements afin de rationaliser les apports (fractionnés, localisés), en priorité pour les exploitations de classes « très intensive », « intensive » et « moyennement intensive ».

La part des engrais minéraux dans les apports totaux de nutriments (N, P, K) est plus élevée en milieu rural malgré une plus grande sensibilité des producteurs de ce milieu aux impacts négatifs de ce type d'engrais sur l'environnement. Ceci pourrait s'expliquer d'abord par des contraintes de disponibilités de la fumure organique pour le maraîchage. En milieu rural, il est certes plus facile de faire de l'élevage qu'en ville mais il faut considérer d'une part que les maraîchers ne possèdent pas tous des animaux d'élevage et d'autre part qu'une culture alimentaire de base comme le maïs pluvial a très souvent la priorité en termes d'utilisation de la fumure organique (Vall et al., 2011). Par ailleurs, les exploitations rurales peuvent manquer de fumure organique et de moyens pour la transporter ainsi que de main d'œuvre nécessaire à son application au vu des plus grandes surfaces cultivées en

milieu rural (jusqu'à 0,78 ha pour la classe « peu intensive »). Particulièrement pour les exploitations de classe « peu intensives », afin de contribuer à améliorer la durabilité des systèmes maraichers, il conviendrait de sensibiliser les maraichers à l'intérêt d'accroitre la part des amendements organiques afin d'aboutir à une combinaison équilibrée entre fumures organiques et minérales. Pour cela et quel que soit le milieu, il convient de développer un élevage bien intégré aux systèmes maraichers et de promouvoir le compostage des ordures ménagères et des résidus de cultures.

Utilisation des pesticides

Tous les producteurs utilisent les pesticides chimiques, qui sont non homologués pour plus de la moitié d'entre eux, tels que déjà rapporté par Son et al. (2017). Parmi les formulations les plus fréquentes, l'Avaunt et le CAPT 96 sont destinés au coton et non aux cultures maraîchères. Le Lamda super (lambda-cyhalothrine 25 g/l), qui est pourtant utilisé par la majorité des maraîchers, n'est pas autorisé par le conseil sahélien des pesticides. Cette même substance active en plus du Paraquat sont interdits par la Commission Européenne (base de donnée de la Commission Européenne) compte tenu de leur toxicité. En recourant aux pesticides chimiques de synthèse, les producteurs visent à garantir l'aspect physique et la rentabilité des cultures dont les coûts de production sont élevés (Ahouangninou, 2013). Le faible niveau d'instruction des producteurs occasionne une méconnaissance des principaux déprédateurs des cultures et des difficultés de lecture des modalités d'utilisation des pesticides figurant sur les emballages, engendrant ainsi une utilisation excessive et parfois inadaptées des produits phytosanitaires (Son et al., 2017). En plus, la mauvaise connaissance des surfaces cultivées rend le calcul des doses difficile pour ceux qui sont non alphabétisés.

De manière générale, il est impératif de réduire la pression des pesticides chimiques dans toutes les classes. Cependant, une attention particulière doit être portée aux producteurs de classe « très intensive » et « intensive » en milieu urbain qui ne semblent pas sensibles aux impacts des pesticides sur l'environnement et à la qualité sanitaire de leur production, compte tenu du fait que la plupart des projets de sensibilisation sont plutôt orientés vers le milieu rural. Les biopesticides étant très mal connu par les producteurs malgré

l'intervention de certains projets, le développement et la promotion de ces biopesticides (par exemple à travers la mise en place de petites unités locales de production d'extraits et d'huiles essentielles de plantes), et la lutte biologique (utilisation de *Trichoderma harzianum,* par exemple, pour réduire la pression fongique tellurique ; Dabire et al., 2016) seraient des actions essentielles en vue de réduire l'usage des insecticides et fongicides chimiques. Enfin, une sensibilisation des consommateurs pourrait inciter les autorités publiques à faire appliquer les lois en vigueur règlementant l'usage des pesticides et conduire les producteurs à modifier leurs pratiques, permettant à ces derniers une meilleure valorisation économique de leurs produits maraichers issus de systèmes de culture agro-écologiques.

En milieu rural, le fort taux d'utilisation d'herbicides totaux sur les parcelles maraichères est surtout lié aux grandes superficies des parcelles et vise à réduire la charge de travail liée au sarclage. Une mécanisation des opérations de sarclage ainsi que la pratique de l'irrigation localisée comme le goutte à goutte permettrait de réduire l'usage des herbicides dans les exploitations des classes « moyennement intensive » et « peu intensive ».

Mode d'irrigation et système de culture

En milieu rural (exploitations des classes « moyennement intensive » et « peu intensive »), pour diminuer la pénibilité du travail et le besoin en main-d'œuvre qui reste souvent très couteuse dans ce milieu (Ahouangninou, 2013), l'irrigation se fait plus souvent à la raie avec des motopompes car les surfaces maraichères y sont relativement importantes (respectivement 0,25 ha et 0,78 ha). La part des eaux de rivières dans l'irrigation croit de la classe « très intensive » à la classe « peu intensive ». Vu la qualité sanitaire souvent moindre des eaux de surface en milieu urbain, liée à des pollutions diverses (métaux lourds ; bactéries) (Diogo et al., 2010 ; Abdu et al., 2011), une sensibilisation particulière mérite d'être menée pour les producteurs concernés en complément d'une meilleure gestion des eaux usées.

Sur l'ensemble des sites, aucun producteur n'a mis en œuvre des pratiques relevant exclusivement de l'agriculture biologique ou agro-écologique au sens global du terme. La pratique des rotations et des associations de cultures

semble cependant bien ancrée chez une majorité de producteurs, formant ainsi une base de travail positive pour faire évoluer le maraichage vers plus de durabilité. Cependant, l'objectif premier de ces associations et rotations n'étant pas de lutter contre les ravageurs, mais plutôt de pallier au manque de terre et pour des raisons économiques, un meilleur encadrement des producteurs pour une amélioration des associations et rotations avec l'usage de plantes répulsives pourrait contribuer à une réduction des quantités de pesticides utilisés.

3.5 Conclusions

Malgré le recours généralisé à des pesticides de synthèse et à la fertilisation minérale par toutes les classes de producteurs, mais particulièrement intensif en milieu urbain, les pratiques de la rotation et des associations culturales et la fertilisation organique mises en œuvre par la majorité des producteurs constituent un atout pour initier la transition agro-écologique des systèmes de culture maraîchers. La typologie des maraîchers basée sur les pratiques de production a permis de définir quatre types d'exploitations présentant des défis spécifiques à relever pour réussir cette transition agro-écologique. Le premier défi commun à tous les types de maraîchers réside dans le développement de méthodes efficaces de gestion intégrées des ravageurs. Le second défi plus spécifique du maraichage urbain est la mise en œuvre d'une gestion raisonnée de la fertilisation des cultures maraichères par une réduction des doses d'engrais, surtout de l'azote. De façon générale, la sensibilisation aux impacts sanitaires et environnementaux des pratiques culturales maraichères doit être renforcée, tout particulièrement en milieu urbain, auprès des producteurs mais peut-être surtout auprès des consommateurs à travers qui pourra émerger une demande pour des produits issus de systèmes de culture plus respectueux de la santé et de l'environnement. Une évaluation socio-économique des freins à l'adoption des pratiques agro-écologiques permettra de mener des actions plus efficaces.

Chapitre 4

Short and long-term impact of urban gardening on soil organic carbon fractions in Burkina Faso[2]

4.1 Introduction

Soil health is essential to ecosystem functioning and human well-being, and soil organic matter (SOM) plays a key role in the soil's ability to maintain its functioning and to provide environmental services. Indeed, SOM promotes nutrient retention, releases nutrients when decomposed, and helps maintain soil structure by forming large, stable aggregates, thereby improving water retention, soil resistance to erosion and providing habitat for soil micro-organisms (e.g. Milne et al., 2015). Soil organic carbon (SOC) storage has also been identified as an effective way to offset the increase in atmospheric CO_2 concentrations worldwide (Smith, 2016; Minasny et al., 2017). Therefore, protecting, restoring, and even increasing the SOC content and stock has become a global priority (Chenu et al., 2019). Loveland and Webb (2003) also stressed the need for further research on the relationship between carbon and soil properties to better understand soil behavior and to improve our understanding of soil quality and related issues.

In tropical smallholder farming systems, SOC content is generally low because of limited inputs of organic amendments and rapid mineralization of SOC (Ouattara et al., 1997; Pallo et al., 2008, 2009). However, urban market gardens may be an exception because of large and frequent inputs of organic amendments, which are made possible by the commercial nature of the activity and easy access to a variety of organic amendments (Robineau and

[2] Adapted from Ouédraogo R., A., Chartin C., Kambiré F., Cédric., van Wesemael B., Delvaux B., Millogo H., Bielders C. L. Short and long-term impact of urban gardening on soil organic carbon fractions in Lixisols (Burkina Faso). Submited to Géoderma.

Dugue, 2018; Ouédraogo et al., 2019). While carbon contents are often below 5 g C kg^{-1} in soils used for rainfed cultivation in Burkina Faso (Pallo et al., 2008), Kiba et al. (2012) reported SOC contents ranging between 7 and 22 g C kg^{-1} in market gardens in the capital Ouagadougou. However, the factors that drive changes in SOC content in a market gardening context have so far received little attention. Besides the type and rate of amendments used by farmers, the accumulation of SOC may be related to the duration of cultivation as well as various soil properties including clay and fine silt content, iron (Fe) and aluminum (Al) oxide content and the level of micro-aggregation (Six et al., 2002; Feng et al., 2013; Trigalet et al., 2016). A better understanding of the temporal dynamics of SOC in urban garden soils and the factors that govern SOC accumulation would help in characterizing the environmental impact of urban gardening and in identifying pathways for improving gardening practices.

Total SOC content is often used as an indicator of soil quality but it has several limitations. Indeed, SOC content may be subject to rapid temporal fluctuations that hinder a robust estimate of SOC turnover, particularly for the more stable forms of SOC (Van Wesemael et al., 2019). It may also be insufficiently sensitive to the effects of soil and crop management practices. For instance, Trigalet et al. (2014) reported that crop residue additions increased the storage of carbon in the stable C fraction, even though no change was detected in the total SOC content. As a result, numerous studies have resorted to fractionation methods in order to characterize more relevant SOC fractions depending on the aim of the study (Zimmermann et al., 2007; Poeplau and Don, 2013; Trigalet et al., 2016). One commonly used approach is to distinguish between a labile fraction that is unprotected and consists of partially decomposed plant residues, and a stable fraction following physical or biochemical stabilization or chemical protection (Trigalet et al., 2017; van Wesemael et al., 2019).

The stable and labile SOC fractions do not have the same sensitivity to changes in management or environmental conditions and do not contribute equally to soil biological activity. The labile fraction is the main energy resource for microflora (Feller et al., 1995). It is rather sensitive to soil management and thus more variable over time. The stable carbon fraction corresponds to SOC protected against microbial mineralization through its

close association with clay and fine silt particles (Baldock and Skjemstad, 2000; Six et al., 2002). It is therefore less sensitive to short-term management impacts.

Various protocols have been developed to separate SOC fractions stabilized by organo-mineral complexes from partially decomposed organic residues (von Lützow et al., 2007; Stewart et al., 2008; Poeplau et al., 2018). Recently, van Wesemael et al. (2019) proposed a simple physical fractionation method for temperate soils. This method first involves shaking of the bulk soil, and then its wet sieving at 20 µm thereby separating the total carbon into a fine and more stable fraction (C<20µm), and a coarse labile fraction (C>20µm). The simplicity of the approach makes it suitable for applications in developing countries where equipment limitations often restrict access to more complex approaches. van Wesemael et al. (2019) showed that the labile and stable C concentrations in temperate soils evolve differently over time in response to changes in management practices. They stated that the ratio of these two C fractions could help predict the short-term evolution of SOC concentrations induced by current management practices. Thus, the implementation of this simple method in routine analyses of arable land could be beneficial to farmers. However, tropical soils have specific chemical and mineralogical properties that may have different effects on SOC fractions (Feller and Beare, 1997; Barthès et al., 2008), and the relevance of this fractionation method has not yet been tested on these soils. In particular, tropical soils dominated by kaolinitic clay and Fe and Al oxides are known to form strong micro-aggregates (Schofield and Samson, 1954; Uehara and Gillman, 1981), which may contribute to SOC stabilization through physical protection (Six et al., 2002) and SOC adsorption on mineral surfaces (Uehara and Gillman, 1981; Lehmann and Kleber, 2015).

The purpose of this study was therefore to assess the combined effects of cultivation duration, soil properties and site characteristics on total as well as labile and stable SOC fractions in a market gardening site of Burkina Faso.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Study area

The study was carried out at the 60-ha, Kuinima market gardening site (N 11°09'21.46''; W 4°14'46.72'') in Bobo-Dioulasso, Burkina Faso (Fig. 2.5). The Kuinima site was chosen because it is the largest market gardening site in Bobo-Dioulasso and the oldest fields have been cultivated for more than 50 years. The dominant soils are Lixisols (Jones et al., 2015). The site is described in detail in the section 2.2.

4.2.2 Fields selection and soil sampling

Field selection and soil sampling is described in section 2.2.1.

4.2.3 Soil analysis

Measurements on bulk soil samples

The soil samples were air-dried and sieved at 2 mm. Particle size distribution (clay: < 2 µm; fine silt: 2 - 20 µm; coarse silt: 20 - 50 µm; fine sand: 50 µm - 0.2 mm; coarse sand: 0.2 – 2 mm) was determined by wet sieving (> 50 µm) and sedimentation (< 50 µm) after destruction of organic matter at the laboratory of the Centre provincial de l'agriculture et de la ruralité of the Brabant Wallon (Belgium). The total carbon (Ctot) and nitrogen (N) contents were determined using a Variomax Dry Combustion CN Analyzer (Elementar Analysensystem GmbH, Germany). Oxalate-extractable Al and Fe (Fe_o + Al_o) contents were determined with a 0.2 M ammonium oxalate extraction solution at pH 3 (solid to liquid ratio of 0.5 g: 50 ml, end-over-end shaking for 4 hours in darkness; Blakemore et al., 1981). Concentrations of Al_o and Fe_o were measured by ICP (ICAP 6500, Thermo-Scientific).

Fractionation procedure

SOC was divided into two pools (C<20µm and C>20µm) based on a physical fractionation scheme adapted from Trigalet et al. (2017) and van Wesemael et al. (2019). One hundred ml of distilled water was added to 20 g of air-dried fine earth and shaken horizontally for 20 min. at 250 rpm to disrupt macro-aggregates. The resulting suspension was first passed through a 50-µm sieve to remove aggregates, sand and coarse free particulate organic matter (POM) in order to avoid clogging during subsequent sieving at 20 µm. The coarse fraction (> 50 µm) was dried at 60°C, weighed and stored at room temperature. The remaining suspension was subsequently passed through a 20-µm sieve. The suspension containing particles < 20 µm was first centrifuged (3600 rpm for 25 min) and the clear supernatant discarded. The < 20 µm and 20-50 µm fractions were then dried at 60°C, weighed and stored at room temperature. Organic carbon content was measured in the fraction < 20µm and reported in g C kg^{-1} of bulk soil (referred as C<20µm) by considering the mass proportion of the fraction within the bulk soil sample. Organic carbon content of the > 20µm fraction (C>20µm) was then determined as the difference between Ctot and C<20µm (Hassink, 1997).

In tropical soils dominated by kaolinite, Fe and Al oxides, micro-aggregation can be especially strong (Schofield and Samson, 1954; Uehara and Gillman, 1981). Mechanical agitation may not destroy these micro-aggregates, which tend to be more resistant than aggregates stabilized by soil organic matter alone (Balesdent et al., 1988). To further characterize the role of these resistant micro-aggregates in C stabilization, 24 samples were subjected to ultrasonic dispersion using a Branson Sonifier 250 at 100 J ml^{-1} as recommended by Hassink (1997) (20 g of soil in 417 ml at 50 W for 15 min). Subsequent sieving, drying and organic carbon content measurements were done as described above. These 24 samples were selected based on their clay and total organic carbon content (Ctot) by means of conditional latin hypercube sampling using the clhs package in R (Minasny and McBratney, 2006).

Henceforth, the subscripts ‘sh’ or ‘so’ complete the references C<20µm and C>20µm in order to specify the fractionation method (by shaking or sonication, respectively) used to obtain the considered fraction.

All analyses were carried out at the Soil science laboratory of the Earth and life institute of the Université Catholique de Louvain (UCL).

4.2.4 Data analysis

A correlation matrix was computed using the Pearson correlation factor. The matrix included all the organic carbon data (i.e., Ctot and associated subfractions C<20µm and C>20µm) and selected soil and site characteristics. The significance level was set at $\alpha = 0.05$. Because the content in C<20µm after sonication (i.e., C<20µm-so) was only determined experimentally for 24 out of 69 samples, a multiple linear regression was fitted (after testing for normality and homo-sedasticity), using the 24 observed values in order to estimate the C<20µm-so content on the basis of soil and site characteristics. A backward stepwise procedure based on the Akaike's Information Criterion (AIC; Akaike, 1974) was applied to determine the significant covariates to be kept in the final model. R^2, root mean square error (RMSE) and ratio of prediction to deviation (RPD) were computed to evaluate the predictive power of the model. The fitted regression was then used to estimate the C<20µm-so content of all 69 samples.

Linear and non-linear regression models were used to describe the evolution of Ctot, C<20µm and C>20µm contents as a function of the duration of cultivation. Since the purpose of these regressions was descriptive rather than for inference, variable transformation was not performed even when homosedasticity conditions were not met.

Conditional inference tree ensembles (CTree) were grown, each over 500 trees (with mtry = 2 using *cforest in party* package in R), in order to assess the contribution of various explanatory variables for explaining Ctot, C<20µm and C>20µm contents. The significance level of all statistical tests was set at $\alpha = 0.05$. The performance of the CTree was estimated by computing the RMSE and the explained variance as the coefficient of determination R^2 (R^2 = 1 – MSE/variance) on the predicted Out-Off-Bag dataset, i.e. the validation dataset.

All the data analysis was performed in R 3.5.0 software.

4.3 Results

4.3.1 General characteristics of soil and organic amendments

The soil texture is sandy loam (IUSS Working Group WRB, 2015) with 64 to 82% sand and 8 to 23% clay (Table 4.1). The total carbon content (Ctot) ranges between 5.5 and 34.2 g C kg^{-1}. The pH is slightly acidic to neutral. The soils are non-saline and rich in oxalate-extractable Fe (average of 811 mg kg^{-1}) and Al (average = 652 mg kg^{-1}).

Tableau 4.1. Descriptive statistics of some soil parameters of the market garden fields

	Clay	Silt	Sand	Ctot	$Fe_o + Al_o$	C/N	pH_{eau}	EC
	%	%	%	g C kg^{-1}	mmol kg^{-1}			µS cm^{-1}
Minimum	8	8	64	5.5	18	9.6	5	17
Maximum	23	16	82	34.2	60	15.9	7.6	255
Mean	12	13	75	19	38	12.7	6.6	101
St. Dev.	3.1	1.8	3.6	7.5	11	1.3	0.6	43.6

St. Dev: Standard deviation; Ctot = total organic carbon; Fe_o+Al_o is the sum of oxalate-extractable Fe and Al contents; EC = Electrical Conductivity

Annual application rates of organic amendments are in the range of 0.87 to 184 t DM ha^{-1} with a mean of 51 t DM ha^{-1}. The types of organic matter supplied by producers are diversified, both within and between fields. They consist mostly of urban waste, cattle, sheep or pig manure, poultry droppings, and compost. These organic amendments have average carbon contents ranging from 9 to 29%, average N contents ranging from 0.41 to 1.75% and an average C/N ratio ranging from 15.5 to 21.3 depending on the type of manure.

4.3.2 Factor explaining the total organic carbon variability

Ctot was significantly correlated to Fe_o+Al_o, which sums the oxalate-extractable Fe and Al contents ($r = 0.8$; $p < 0.05$), and the cultivation duration ($r = 0.69$; $p < 0.05$), and to a lesser extent to the clay and fine silt content ($r = 0.28$ at $p < 0.05$; Table 4.2).

Tableau 4.2. Correlation matrix between soil and site characteristics (N = 69). Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix C.

	Unit	Years	Clay+FS	Ctot	C<20-sh	C>20-sh	C<20-so*	C>20-so*	(C<20-so)-(C<20-sh)*	C/N	Fe_o+Al_o	pH	Qom	Alt.diff
Years	years	**1**	0.24	**0.69**	**0.63**	**0.64**	**0.9**	**0.55**	**0.81**	**0.63**	**0.61**	0.17	0.04	-0.17
Clay+FS	%	0.24	**1**	**0.28**	**0.45**	0.24	**0.52**	0.18	**0.37**	0.08	**0.34**	-0.1	-0.01	-0.01
Ctot	g C kg^{-1}	**0.69**	**0.28**	**1**	**0.39**	**0.99**	**0.74**	**0.98**	**0.85**	**0.55**	**0.8**	0.05	0.06	-0.16
C<20-sh	g C kg^{-1}	**0.63**	**0.45**	**0.39**	**1**	**0.28**	**0.76**	0.21	**0.44**	**0.5**	**0.48**	0.17	-0.18	-0.23
C>20-sh	g C kg^{-1}	**0.64**	0.24	**0.99**	**0.28**	**1**	**0.66**	**0.99**	**0.81**	**0.51**	**0.77**	0.03	0.09	-0.14
C<20-so	g C kg^{-1}	**0.9**	**0.52**	**0.74**	**0.76**	**0.66**	**1**	**0.58**	**0.92**	**0.6**	**0.72**	0.46	0.3	-0.14
C>20-so	g C kg^{-1}	**0.55**	0.18	**0.98**	0.21	**0.99**	**0.58**	**1**	**0.76**	**0.48**	**0.75**	0.02	0.08	-0.13
(C<20-so)-(C<20-sh)	g C kg^{-1}	**0.81**	**0.37**	**0.85**	**0.44**	**0.81**	**0.92**	**0.76**	**1**	**0.51**	**0.68**	0.38	0.35	0.04
C/N	-	**0.63**	0.08	**0.55**	**0.5**	**0.51**	**0.6**	**0.48**	**0.51**	**1**	**0.43**	**0.35**	0.08	-0.09
Fe_o+Al_o	mmol kg^{-1}	**0.61**	0.34	**0.8**	**0.48**	**0.77**	**0.72**	**0.75**	**0.68**	**0.43**	**1**	0.03	-0.09	-0.11
pH	-	0.17	-0.14	0.05	0.17	0.03	**0.46**	0.02	0.38	**0.35**	0.03	**1**	0.18	0.07
Qom	kg DM ha^{-1}	0.04	-0.01	0.06	-0.18	0.09	0.3	0.08	0.35	0.08	-0.09	0.18	**1**	0.03
Alt.diff	m	-0.17	-0.01	-0.16	-0.23	-0.14	-0.14	-0.13	0.04	-0.09	-0.11	0.07	0.03	**1**

Clay+FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Ctot = total organic carbon; C<20-sh and C>20-sh = C content in the < 20 µm and > 20 µm fraction obtained after shaking, respectively; C<20-so and C>20-so = C content in the < 20 µm and > 20 µm fraction, after sonication, respectively ; Fe+Al = oxalate-extractable Fe and Al ; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter); Alt.diff = altitude difference with respect to the river. * N=24

The CTree model explained 62% percent of the variance in Ctot (Fig. 4.1). Fe_o+Al_o is the factor that most influenced the variance of Ctot, followed by the cultivation duration. Additional factors, including texture, only contributed marginally to the conditional inference tree model.

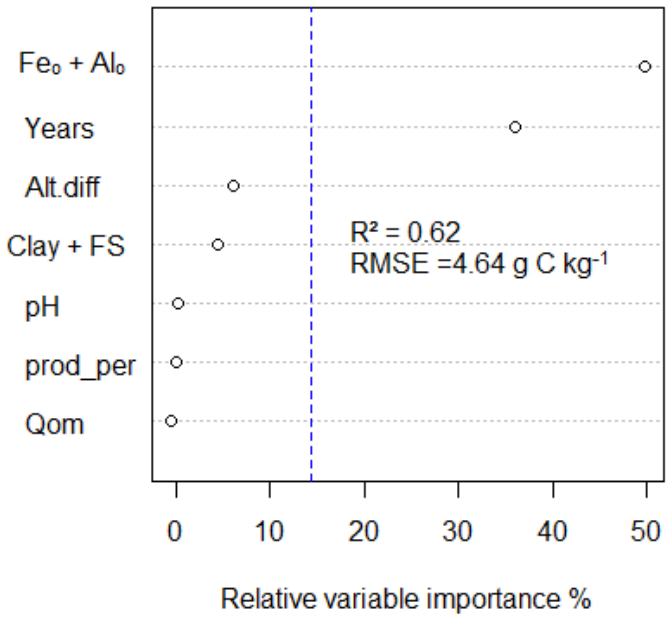


Figure 4.1. Relative variable importance of co-variates in total organic carbon (Ctot) variance explanation by conditional inference tree model (Ctree). The vertical dashed line indicates the mean relative variable importance. Fe_o + Al_o = sum of oxalate extractable contents of iron and aluminum; Alt.diff = altitude difference with respect to the river; Clay + FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Prod_per = production period; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter).

The relationship between Fe_o+Al_o and the total organic carbon (Ctot) was confirmed as strictly linear (R^2 = 0.64; Fig. 4.2).

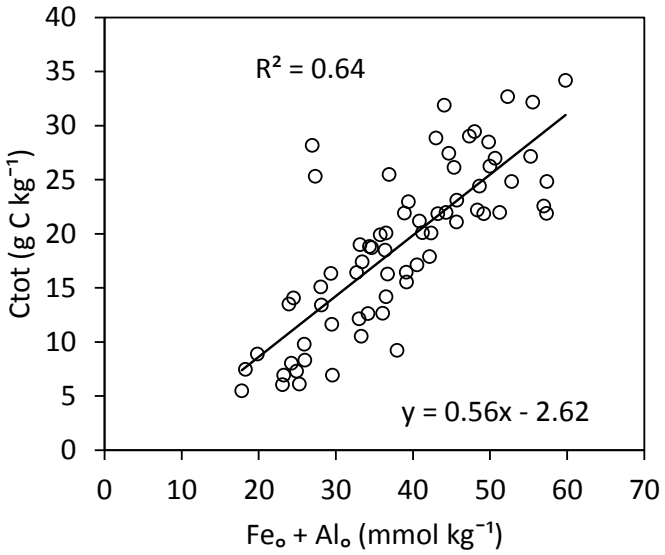


Figure 4.2. Relationship between total organic carbon content (Ctot) and the oxalate-extractable iron and aluminum content (Fe_o + Al_o).

Ctot increased asymptotically with the number of years of cultivation, starting from a mean value of 9 g C kg^{-1} on control plots and stabilizing after approximately 30 years at a mean value of 24 g C kg^{-1} (Fig. 4.3). However, a large variability is observed around the mean trend. The C/N ratio increased linearly from a mean values of 11.7 on control field to 14.0 after 60 years of cultivation (not shown).

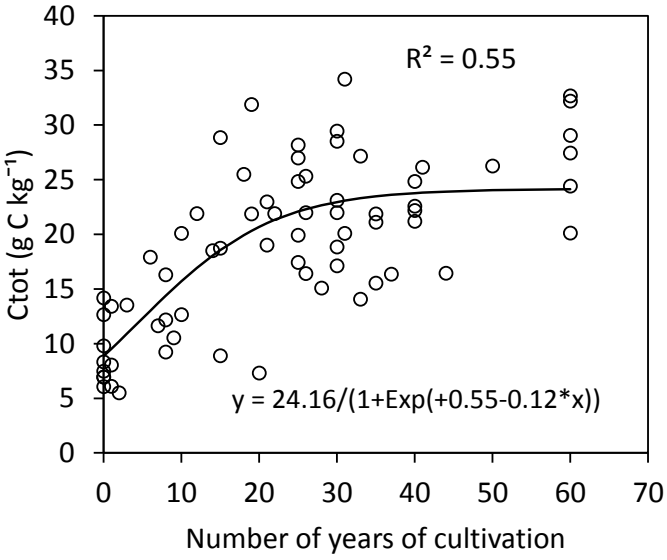


Figure 4.3. Evolution of the total organic carbon content (Ctot) in market garden plots as a function of the number of years of cultivation

4.3.3 Effect of shaking and sonication on fractions mass proportion

After shaking, the weight of the fraction < 20 µm represented between 3 and 10% (mean = 7%) of the bulk soil mass (Fig. 4.4). In comparison, the fraction < 20 µm obtained by texture analysis, i.e. after destruction of soil organic matter by hydrogen peroxide and chemical dispersion, ranged between 13 and 21% (mean = 18%) of the bulk soil mass. Hence, after fractionation by shaking, a large proportion (61% on average) of the < 20 µm particle size class did not pass through the 20 µm sieve, indicating that these particles were part of shaking-resistant micro-aggregates > 20 µm in size. These micro-aggregates may contain significant amounts of occluded carbon. After sonication, the mass proportion of particles < 20 µm was about twice (mean = 15%) that obtained after shaking (Fig 4.4), which is close but still slightly less than the percentage of clay and fine silt obtained through textural analysis.

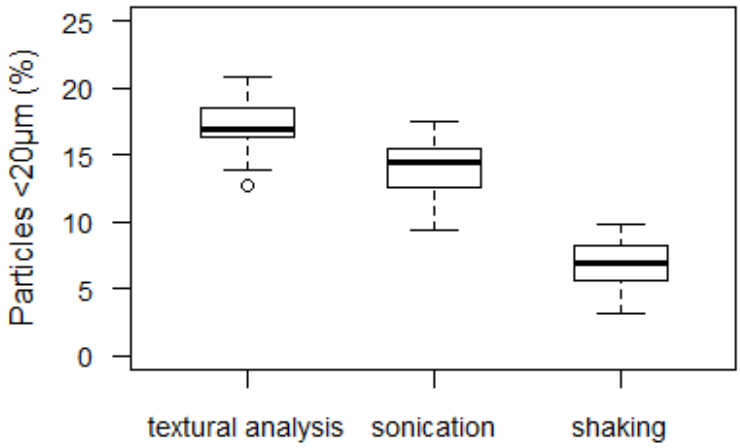


Figure 4.4. Proportion of particles < 20 µm (individual particles and micro-aggregates < 20 µm in size) as affected by the extraction method. N= 24

4.3.4 Factors explaining the organic carbon fractions variability

Based on the 24 samples fractionated through sonication, a multiple linear regression model was fitted in order to estimate the C content in the < 20 µm fraction after sonication (C<20-so). The input covariates preselected and used in the regression procedure described below were: number of years of market gardening cultivation, total organic carbon (Ctot), C<20µm fraction after shaking (C<20-sh), oxalate-extractable Fe and Al (Fe_o + Al_o), clay and fine silt content as measured by textural analysis (Clay + FS), pH, mass of organic amendment (Qom) added during the previous year (dry matter) and altitude difference with respect to the river (Alt.diff). We did not take into account C>20-sh and Ntot because of the very high correlation between these variables and Ctot ($r \geq 0.9$).

The backward stepwise approach showed that C<20-so was mainly explained by the number of years of cultivation, the total carbon content (Ctot), and the C content in the < 20 µm fraction obtained after shaking (C<20-sh). The

prediction performance of the model was excellent with an R^2 of 0.92, an RMSE of 0.66 g kg^{-1} and an RPD of 3.5 (Fig 4.5). Using this model, the C<20-so content was predicted for all 69 samples.

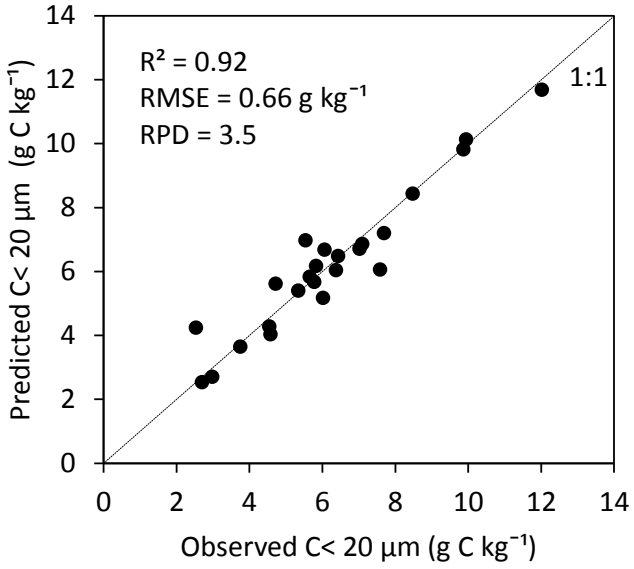


Figure 4.5. Correlation between observed and predicted C content in the < 20 µm fraction after sonication.

Both after shaking and sonication, the C>20µm content was very strongly correlated to Ctot (Table 4.2). Based on the outcome of the conditional inference tree models, Fe_o+Al_o content was the factor that influenced most the C>20µm content after shaking and sonication, followed by the number of years of cultivation (fig 4.6a, b). Regarding the C<20µm content, the number of years of cultivation and the Fe_o+Al_o content were both strongly explanatory, with a significant additional contribution of the soils' clay and fine silt content (obtained by textural analysis; Fig. 4.6c, d).

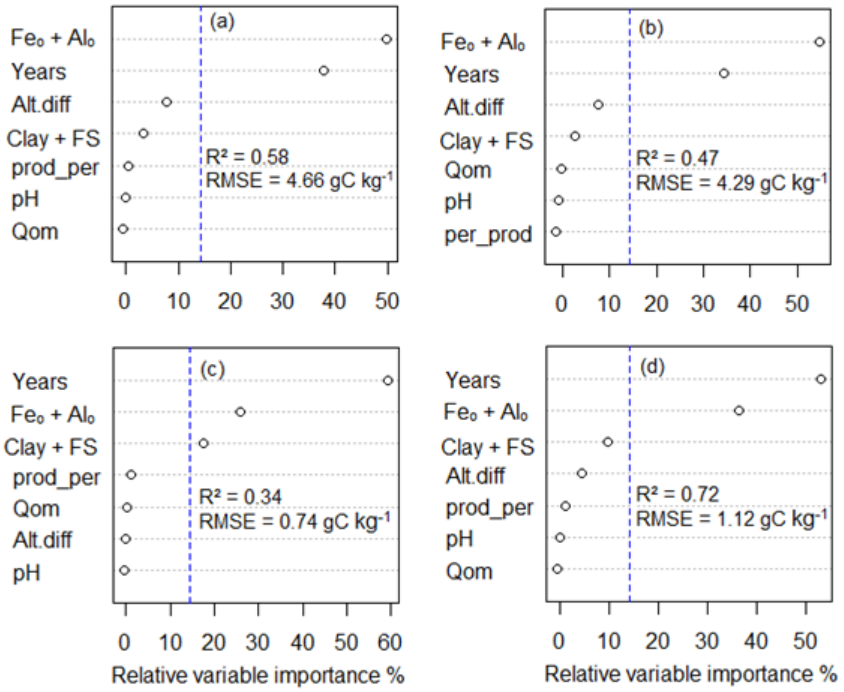


Figure 4.6. Relative variable importance of co-variates in variance explanation of the C content in the > 20 µm fraction after shaking (a) and sonication (b) and of the C content in the < 20 µm fraction after shaking (c) and sonication (d) by means of conditional inference tree models (Ctree). The vertical dashed lines indicates the mean relative variable importance. Alt.diff = altitude difference with respect to the river; Clay + FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Prod_per = production period; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter).

Whether extracted by shaking or sonication, the C<20µm content increased linearly as a function of the number of years of cultivation (Fig. 4.7). However, this relationship was much stronger after sonication ($R^2 = 0.83$) than after shaking ($R^2 = 0.40$). After shaking, the C content in the < 20 µm fraction (C<20-sh) increased from 2.4 g C kg^{-1} initially to 4.5 g C kg^{-1} on average after 60 years. After sonication, the C content in the < 20 µm fraction (C<20-so) increased from 3.3 g C kg^{-1} initially to 10.3 g C kg^{-1} on average after 60 years. On average, the C content in the < 20 µm fraction represents about 15% of the Ctot after shaking and 31% of Ctot after sonication.

Because the C>20µm content is the difference between Ctot and C<20µm, there was a tendency for C>20µm to first increase and then decrease with the duration of cultivation. C>20-sh represented 85% on average of Ctot, with an average of 16.1 g C kg^{-1}, whereas C>20-so represented 69% on average of Ctot, with an average of 13.0 g C kg^{-1}.

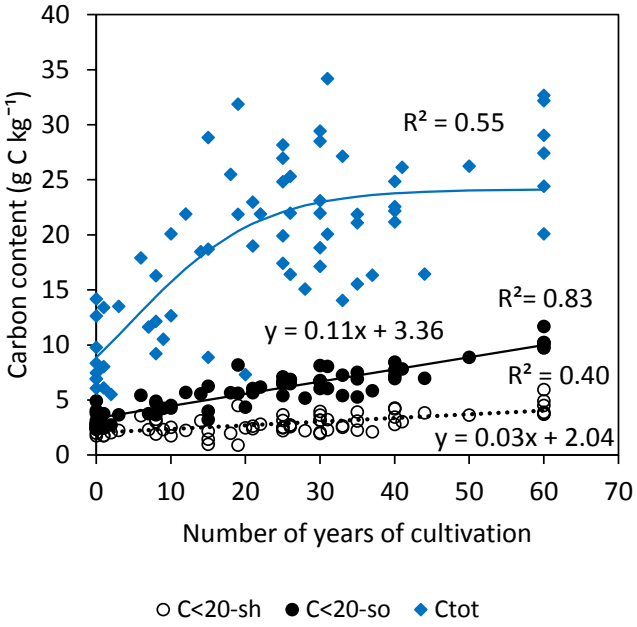


Figure 4.7. Evolution of total organic carbon content (Ctot) and the C content in the < 20 µm fraction after shaking (C<20-sh) and sonication (C<20-so) in market garden plots according to the number of years of cultivation.

There was a linear relationship between Fe_o+Al_o and C<20µm after sonication (R^2 = 0.56; Fig. 4.8a). This relationship is weak for C<20µm after shaking (Fig 4.8a). A linear relationship between Fe_o+Al_o and C>20µm is also observed, whether extracted by shaking (R^2 = 0.59) or sonication (R^2 = 0.56) (Fig 4.8b).

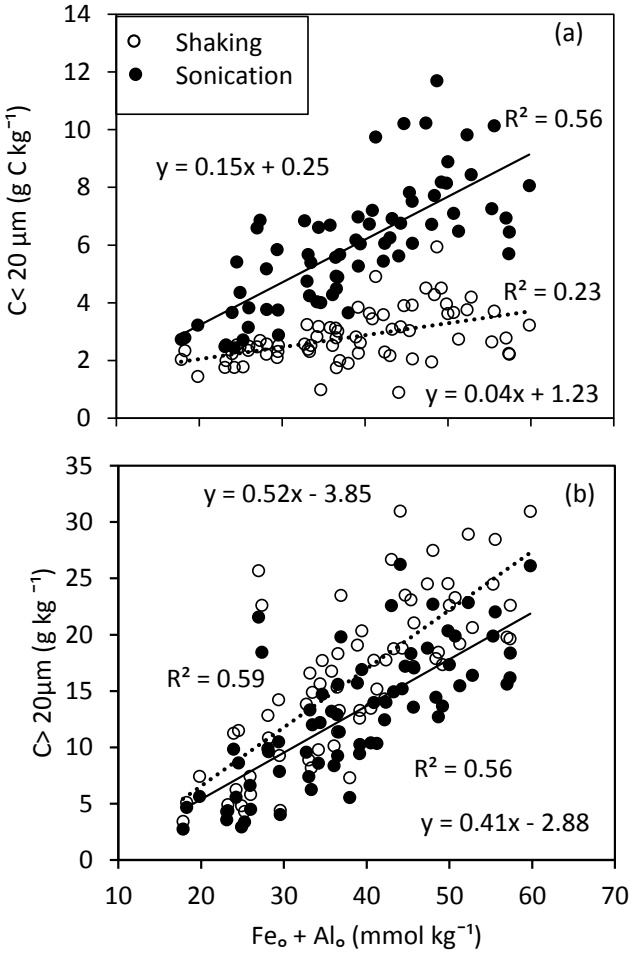


Figure 4.8. Relationship between the C content in the < 20 µm fraction (C<20µm) (a) or the C content in the > 20 µm fraction (C>20µm) (b) after shaking and sonication and the oxalate extractable iron and aluminum (Fe_o + Al_o) contents in market garden plots.

There is also an increase in the content of oxalate-extractable iron and aluminum content with the number of years of cultivation (Fig 4.9).

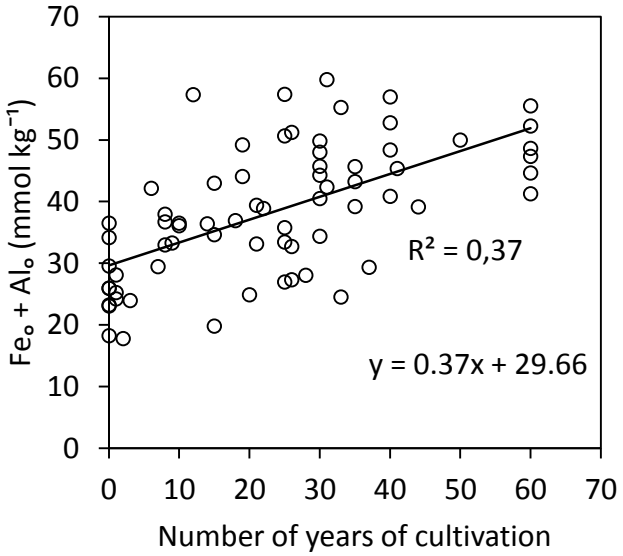


Figure 4.9. Evolution of the oxalate-extractable Fe_o + Al_o content as a function of the number of years of cultivation.

Finally, a significant but weak positive correlation exists between C<20µm and the soils' clay and fine silt content (Table 4.2). This relationship is similar after sonication (R^2 = 0.25) after shaking (R^2 = 0.20) (Fig 4.10). The relationship between C>20µm and the soils' clay and silt content was not significant.

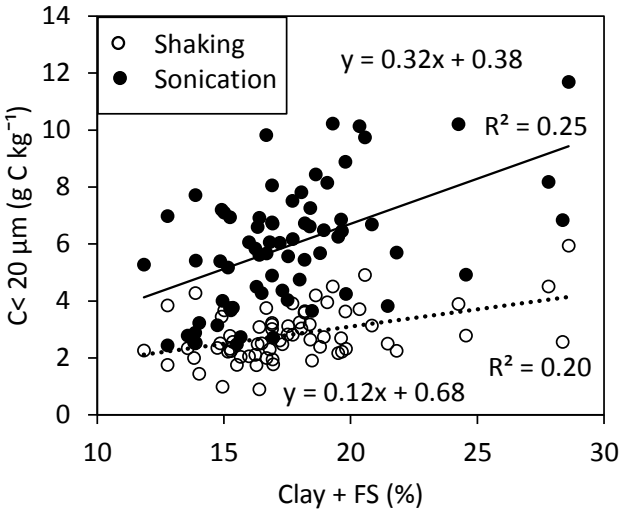


Figure 4.10. Relationship between the C content in the < 20 µm fraction (C<20µm) after shaking or sonication and the clay and fine silt content determined by textural analysis (Clay + FS).

4.4 Discussion

In Kuinima's market garden, the majority of old fields are located near the river, and the most recent fields are furthest away (Fig. 2.5). Millogo (2019) showed that the site expanded over time, starting from the river where access to water for irrigation was easiest. Consequently, a possible bias may have been introduced because fields could not be randomly selected across the site, i.e. recently cultivated fields cannot be found very close to the river and vice-versa. However, the correlation between Ctot and duration of cultivation was stronger than between Ctot and elevation above the river, which would support the fact that the observed trend in Ctot content resulted from cultivation rather than from a pre-existing spatial trend. The analysis by conditional inference tree ensemble (Ctree) confirmed that the difference in altitude between fields and river did not significantly explain Ctot content. Besides, there was no indication of the existence of a textural gradient across the site, as indicated for instance by the lack of correlation between clay and fine silt content (textural analysis) and elevation above the river (Table 4.2). Finally, gardens are small and often delimited by earthen bunds planted with *Moringa oleifera* plants, thereby effectively preventing fine sediment transfer between fields by overland flow.

Effect of the duration of cultivation

The results show that the duration of cultivation was a major factor explaining the evolution of SOC content. This relationship is asymptotic for Ctot. The evolution of Ctot depends on the balance between humification of organic inputs (mostly organic amendments and plant root biomass) and losses during SOM mineralization or because of soil erosion (Chenu et al., 2019). The asymptotic increase in Ctot indicates that, during the first years of cultivation, inputs were larger on average than losses through mineralization, leading to a rapid increase in Ctot, which reached a new equilibrium after several decades (approx. 30 years).

Although the overall trend in Ctot appears positive, a large variability across fields is observed (Fig. 4. 3). Part of this variability may stem from the

variability in initial SOC content, as observed for the control fields for which Ctot varied from 5 to 15 g C kg^{-1}. This large variability in Ctot in control fields can be explained by the fact that some of these fields had been used during the rainy season for annual cropping (e.g., maize) while others had not been cultivated at all. Actually, control fields with the highest carbon contents were those that had not been cultivated previously and were occupied by herbaceous species and shrubs. Additional variability across fields may result from other sources, including variations in oxalate-extractable Fe and Al content (Fe_o+Al_o) across the site, as highlighted by the Ctree model (Fig. 4.1), but also differences in the type and application rates of organic amendments. Indeed, farmers resort to a variety of amendments, from urban waste and compost to various types of manure (cattle, sheep, pig, poultry), which vary widely in terms of composition (mean carbon contents ranging from 9 to 29%, mean N ranging from 0.41 to 1.75% and mean C/N ratio ranging from 15.5 to 21.3 depending on the type of manure). Survey results also indicated a wide range of application rates during the year preceding soil sampling, from < 1 to 184 t DM ha^{-1} yr^{-1} depending on the farmer and type of amendment used. The conditional inference tree model did not highlight the quantity of amendments as a significant variable influencing Ctot variance, but this can be easily understood since the reported quantities relate to the year that preceded the sampling and may not be representative of the mean rates applied since the onset of the gardening activities, especially for the older fields. Finally, additional variability may have resulted from differences in total root biomass that are left to decompose in the soil after harvest, since farmers grow a wide variety of crops (Ouédraogo et al., 2019).

Numerous authors have reported a relationship between total organic carbon and clay and fine silt content (Feller, 1995; Trigalet et al., 2017). In the present study, this relationship was weak, which may in part have resulted from the limited range in clay and fine silt contents across fields. In addition, the clay and fine silt mostly affects the stable organic carbon fraction rather than the total organic carbon and in the present study Ctot is dominated by labile carbon (C>20µm) rather than stable carbon (C<20µm). Finally, the effect of texture on Ctot may have been occluded by the dominant effects of cultivation duration and other management effects.

Role of oxalate-extractable Fe and Al components

Fe_o+Al_o content was strongly related to Ctot. Fe_o+Al_o encompasses two types of soil constituents: short-range-order (SRO) Fe and Al oxides and (Fe, Al)-humus complexes. (Fe, Al) oxides readily interact with 1:1 clay minerals due to electrostatic forces through the positive and negative surface charges of (Fe, Al) oxides and 1:1 clays, respectively (Schofield and Samson, 1954; Uehara and Gillman, 1981). These interactions are even stronger with SRO oxides (Pochet et al., 2007). Oxalate-extractable Fe and Al thus play a key role in the soil micro-aggregation process (Chauvel et al., 1976). In addition, SRO Fe and Al oxides have a greater affinity for organic matter than clay minerals. Indeed, sorption of organic molecules on these oxides is a major mechanism by which Fe and Al can stabilize SOC (Six et al., 2002; Wagai and Mayer, 2007; Schneider et al., 2010; Eusterhues et al., 2014). SRO Fe and Al oxides may therefore be more important as a storage factor for SOC than other mineral components of the soil (Jones and Edwards, 1998; Kaiser and Zech, 1998; Kaiser et al., 2002). More generally, the interactions between organic compounds and nanoscale SRO consisting mainly of Al, Fe, Si polymers are key drivers of carbon storage in soils (Basile-Doelsch et al., 2015). Apart from SRO Fe and Al oxides, (Fe_o + Al_o) also includes (Fe, Al)-humus complexes, which consist of organo-mineral associations (OMA) that play a key role in carbon storage (Deng and Dixon, 2002).

The strong correlation between Fe_o+Al_o and the duration of cultivation questions the mechanisms that may have caused the progressive accumulation of oxalate-extractable Fe and Al components in soils. Caner et al. (2000) in India, Do Nascimento et al. (2004) and Fritsch et al. (2011) in Brazil, and Van Ranst et al. (2019a, 2019b) in Cameroon, observed the transformation of highly weathered, oxide-rich ferrallitic soils into OMA-rich soils that undergo podzolization (Do Nascimento et al., 2004; Fritsch et al., 2011) or andosolization (Caner et al., 2000; Van Ranst et al., 2019a, 2019b). In fact, these studies converge to show that the transformation of ferrallitic soils was driven by the accumulation of soil organic matter (SOM), promoted by changes in climate or microclimate conditions, and iron reduction by bacteria (Caner et al., 2011). A first step is the decrease in the particle size of (Fe, Al) oxides and the increase in Al content of Fe oxide (Fritsch et al., 2005). In a

second step, organic acids dissolve nanoscale Fe and Al oxides, promote the synthesis of OMA involving dissolved organic matter and SRO oxides such as ferrihydrite (Van Ranst et al., 2019b), and eventually form complexes with Al and Fe (Fritsch et al., 2011; Van Ranst et al., 2019b). This process is promoted by the small particle size of (Fe, Al) oxides and by environmental factors that enhance SOM accumulation (Van Ranst et al., 2019b). In our case study, SOM accumulation is directly linked to the intensive and long supply of organic residues in urban gardens.

In line with the above-mentioned studies, we propose that the repeated supply of organic matter in the studied urban gardens has induced SOM accumulation. This process led to the transformation of secondary oxides into small-scale SRO (Fe, Al) oxides that acted as a source of Fe and Al to form (Fe, Al)-humus complexes. In this line, we may explain SOM accumulation through (i) the management practices, (ii) the formation of SRO (Fe, Al) oxides and (Fe, Al)-humus complexes, which both strongly contribute to SOM preservation.

Stable and labile pools of SOC

Following fractionation by shaking, two pools of SOC were obtained. The C<20 µm fraction consists of SOC associated with free fine silt and fine clay particles and SOC present in micro-aggregates smaller than 20 µm (Trigalet et al., 2017). It may also contain fragments of free POM < 20 µm in size (Poeplau et al., 2013), but because of the limited energy exerted during shaking, the latter component should be minimal (Schmidt et al., 1999). Consequently, C<20µm is dominated by organic compounds that are not easily mineralized by soil micro-organisms because they are adsorbed onto mineral surfaces or involved in OMA or trapped within micro-aggregates. The C>20µm fraction on the other hand consists of SOC associated with free coarse silt and sand particles, free POM larger than 20 µm but also SOC trapped inside aggregates that withstood shaking. Hence, this fraction contains labile carbon but it may also contain substantial amounts of SOC inside aggregates that are not easily accessible to soil micro-organisms through physical of chemical protection.

Methodological considerations.

Compared to textural analysis, only 40% of the clay and fine silt particles were recovered by shaking, indicating that micro-aggregates were still a significant part of the fraction > 20 µm after shaking. This was confirmed by sonication, which resulted in a doubling (82%) of the particles < 20 µm fraction (Fig. 4.4). Compared to shaking, sonication caused an increase in the C<20µm content from 6.9 to 14.0 g C kg^{-1} on average. This increase in C<20µm is much higher than the 30% increase reported for temperate soils by van Wesemael et al. (2019). Sonication therefore appears to be a necessity in these tropical soils. It will avoid underestimating the amount of C contained in shaking-resistant micro-aggregates > 20 µm in size. Even so, a small proportion (18% on average) of clay and fine silt particles remained entrapped in aggregates > 20 µm that resisted sonication (Fig. 4.4).

Following the fractionation by shaking and sonication, it becomes possible to identify three carbon fractions (Fig. 4.7). First, a C>20µm-so fraction obtained after sonication, which is associated with coarse silt and sand particles, free particulate organic matter (POM) and a small contribution of micro-aggregates > 20 µm that resisted sonication. Then, a C<20µm fraction which corresponds to intra-aggregate POM as well as C bound to fine silt and clay inside aggregates that resisted shaking but were destroyed by sonication ((C<20-so) – (C<20-sh)). And finally a C<20µm-sh fraction obtained after shaking and containing C associated with free fine silt and clay particles or present inside micro-aggregates smaller than 20 µm which were destroyed by shaking, as explained above.

The C<20µm-sh fraction is only weakly affected by the duration of cultivation (Fig. 4.7). This may result from the low content in clay- and fine silt-sized particles, whose surfaces would be easily covered by organic compounds. Indeed, the level of stable carbon saturation in soil depends on its clay and fine silt content (Hassink, 1997; Six et al., 2002; Feng et al., 2013). In addition, kaolinite, which is expected to dominate the clay fraction of the studied soils, has a low specific surface area. The small rate of increase in the C<20µm-sh fraction over time may result from increased trapping of SOC inside micro-

aggregates < 20 µm in size. Nevertheless, given such a low rate of increase, the opportunity for C storage in this fraction appears very limited.

In contrast, the C<20µm-so fraction strongly increases with the duration of cultivation. Assuming that most of this fraction was linked to shaking-resistant micro-aggregates > 20 µm in size, this indicates that there is a strong potential for C storage in micro-aggregates >20 µm in these soils. The stronger correlation observed between Fe_o+Al_o and C<20µm-so compared to Fe_o+Al_o and C<20µm-sh would corroborate that sonication disrupts micro-aggregates > 20 µm in size that were largely stabilized by SRO Al and Fe oxides. Van De Vreken et al. (2016) also reported a linear relationship between Fe and Al oxides and the C<20 µm fraction.

Because of the linear increase in the C<20-so content and the asymptotic increase in Ctot, the C>20µm-so fraction first increases with the duration of cultivation, then decreases. The initial increase likely resulted from the fact that the application rates of organic amendments initially exceeded the SOM mineralization rate, leading to the accumulation of SOC mostly in the C>20µm-so pool. However, it appears that some of this SOC was progressively entrapped inside shaking-resistant micro-aggregates. When the total Ctot accumulation rate becomes lower than the rate of increase of C<20µm-so, i.e. when more C is transferred to the C<20µm-so pool than there is C accumulation in the soil, the C>20µm-so begins to decrease.

The fractionation by shaking and sonication thus revealed that a significant amount of carbon got stabilized over time in a > 20 µm pool which resisted shaking yet was destroyed by sonication. This pool is most likely dominated by micro-aggregates as well as by OMA associations. Preferential carbon storage in aggregates is an ideal indicator for long-term preservation (Denef et al., 2004; Kong et al., 2005). Aggregation creates a physical barrier between decomposers and soil organic matter. This favored carbon storage by up to 5.85 g kg^{-1} after 60 years (Fig. 4.7), comparable to that obtained by van Wesemael et al. (2019) in temperate zones albeit for soils richer in clays of 2:1 type. The preferential stabilization of SOC by micro-aggregates linked to the presence of Fe and Al oxide is a major asset in the fight against climate

change, especially since SOC storage has become a global priority to offset the increase in atmospheric CO_2 concentration.

Effect of organic manure.

Given the positive evolution of the SOC content, we can conclude that the intensive use of organic manure in market gardening improves soil quality by maintaining the SOC content above the sustainable production threshold which, for tropical soils, varies between 2.5 and 13.7 g C kg^{-1} for a clay and fine silt content ranging between 5 and 40% (Feller, 1995). It is also likely to have a positive effect on soil biological quality as several authors established a close relationship between organic carbon content and soil biological activity (Feller, 1995; van Wesemael et al., 2019). However, given the observed increase in C/N ratio with the number of years of cultivation, the impact of the large additions of organic amendments of mixed origins on soil biological activity needs to be verified.

4.5 Conclusion

Through the intensive use of organic amendments, market gardening practices have a positive effect on the dynamics of SOC. Total organic carbon content increased asymptotically with the duration of cultivation. One observes a rapid increase in the labile fraction > 20 µm in size, which has a potentially positive effect on soil biological fertility. Concurrently, part of this carbon is stabilized by association with clay and fine silt particles. There is also a significant physical stabilization in the micro-aggregates favored by iron and aluminum components that are both SRO xides and OMA. In our case study, market gardening transforms soil components, improves SOC preservation, and thus helps mitigate the impact of climate change through organic carbon stabilization.

In our case study, the best predictors of SOC content are the duration of cultivation and (Fe_o + Al_o), i.e. the sum of oxalate-extractable (Fe, Al) contents. These two parameters should be considered in SOC stabilization estimation models with similar physicochemical properties. When

considering the fractionation of tropical soils, sonication should be considered as simple agitation would result in an underestimation of the C<20µm fraction, given the importance of the microaggregation on SOC stabilization here.

Although carbon stocks were not quantified in the present study, the large carbon storage in the C<20µm fraction may indicate a strong C sequestration potential in the tropical soils that were investigated.

Chapitre 5

High-input market gardening operations improve soil biological activity in Bobo Dioulasso (Burkina Faso)

5.1 Introduction

Maintaining the soil's quality is key to ensure sustainable crop production and its many other contributions to ecosystem functioning (Bünemann et al., 2018). Among the three components of soil quality, biological quality is of particular importance given the ubiquity of processes mediated by soil microorganisms and their influence on ecosystem stability and fertility (Smith and Papendick, 1993). Indeed, microorganisms play a crucial role in biogeochemical cycles and participate in the formation of soil structure (Harris and Birch, 1989). Numerous studies show the decisive role of biological activity for many soil functions such as carbon storage and climate change mitigation, nutrient decomposition and cycling, or detoxification of toxic substances (Brussaard et al., 1997; Doran et al., 2000).

With regard to the soil's biological quality, various indicators have been proposed to facilitate soil monitoring. Biological indicators range from indicator organisms to biological processes (e.g., respiration) to specific organic molecules (e.g., enzymes) whose monitoring allows early diagnosis of changes in the environment (Haynes, 1999; Ramade, 2008). Microbial biomass carbon (MBC) reflects the size of the microbial population and has been used to assess the status of land degradation (Ross et al., 1982). It is sensitive to crop and soil management practices such as the application of organic manure and mineral fertilizers (Böhme et al., 2005), crop rotation (Yusuf et al., 2009), tillage and fallowing (Wang et al., 2008; Liu et al., 2010). Soil enzymatic activities are also regularly used as indicators of soil quality (Bastida et al., 2008; Trasar-Cepeda et al., 2008) because they intervene in the decomposition and synthesis of organic matter, nutrient cycling as well as availability and biodegradation of toxic organic pollutants (Dick, 1997; Nannipieri et al., 2002). They are well-suited for soil quality monitoring

because of their rapid response to changes in the soil environment and their easy, quick and inexpensive quantification (Dick, 1997). Another frequently used indicator is soil respiration, as it reflects the ability of the soil to support soil life, including crops, soil fauna and microorganisms. It is a measure of the level of microbial activity, in particular in response to changes in the content and quality of soil organic matter (SOM) (USDA, 2009).

In developing countries, urban market gardening practices are often characterized by intensive use of pesticides, organic amendments and chemical fertilizers with the ultimate goal of maximizing production and profitability with little regard to environmental side effects (Sangaré, 2012; Abdulkadhir et al., 2013; Lehmann et al., 2017; Son et al., 2017; Lompo et al., 2018; Ouédraogo et al., 2019). This has raised considerable concern among researchers and development stakeholders about the impact of continuous and intensive vegetable production on human health (Ahouangninou et al., 2011; Bempah et al., 2011; Lehmann et al., 2017) but also on water resources (Sall et Vanclooster, 2009; Abdu et al., 2011; Abdulkadhir et al., 2015; Lehmann et al., 2017; Lompo et al., 2018), air quality (Predotova et al., 2010) and soil resources (Kiba et al., 2012; Abdulkadhir et al., 2013). Several studies in sub-Saharan Africa have documented the impacts of crop and soil management practices on market garden soils, but such studies are generally restricted to soil nutrient balances (Kiba et al., 2012; Abdulkadhir et al., 2013; Lompo et al., 2018). One exception is the study by Naré et al. (2014) in Burkina Faso who showed a decrease in soil enzymatic activities following the application of three pesticides used in market gardening. However, until now, the short and medium-term impact of market gardening practices on indicators of soil biological activity remain very scarce.

Nevertheless, given that biological activity is highly sensitive to soil management, one may expect that intensive market gardening practices will impact soil biological activity. In addition to the negative effects that intensive pesticide use could have on soil microorganisms (Bünemann et al., 2006; Naré et al., 2014; Pose-Juan et al., 2017), other practices can also compromise soil biological activity. Because farmers frequently rely on urban refuse as soil amendment or use waster water for irrigation, soil contamination by heavy metals has been documented in some cities (Adjia et al., 2008; Abdu et al.,

2011). Garcia et al. (2000) observed a decrease in microbial biomass and soil enzyme activities related to heavy metals contained in composted urban solid waste in Spain. Smejkalova et al. (2003) showed that a range of microbial activity indicators are affected by soil heavy metal contamination such that they could be used as sensitive indicators of soil pollution by heavy metals. On the other hand, fertilizer application can increase soil biological activity by increasing system productivity, crop residue return and organic matter content (Böhme et al., 2005; Bünemann et al., 2006; Trasar-Cepeda et al., 2008; Geisseler and Scow, 2014). Crop rotation and the addition of organic amendments can also positively affect soil biological activity (Somenahally et al., 2018). Organic amendments such as manure, compost, or urban refuse are a direct source of carbon for soil organisms. By stimulating plant growth, such amendments are also an indirect source of carbon through the recycling of plant roots and crop residues (Bünemann et al., 2006). A study by Haynes et al. (1999) in New Zealand on the effect of intensive vegetable production revealed a decrease in soil organic matter over time that resulted in a significant decrease in soil microbial activity. On the contrary, in a previous study on a market gardening site in Burkina Faso, a significant increase in labile SOC according to the number of years of cultivation was highlighted (Ouédraogo et al., submitted).

Since potentially harmful practices coexist with practices that could have positive effects on soil biological quality, their consequences on soil biological activity should be verified. The objective of this research was therefore to evaluate the impact of market gardening on the short (< 10 years) and long-term (>10 years) evolution of the biological activity of the soil.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Study area

The study was carried out at the 60-ha Kuinima market gardening site. The site is described in section 2.2.

5.2.2 Field selection and sampling

Field selection and soil sampling is described in section 2.2.1.

5.2.3 Soil analysis

Soil physical and chemical attributes

Particle size distribution (5 fractions) was determined by sieving (> 50µm) and sedimentation (< 50µm) after destruction of organic matter at the laboratory of the Centre provincial de l'agriculture et de la ruralité of the Brabant Wallon (Belgium). Soil pH was measured in a 1:2.5 soil: water suspension.

Total carbon and nitrogen content were determined using a Variomax Dry Combustion CN Analyzer (Elementar Analysensystem GmbH, Germany) of the geography research group (ELI, UCL). SOC was divided into two pools (< 20 µm and > 20 µm) based on a physical fractionation scheme adapted from Trigalet et al. (2017) and van Wesemael et al. (2019). One hundred ml of distilled water were added to 20 g of air-dried fine earth and shaken horizontally for 20 min. at 250 rpm to disrupt macro-aggregates. The resulting suspension was first passed through a 50 µm sieve to remove aggregates, sand and coarse free particulate organic matter (POM) in order to avoid clogging during subsequent sieving at 20 µm. The coarse fraction (> 50 µm) was dried at 60°C, weighed and stored at room temperature. The remaining suspension was subsequently passed through a 20 µm sieve. The suspension containing particles < 20 µm was first centrifuged (3600 rpm for 25 min.) and the clear supernatant discarded. The < 20 µm and 20-50 µm fractions were then dried at 60°C, weighed and stored at room temperature. SOC content was measured on the bulk soil sample and on the fraction < 20 µm. SOC content of the > 20 µm fraction was determined from the difference between the SOC content in the bulk soil and the SOC content in < 20 µm fraction (Hassink, 1997). All SOC contents are reported in g C kg^{-1} bulk soil, i.e., they are not expressed per unit mass of each fraction. The carbon content of the > 20 µm and < 20 µm fractions are hereafter referred to as 'C>20µm' and 'C<20µm', respectively.

Enzyme activity

Enzymatic activities were measured by means of the colorimetric analysis of the products released by the enzyme when the soil sample was incubated in a suitable substrate under standard conditions. To determine the activity of betaglucosidase, a para-Nitro-Phenyl ß-D-glucopyranoside substrate with an incubation period of 2 h at 37°C was used according to the method described by Hayano (1973). Urease activity was determined using 2 M urea as a substrate under standard conditions (2 h at 37°C) (Makoi and Ndakidemi, 2008). Acid phosphatase activity was measured using p-nitrophenylphosphate (PNP) 15 mM as substrate in a modified universal buffer (MUB) at pH 6.5, incubated for 1 hour at 37°C (Tabatabai et al., 1969). The activity of fluorescein di-acetate (FDA) was quantified with FDA substrate, incubated for 1 hour at 30° C according to the method described by Adam and Duncan (2001). The absorbance of the products was determined using a spectrophotometer (Genesys 20). Enzyme activities were expressed in micrograms of product per gram of dry soil per hour (i.e., absolute activity). Specific enzymatic activities per unit of SOC or per unit of microbial biomass were also calculated by dividing absolute enzymatic activity by SOC content or by microbial biomass carbon, respectively.

For each field, the geometric mean of enzymatic activities (GME) was calculated as follows (Paz-Ferreiro *et al.*, 2012) (equation 5.1).

$$GME = (Beta\text{-}glucosidase * FDA * Phosphatase * Urease)^{1/4} \qquad (5.1)$$

Biochemical activities

Soil microbial biomass carbon (MBC) was determined on dry soil samples by the chloroform fumigation method followed by KCL extraction of the alpha amino acids constituting the microbial biomass (Vance et al., 1987). The determination of the amino N-alpha content of lysed and non-lysed samples was performed by colorimetry of the amino Ninhydrin-alpha nitrogen complex with a Technicon (Seal-Analytical) Auto-analyzer 3 QuAAtro AQ 2. The amino N-alpha content of microbial biomass was obtained from the difference between amino N- alpha content of fumigated and non-fumigated samples. The microbial carbon content (expressed in µg g^{-1} of dry soil) was obtained after multiplication by a coefficient of 21 (Schinner et al., 1995). The

microbial quotient (Qmic) was calculated by dividing the microbial carbon content by the total organic carbon content (Ctot) (Rutgers et al., 2009).

The mineral NH_4^+ and NO_3^- (extracted by KCl) content was determined simultaneously by continuous flow colorimetry on non-fumigated dry samples. The determination of ammonium was based on the formation of a complex colored by ammonium ion, sodium salicylate and chlorine in an alkaline medium. The determination of nitrate was done by reducing nitrate to nitrite by hydrazine sulfate in the presence of copper sulfate. The Nmin/Ntot ratio was obtained by dividing the sum of NH_4^+ and NO_3^- content by the total nitrogen content (Ntot).

Basal soil respiration (µg C-CO_2 $g^{-1}h^{-1}$ soil) was determined using a gas chromatograph (MTI 200) (micro-catharometer) equipped with a thermal conductivity detector (TCD). Dry soil samples were re-wetted to 80% of the water retention capacity, and then stored in tightly closed vials. The CO_2 concentration was measured at the initial time and the vials were incubated in the oven at 28°C (±0.5 C). Then CO_2 measurements were taken every 24 hours for 7 days from the initial time. The microbial quotient (Qmic) was calculated by dividing MBC content by Ctot (Rutgers *et al*., 2009).

All analyses on soil biological activities were performed at the Laboratoire mixte international intensification écologique des sols (LMI-IESOL) in Dakar (Sénégal).

5.2.4 Data analysis

Linear regression analyses were done with Excel and R software. Since the purpose of the regressions was descriptive rather than for inference, no variable transformation was performed even when homosedasticity conditions were not met. The cook's distance criterion was used to detect outliers; outiers were not included in the regression. A Pearson correlation matrix between covariates and biological activities was calculated. The significance level for all statistical tests was set at $\alpha = 0.05$. A multivariate principal component analysis was used to identify the variables that explain the different biological activity indicators.

5.3 Results

As mentioned in the previous chapter, the soils were mostly sandy loam (IUSS Working Group WRB, 2015) (Table 4.1). The total carbon content ranged between 5.5 and 34.2 g C kg^{-1} with a C/N ratio ranging from 9.6 to 15.9. Soils had a pH on average close to neutral and were non-saline. However, there are a few farms with an acid pH.

The doses of organic amendments applied ranged from 0.87 to 184 t DM ha^{-1} $year^{-1}$ with an average of 51 t DM ha^{-1} $year^{-1}$. Farmers use very diverse types of organic amendments, both within and between fields. These are mainly municipal waste, cattle, sheep or pig manure, poultry excrement and compost. Depending on the type, the average nutrient content varies from 9 to 29% for carbon, from 0.41 to 1.75% for N and from 15.5 to 21.3 for the C/N ratio.

Farmers apply 1274 kg N ha^{-1} $year^{-1}$ on average through mineral fertilizers. Farmers also intensively use pesticides, with an average phytosanitary treatment frequency index (PTFI) of 48. Irrigation relies exclusively on well water for all producers.

5.3.1 Soil biological activity indicators

Enzymatic activity values of fields cultivated for more than 50 years increased on average by 62% for betaglucosidase, 51% for phosphatase, 49% for FDA, and 94% for urease compared to the control fields (Fig. 5.1a-d). All enzymatic activities were significantly correlated, but the highest correlation was observed between the FDA and betaglucosidase ($r = 0.56$). All four enzymatic activities increased significantly and mostly linearly ($p<0.05$) with the number of years of cultivation. However, 78 to 90% of the total variance could not be explained by the duration of cultivation, reflecting high variability between fields. This unexplained variance was reduced by the use of the geometric mean of enzymatic activities, which shows a clearer increase over time (Fig. 5.1e).

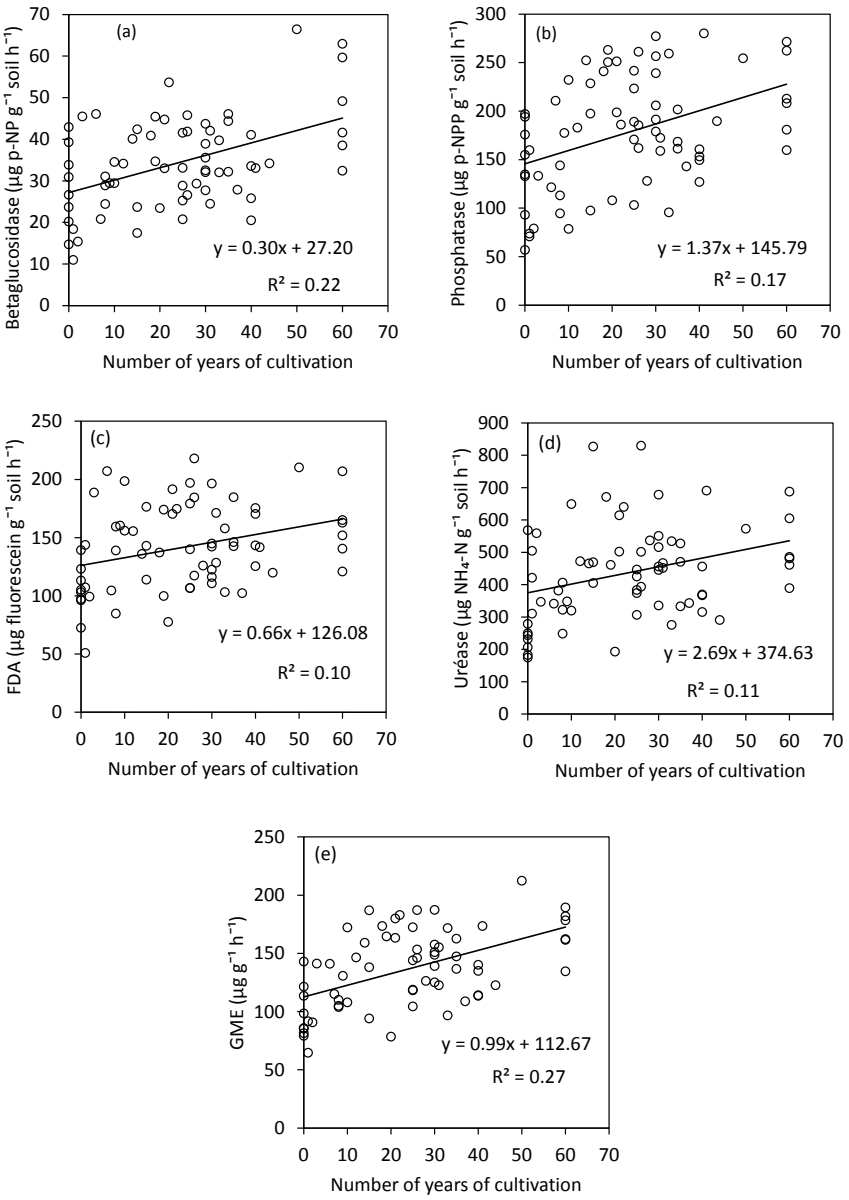


Figure 5.1. Evolution of enzymatic activities as a function of the number of years of cultivation: betaglucosidase (a), phosphatase (b), fluorescein di-acetate (FDA) (c), urease (d), and geometric mean of enzyme activities (GME) (e).

Basal respiration increased significantly over time, from 0.59 on average for control fields to 1.09 µg C-CO_2 g^{-1} soil h^{-1} after 60 years of cultivation (Fig. 5.2a). The increase was largely linear, although the highest respiration rates were observed after 20-30 years. Variability between plots not explained by the duration of cultivation was again very high ($R^2 = 0.13$). Microbial biomass content varied widely across plots, from 12 to 114 µg MBC g^{-1} soil, but with no clear temporal trend (Fig. 5.2b).

As opposed to microbial biomass carbon, there was an asymptotic increase in total organic carbon content over time ($R^2 = 0.55$), reaching 24 g C kg^{-1} after about 30 years (Fig. 5.2c). The C/N ratio also increased over time, on average from 11.7 for control fields to 14.0 after 60 years of cultivation (Fig. 5.2d). The trend was linear with much lower variability than Ctot, MBC, basal respiration or enzymatic activities.

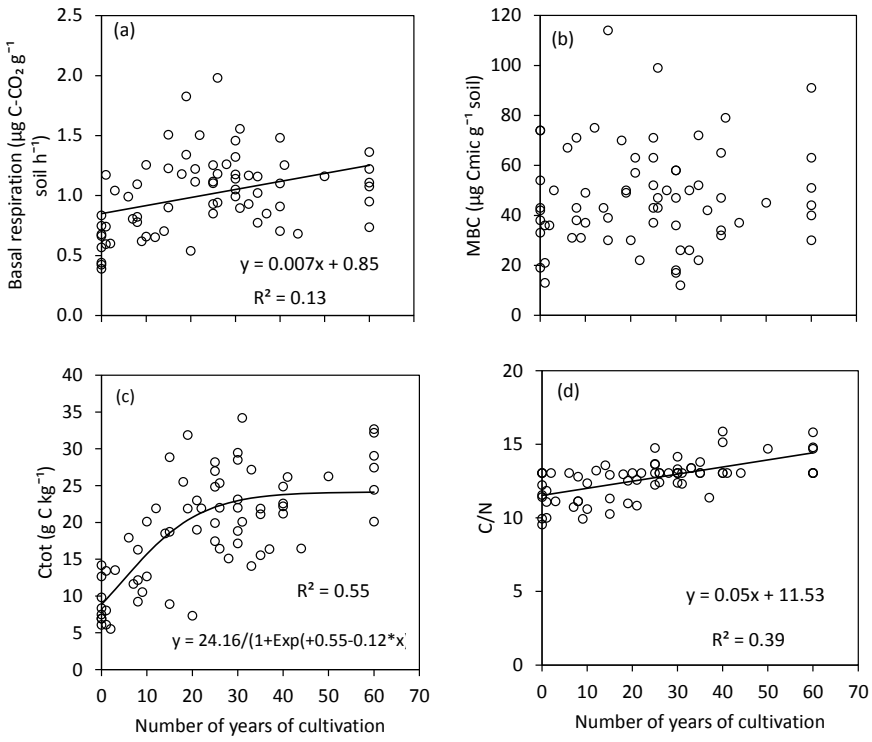


Figure 5.2. Evolution of basal respiration (a), microbial biomass carbon (MBC) (b), total organic carbon (c), and C/N ratio (d), as a function of the number of years of cultivation

NH_4^+ content ranged between 2 and 41.2 µg N-NH_4^+ g^{-1} whereas NO_3^- content varied between 9.5 and 114.8 µg N-NO_3^- g^{-1} (Fig. 5.3a, b). NO_3^- was the dominant form of N in all samples, representing between 50% and 98% of the total mineral N. The duration of cultivation had no effect on the N-NH_4^+ content, whereas there was a tendency for N-NO_3^- to increase with time ($p < 0.05$). For both indicators, variability was again high. As for total C, there was an asymptotic increase in total N content over time ($R^2 = 0.47$). Total N content increased from 0.79 g N kg^{-1} on average on control fields to 1.88 g N kg^{-1} after 60 years of cultivation (Fig. 5.3c). Depending on the plot, total mineral N ($NH_4^+ + NO_3^-$) represented between 2% and 9% of the total N.

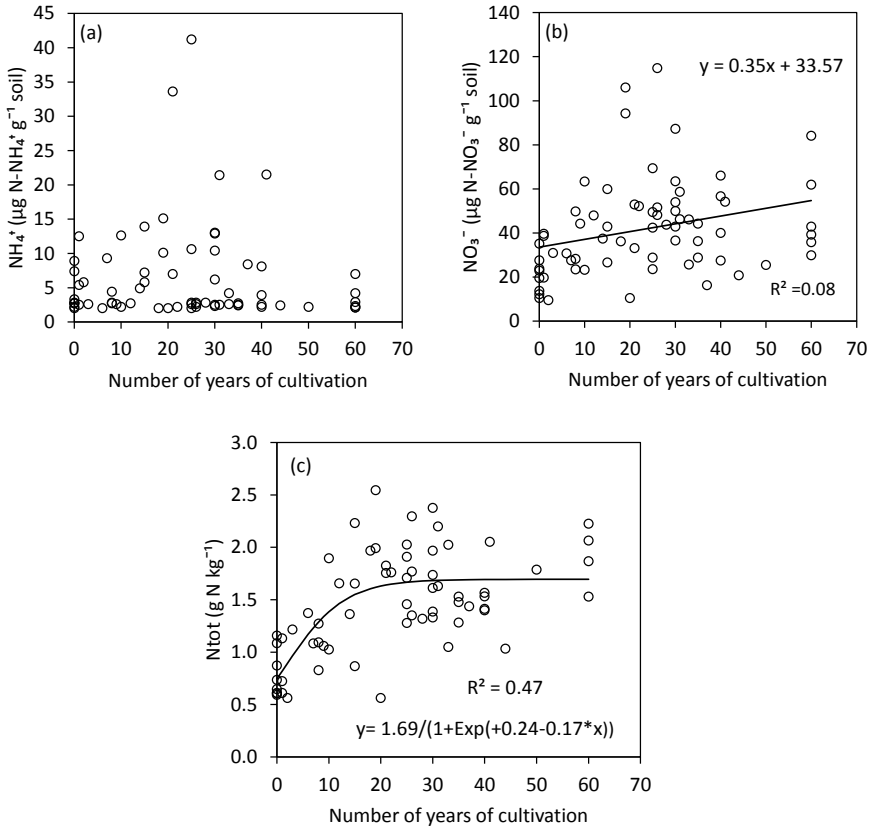


Figure 5.3. Evolution of NH_4^+ (a), NO_3^- (b), total nitrogen (Ntot) (c), as a function of the number of years of cultivation

Finally, there were strong correlations between FDA and basal respiration (r = 0.52), urease and basal respiration (r = 0.64) and between NO_3^- content and basal respiration (r = 0.66) (Table 5.1). The correlation between betaglucosidase or phosphatase and basal respiration, although not strong, was statistically significant. There was no significant correlation between MBC and basal respiration. MBC was generally weakly correlated to enzymatic activities.

5.3.2 Relationship between biological indictors and other soil properties

The correlation matrix (Table 5.1) shows that the GME (r = 0.78), phosphatase (r = 0.61), FDA (r = 0.57), betaglucosidase (r = 0.56) and urease (r =0.56) are all positively correlated with Ctot. Ctot is also strongly correlated with the basal respiration (r =0.61) and nitrate content (r = 0.49) (Table 5.1). The correlation between Ctot and MBC is significant but weak (r = 0.28).

Tableau 5.1. Correlation matrix between biological activity and soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix D

	Units	Year	Clay.FS	Ctot	C>20	C<20	C/N	Ntot	pH	Bglu	Phos	FDA	Urease	GME	Resp	MBC	Qmic	NH_4^+	NO_3^-	Nmin/Ntot
Year	years	**1**	**0.24**	**0.69**	**0.64**	**0.63**	**0.63**	**0.71**	0.17	**0.47**	**0.41**	**0.32**	**0.32**	**0.52**	**0.37**	0.08	**-0.53**	-0.02	**0.29**	-0.19
Clay.FS	%	**0.24**	**1**	**0.28**	0.24	**0.45**	0.08	**0.31**	-0.14	**0.45**	**0.41**	**0.29**	0.23	**0.46**	0.18	0.2	-0.15	0.09	**0.32**	0.11
Ctot	g C kg^{-1}	**0.69**	**0.28**	**1**	**0.99**	**0.39**	**0.55**	**0.88**	0.05	**0.56**	**0.61**	**0.57**	**0.56**	**0.78**	**0.61**	**0.31**	**-0.58**	0.09	**0.49**	-0.19
C>20	g C kg^{-1}	**0.64**	0.24	**0.99**	**1**	**0.28**	**0.51**	**0.96**	0.03	**0.55**	**0.65**	**0.49**	**0.58**	**0.77**	**0.66**	**0.28**	**-0.55**	0.15	**0.61**	-0.12
C<20	g C kg^{-1}	**0.63**	**0.45**	**0.39**	**0.28**	**1**	**0.5**	0.21	0.17	**0.48**	0.23	**0.35**	0.04	**0.39**	0.11	0.1	**-0.31**	-0.23	0.09	-0.19
C/N	-	**0.63**	0.08	**0.55**	**0.51**	**0.5**	**1**	**0.36**	**0.35**	**0.46**	0.14	0.23	0.1	**0.32**	0.18	0.21	**-0.25**	**-0.26**	0.17	**-0.29**
Ntot	g C kg^{-1}	**0.71**	0.31	**0.88**	**0.96**	0.21	**0.36**	**1**	-0.04	**0.52**	**0.71**	**0.52**	**0.67**	**0.82**	**0.73**	**0.29**	**-0.54**	**0.25**	**0.69**	-0.04
pH	-	0.17	-0.14	0.05	0.03	0.17	**0.35**	-0.04	**1**	**0.34**	**-0.32**	0.12	-0.1	0.01	-0.11	0.13	-0.04	**-0.45**	-0.17	**-0.37**
Bglu	µg g^{-1} h^{-1}	**0.47**	**0.45**	**0.56**	**0.55**	**0.48**	**0.46**	**0.52**	**0.34**	**1**	**0.47**	**0.56**	**0.33**	**0.77**	**0.33**	**0.3**	-0.24	**-0.3**	0.24	**-0.36**
Phos	µg g^{-1} h^{-1}	**0.41**	**0.41**	**0.61**	**0.65**	0.23	0.14	**0.71**	**-0.32**	**0.47**	**1**	**0.36**	**0.48**	**0.79**	**0.44**	0.23	**-0.34**	**0.27**	**0.44**	-0.07
FDA	µg g^{-1} h^{-1}	**0.32**	**0.29**	**0.57**	**0.49**	0.35	0.23	**0.52**	0.12	**0.56**	**0.36**	**1**	**0.42**	**0.75**	**0.52**	**0.35**	-0.23	-0.07	**0.35**	-0.15
Urease	µg g^{-1} h^{-1}	**0.32**	0.23	**0.56**	**0.58**	0.04	0.1	**0.67**	-0.14	**0.33**	**0.48**	**0.42**	**1**	**0.74**	**0.64**	0.23	**-0.37**	0.1	**0.49**	0.02
GME	µg g^{-1} h^{-1}	**0.52**	**0.46**	**0.78**	**0.77**	**0.39**	**0.32**	**0.82**	0.01	**0.77**	**0.79**	**0.75**	**0.74**	**1**	**0.64**	**0.36**	**-0.42**	0	**0.51**	-0.19
Resp	µg g^{-1} h^{-1}	**0.37**	0.18	**0.61**	**0.66**	0.11	0.18	**0.73**	-0.11	**0.33**	**0.44**	**0.52**	**0.64**	**0.64**	**1**	0.13	**-0.44**	0.15	**0.66**	0.12
MBC	µg g^{-1}	**0.08**	0.2	**0.31**	**0.28**	0.1	0.21	**0.29**	0.13	**0.3**	**0.23**	**0.35**	**0.23**	**0.36**	**0.13**	**1**	**0.45**	-0.13	**-0.01**	-0.36
Qmic	Mg g^{-1}	**-0.53**	-0.15	**-0.58**	**-0.55**	**-0.31**	**-0.25**	**-0.54**	-0.04	-0.24	**-0.34**	-0.23	**-0.37**	**-0.42**	**-0.44**	**0.45**	**1**	-0.21	**-0.44**	-0.15
NH_4^+	µg g^{-1}	-0.02	0.09	0.09	0.15	-0.2	**-0.26**	0.25	**-0.45**	**-0.3**	**0.27**	-0.07	0.1	0	0.15	-0.13	-0.21	**1**	0.23	**0.42**
NO_3^-	µg g^{-1}	**0.29**	**0.32**	**0.49**	**0.61**	0.09	0.17	**0.69**	-0.17	0.24	**0.44**	**0.35**	**0.49**	**0.51**	**0.66**	-0.01	**-0.44**	0.23	**1**	**0.57**
Nmin/Ntot	µg g^{-1}	-0.19	0.11	-0.19	-0.12	-0.2	**-0.29**	-0.04	**-0.37**	**-0.36**	-0.07	-0.15	0.02	-0.19	0.12	**-0.36**	-0.15	**0.42**	**0.57**	**1**

Clay + FS = clay + fine silt; Ctot = total organic carbon; C<20 and C>20= C in the < 20 µm and > 20 µm fraction, respectively; Ntot = total nitrogen; Bglu = betaglucosidase; GME = geometric mean of enzyme activities, Resp = basal respiration, Nmin/ Not = mineral and total nitrogen ratio; MBC = microbial biomass carbon. Qmic = microbial quotient.

After carbon fractionation, it appears that the C>20µm fraction is correlated with biological activity indicators to a similar extent as Ctot (Table 5.1), in particular with the GME (Fig. 5.4a) and basal respiration (Fig. 5.4b). On the contrary, correlations are always lower and often not significant with the C<20µm fraction (Table 5.1).

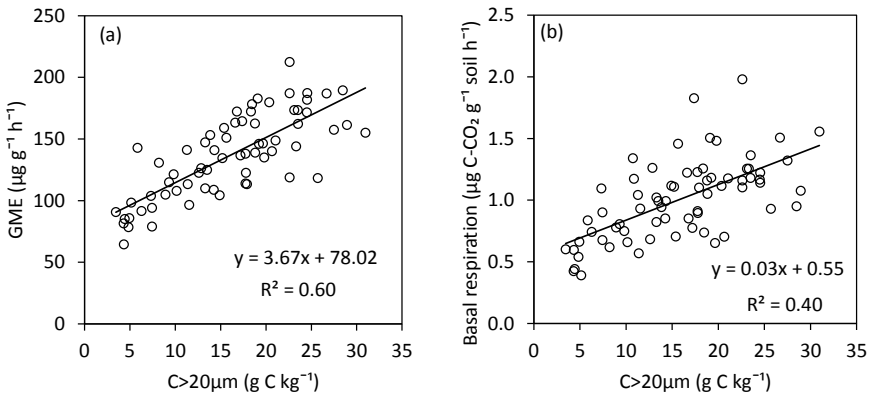


Figure 5.4. Evolution of geometric mean of enzyme activities (GME) (a) and basal respiration (b) according to the C>20µm fraction.

Enzymatic activities, especially betaglucosidase and phosphatase, are well correlated to clay+fine silt content (Table 5.1). Strong correlations are also found between biological activity indicators and Ntot (Table 5.1; Fig. 5.5). This is most pronounced for phosphatase (r= 0.71), urease (r = 0.67), the GME (r = 0.82) and basal respiration (r = 0.73). Unsurprisingly, NO_3^- content is well correlated to Ntot.

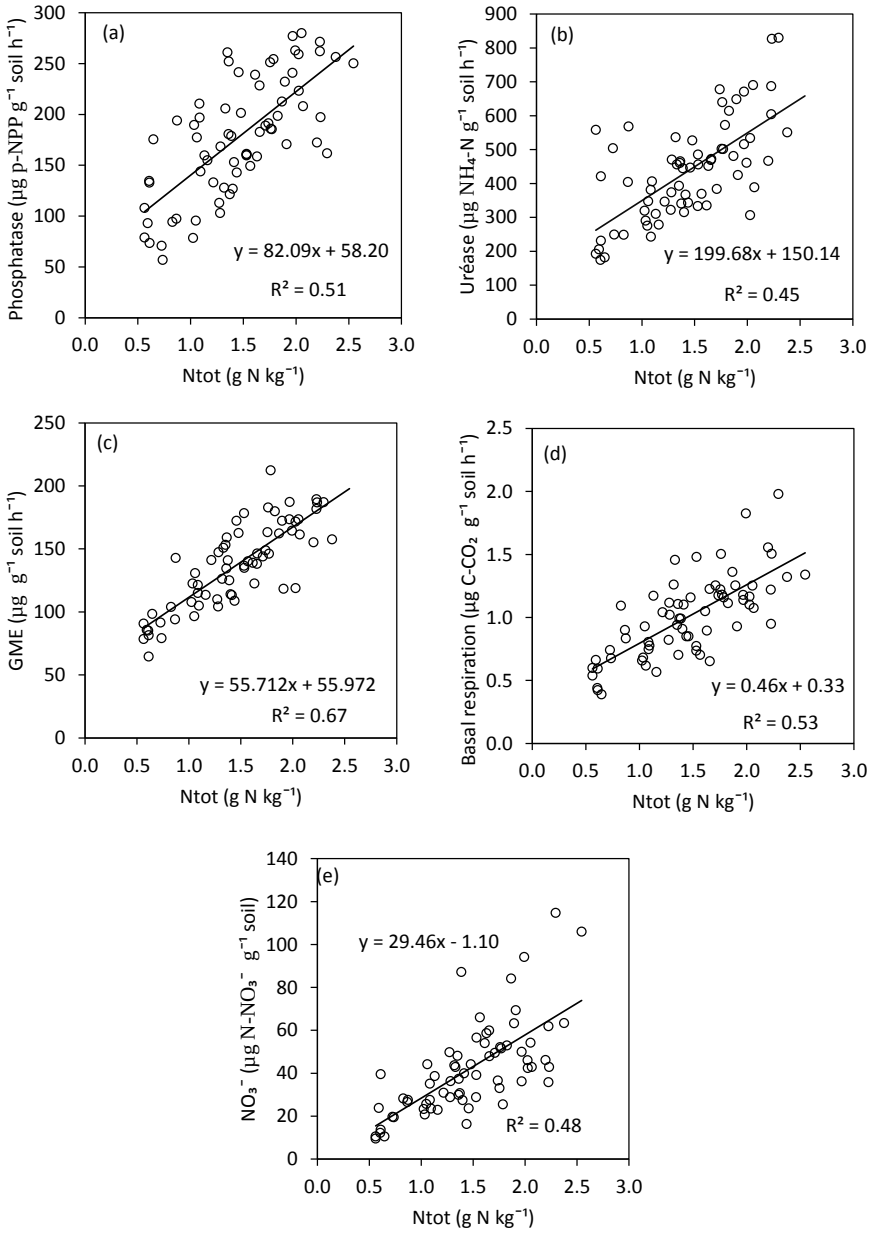


Figure 5.5. Evolution of phosphatase activity (a), urease activity (b), geometric mean of enzymes activities (c), and basal respiration (NO_3^-) (e) according to the total nitrogen content.

Specific enzyme activities per unit carbon are positively correlated with the C<20µm / C>20µm ratio and this correlation is strong especially with betaglucosidase (r = 0.71) and the GME (r = 0.75) (Fig. 5.6).

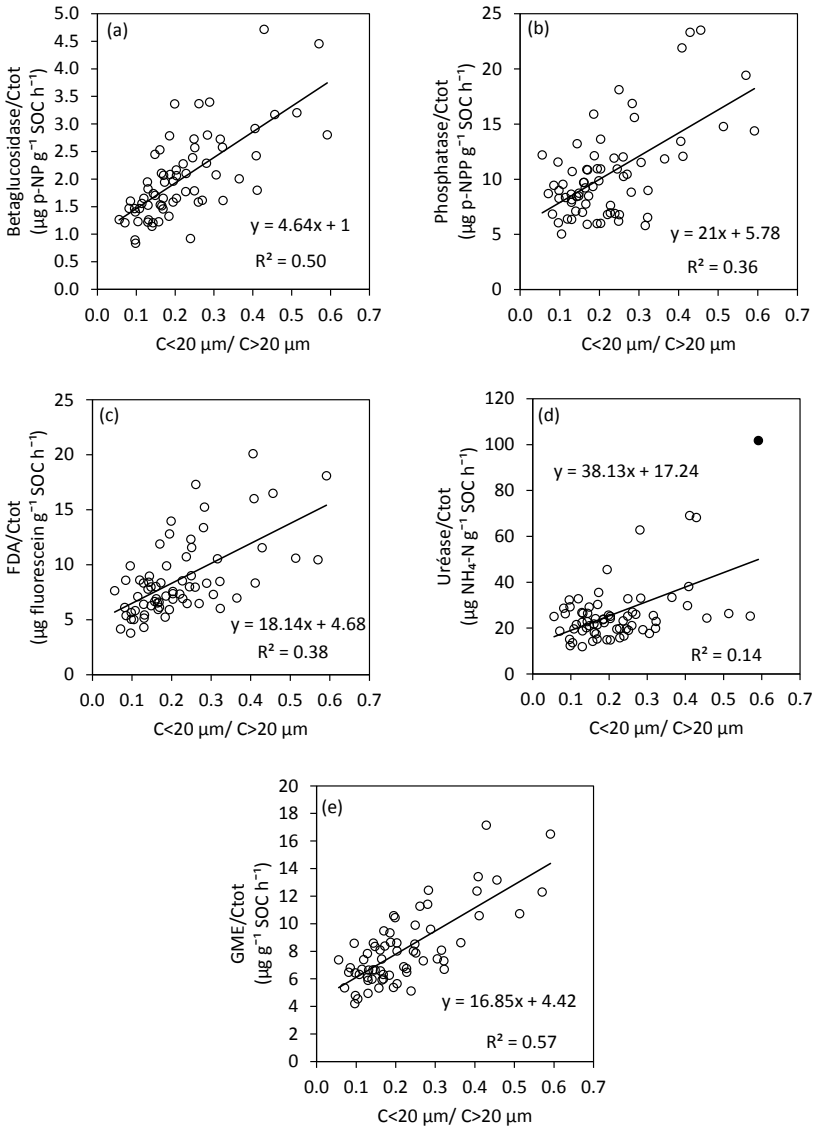


Figure 5.6. Evolution of enzymatic activity per unit of total organic carbon as a function of the C<20µm / C>20µm ratio: betaglucosidase (a), phosphatase (b), fluorescein di-acetate (FDA) (c), urease (d), and geometric mean of enzyme activities (GME) (e).

Specific basal respiration and specific MBC per unit of carbon are also significantly correlated with the C<20µm /C>20µm ratio (Fig. 5.7a b). There is no correlation between nitrogen mineralization per unit of carbon and C<20µm /C>20µm (Fig. 5.7c d).

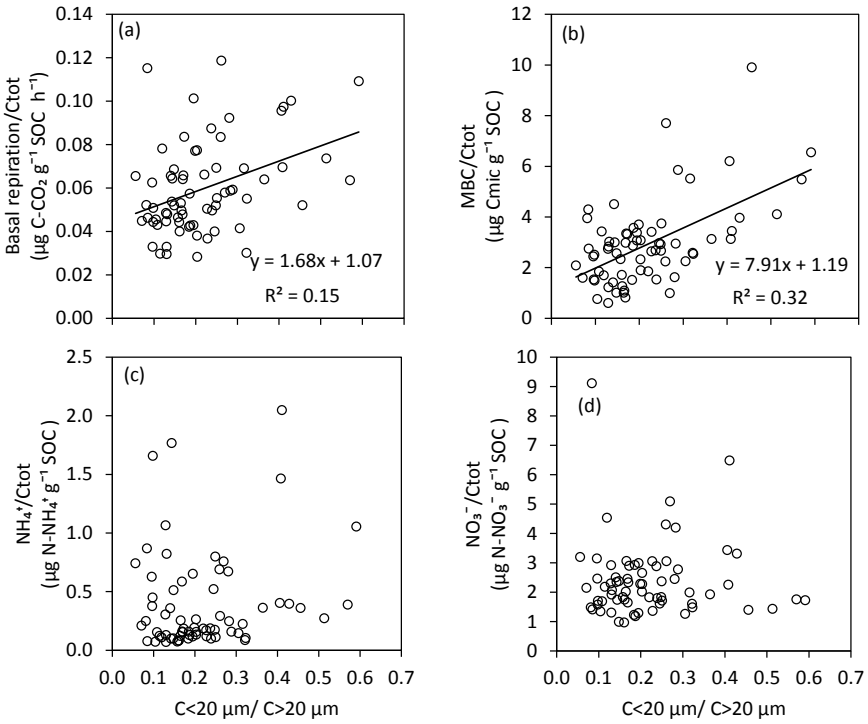


Figure 5.7. Evolution of specific biological indicators per unit of total organic carbon according to C<20µm / C>20µm: basal respiration (a), microbial biomass carbon (b), NH_4^+ (c) and NO_3^-(d).

5.3.3 Principal Component Analysis of all variables

The principal component analysis (PCA) with absolute biological activities explains 58% of the total variance. Axis 1, which represents the biological properties of the soil, explains 42% of the variance. Axis 2, which is strongly related to the Nmin/Ntot ratio, explains 16% of the variance. The PCA indicates that all biological activity indicators are linked to the number of years of cultivation, total organic carbon, total nitrogen, and clay+fine silt content. It also shows that betaglucosidase is more closely correlated to C/N ratio and C<20µm fraction, while urease, phosphatase, basal respiration, and NO_3^- are more closely correlated to Ntot and C>20µm fraction. The analysis shows a negative correlation between NH_4^+ and pH (Fig. 5.8a).

The PCA of the variables normalized by microbial biomass explains 59% of the variability. There is an orthogonal relationship between soil parameters (Ctot, C<20µm, C>20µm, Ntot, C/N, clay + fine silt) and biological activity indicators per unit of MBC. It shows that NH_4^+ and Nmin/Ntot are more correlated to biological activities per unit MBC than to soil properties and age. NO_3^- is correlated at the same time with soil chemical properties (C>20µm, Ntot, clay+fine silt), and normalized biological activities per unit MBC (Fig. 5.8b).

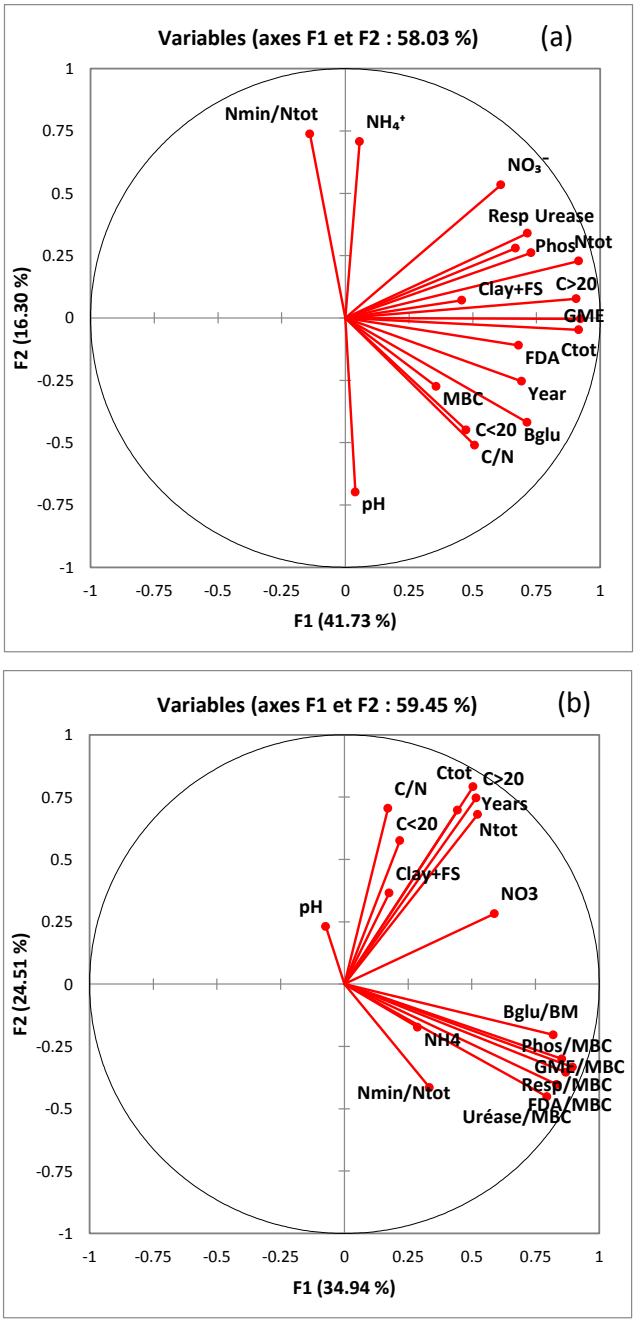


Figure 5.8. Projection of the variables on the first two axes of the principal component analysis (PCA): soil characteristics and biological indicators (a), soil characteristics and biological indicators per unit of microbial biomass (b).

5.4 Discussion

This study reveals a general tendency towards improvement in soil biological activity (betaglucosidase, phosphatase, FDA, urease, MGE, basal respiration, NO_3^-) with the number of years of cultivation (Fig. 5.1; 5.2; 5.3). As elsewhere in West Africa, urban market gardening in Bobo-Dioulasso is characterized by large and frequent inputs of mineral fertilizers and organic amendments as well as intensive use of pesticides (Sangare et 2012; Lompo et al., 2018; Ouédraogo et al., 2019). In addition, farmers grow a wide variety of crops (Ouédraogo et al., 2019). At Kuinima, farmers apply on average 51 t DM ha^{-1} $year^{-1}$ of organic amendments. Based on a subset of 30 farmers, it was shown that the average application rates of mineral fertilizers are 1688 kg ha^{-1} yr^{-1} for urea and 2505 kg ha^{-1} yr^{-1} of N-P-K fertilizer (15-15-15) (Ouédraogo et al., 2019). Similarly, farmers use large quantities of pesticides that far exceed the recommended doses (on average 48 PTFIs per year for a sub-sample of 30 producers), more than half of the pesticides not being registered for market gardening (Ouedraogo et al., 2019). Even though some market gardening production sites in Bobo Dioulasso rely on river water which can be heavily polluted by urban waste water, in the case of Kuinima all irrigation is done using well water.

Several studies have shown that the addition of organic amendments improves soil biological properties such as respiration (Masto et al., 2006), microbial biomass (Masto et al., 2006; Smukler et al., 2008; Kallenbach and Grandy, 2011) and enzymatic activities (Acosta-Martínez et al., 2003; Li et al., 2015). This could therefore explain the increase in biological activity in the present study. This is supported by the strong correlation between biological properties and the organic carbon content of the soil, particularly its labile fraction (Table 5.1). We would like to point out that, in this study, we decided to use the labile fraction C>20µm obtained after shaking and not sonication. Indeed, a strong relationship was observed between biological activity and the fraction of C<20µm after sonication, which may have been caused by the passage of part of the POM in the fraction < 20 µm as a result of sonification. Some studies have shown that some pesticides applied at reasonable doses can help stimulate biological activity of the soil (Haney et al., 2002), while other

studies have reported deleterious effects of pesticide applications (Naré et al., 2014). In the present case, the improvement in Ctot seems to drive the overall improvement in soil biological activity. Further studies will be needed to investigate the contribution of pesticide application to the overall changes in soil biological quality.

Thus, much of the variability in enzymatic activity, basal respiration and NO_3^- content is explained by Ctot, and more specifically by its labile fraction (Table 5.1; Fig. 5.4), confirming the results of Feller (1995), and van Wesemael et al. (2019). Strong correlations are also observed between these biological indicators and total nitrogen as previously reported by Frankenberger and Dick (1983), Aon and Colaneri (2001), Liang et al. (2011). Raiesi (2012) reported correlations between soil N content and the rate of microbial nitrogen mineralization and immobilization. The close links between enzymatic activity and organic carbon and nitrogen are not unexpected since both are the main constituents of soil organic matter and therefore substrates for enzymatic degradation (Aaon et al., 2001).

Although the main driver of change in biological activity appears to be the large inputs in organic amendments and the resulting increase in SOC content, mostly the C>20µm fraction, there remains a large unexplained variability between fields. Besides differences in the recent application rates of organic amendments, from <1 to 184 t DM ha^{-1}, such differences could result from differences in the type of amendments used. Indeed, producers apply diversified types of organic matter (household waste, compost, cattle, sheep, pig, poultry manure), whose composition varies considerably (average carbon content ranging from 9 to 29%, average nitrogen content from 0.41 to 1.75% and average C/N ratio from 15.5 to 21.33% depending on the type of manure) (Ouédraogo et al., 2019). Thus, distinct organic amendments may stimulate microbial biomass differently by increasing labile organic matter (Marriott et al., 2006; Smukler et al., 2008; Kallenbach and Grandy, 2011) and/or total soil carbon over periods ranging from several months to several decades (Kong et al., 2005). In addition, enzyme activities may change depending on the composition of the amendments and nutrient availability (Acosta-Martínez et al., 2003; Sinsabaugh et al., 2008; Štursová and Baldrian, 2011). Finally, differences in the decomposing root biomass in the soil after harvest may have

resulted in additional variability. Besides the differences in organic inputs, other factors may also explain the variability across fields, for instance the difference in crop choice (Bardgett et al., 1999; Berg and Smalla 2009), crop associations and rotations (Yusuf et al., 2009), or the toxicity and application rates of pesticides. Naré et al. (2014) found differences in FDA activity between soils treated with endosulfan, deltamethrin and profenofos. His results showed that deltamethrin had the lowest FDA activity in cultivated soils. The effects of pesticides can also vary depending on the rate (Yao et al., 2006), which varied from 9 to 151 PTFI ha^{-1} $year^{-1}$.

There are positive correlations between basal respiration and enzyme activities. However, the relationship shows a high variability, especially for betaglucosidase, phosphatase and FDA, indicating that a large proportion of these activities may not be associated with the active microbial population (Frankenberg and Dick, 1983). Indeed, there are so-called extracellular or abiotic enzymes that are often associated with dead cells and other non-living fractions in the soil (Sinsabaugh, 1994). The low correlation between basal respiration and microbial biomass (Table 5.1) leads us to postulate that basal respiration is dictated more by the amount of substrate than by microbial biomass. We also observe that microbial biomass is neither correlated with enzymatic activities such as betaglucosidase, nor with carbon content, which is the source of energy for most soil microorganisms (Feller, 1995; Badiane et al., 2001). This could be explained by the fact that microbial biomass was underestimated because it was measured on samples of dried and re-wetted soil. This could be the reason for the low values observed for this indicator. Similar results were observed by Badiane et al. (2001). The PCA (Figure 5.8b) shows a strong correlation between standardized indicators with microbial biomass and Nmin/Ntot ratio that is orthogonal to soil properties. This leads us to confirm that microbial biomass tends to dictate microbial activity towards mineralization. Marshner et al. (2011) showed a preferential use of organic nitrogen by wheat rhizobacteria that transforms them into NH_4^+ available for plants. However, soil conditions favored a rapid conversion of NH_4^+ to NO_3^- by nitrifying bacteria, which explains the predominance of NO_3^- over NH_4^+ as observed in the present study.

In these market garden soils, one observes significant carbon sequestration, as supported by the very high correlation between the C<20µm fraction and the number of years of cultivation (Table 5.1). The strong correlation between specific biological activities per unit of total carbon (especially betaglucosidase) and the ratio C<20µm / C>20µm tends to indicate that biological activity promotes carbon sequestration in the soil (Fig. 5.6; 5.7; appendix F). Indeed, microorganisms break down organic matter into smaller molecules, making them more reactive towards mineral surfaces and facilitating their incorporation into aggregates (Lehmann and Kleber, 2015). Also, Six et al. (2004) and Rillig and Mummey (2006) have shown that soil fungi, particularly mycorrhizae, can strongly affect soil carbon sequestration, and fungal biomass tends to increase when the soil C/N ratio increase (Högberg et al., 2006). Our results indicate an increase in the C/N ratio as a function of the number of years of cultivation (Fig. 5.2d). Microbial biomass contributes to carbon sequestration by improving soil aggregation through fungal hyphae and the production of polysaccharides (Grandy and Neff, 2008; Plaza et al., 2013). According to analyses by Hayano and Tubaki (1985) and Conn et al. (2000), fungi were the most important source of β-glucosidase in soil. This may explain the strong correlation between betaglucosidase activity and C<20µm fraction (Table 5.1; Fig. 5.8a), compared to other indicators. Thus, the positive correlation between betaglucosidase, C/N ratio and C<20µm fraction after the principal component analysis leads us to conclude that large and regular inputs of organic matter to fields lead to an increase in C/N that promotes an increase in fungal biomass that affects soil carbon sequestration.

However, it can be observed that the organic amendments used by farmers (composted urban waste or crop residues, various manures) have C/N ratios between 15.5 and 21.3 (Ouédraogo et al., 2019). These values are optimal and therefore could not explain the increase in the C/N ratio of the SOC. Rather, the increase in the C/N ratio would be related to the fact that the intake doses exceed the ability of microorganisms to convert organic amendments to SOC, either because of insufficient nitrogen availability or because other limiting factors affect biological activity. Although microbial biomass and, even more so, basal respiration, increase with carbon content (Table 5.1), microbial

biomass per unit of COS tends to decrease with increasing carbon (and age), suggesting a reduced ability of the microbial community to transform added organic amendments.

This leads us to believe that current market gardening practices are positively impacting soil biological activity of market garden soils. Nevertheless, pesticide, fertilizer and organic inputs should still be provided in a reasoned and balanced way, for greater efficiency, without forgetting the potential negative effects that excessive inputs can have on the environment (Sall and Vanclooster, 2009; Sangaré, 2012; Lompo et al., 2018).

5.5 Conclusion

After several years of vegetable production on the Kuinima market garden, we can observe an improvement in the biological properties of the soil. This was attributed to the high use of organic amendments, which has led to an increase in the organic carbon content of the soil. Although producers use large quantities of pesticides, their potential negative effects seem to be offset by the overall improvement in carbon content of the soil. However, there is considerable variability between farms. Further studies should be conducted to establish the short-term relationships between biological activities and gardening practices.

Also, the regular and intensive inputs of organic matter were illustrated by an increase in the C/N ratio. This increase in the C/N ratio partly reflects a reduced capacity of the microbial community to transform the added organic amendments, requiring an optimization of inputs. Further investigations should be carried out to better understand the evolution of this C/N ratio.

Chapitre 6

Short- and long-term effect of market gardening on soil quality

6.1 Introduction

Over the past 50 years, about 2 billion of the 8.7 billion hectares of agricultural land, permanent pasture, forests and woodlands have been degraded due to inadequate soil management (Arshad and Martin, 2002). A major challenge for the future is therefore to develop actions to reduce land degradation and restore currently degraded land in order to maintain the ecosystem functions of productivity, climate change mitigation, biodiversity conservation and food security (Muñoz-Rojas, 2018). To better target these actions and for early detection of a decline in soil functioning, soil quality monitoring is essential (Wienhold et al., 2004).

Soil quality has been defined as the "capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation" (Doran and Parkin, 1994; Karlen et al., 1997; Karlen et al., 2003). Soil quality can therefore be viewed as an account of the soil's ability to achieve its ecosystem and social services under changing conditions (Tóth, et al., 2007). Although it is widely acknowledged that soil quality assessment must encompass the biological, chemical and physical properties of the soil, much current scientific knowledge of soils is based on the analysis of individual soil components. The soil resource being a "dynamic living system that emerges through a unique balance and interactions between its biological, chemical and physical components" (Karlen et al., 1997), it cannot be assessed properly on the basis of individual soil properties. Integrated soil quality indices based on a combination of soil properties provide a better indication of soil quality than individual properties (Masto et al., 2007). These integrated quality indexes are of high relevance because, in

addition to helping farmers assess the economic potential of new options and their impact on soil resources, they enable researchers and decision-makers to evaluate policy decisions and measure progress towards sustainable soil management (Granatstein and Bezdiceck, 1992). When soils are degraded to the level where they can no longer perform their ecosystem functions, restoration is slow, expensive and uncertain (Arshad and Martin, 2002).

Whereas most cereal and tuber production in sub-Saharan Africa is achieved under low input, rainfed conditions, vegetable crop production is largely achieved under high input, irrigated conditions, especially in urban centers (Sangaré, 2012; Son et al., 2017; Lompo et al., 2018). This places high demands on soil fertility maintenance and improvement (Ridder and Keulen, 1990). Yet the assessment of the productivity and sustainability of these cropping systems has often been limited to measuring plant biomass and yields and evaluating a limited number of soil properties. In particular, the long-term effects of market gardening practices in sub-Saharan Africa on soil resources have not been documented, even though these systems are a source of major concern given their heavy reliance on pesticides and fertilizers as well as frequent use of urban refuse and polluted irrigation water (Ahouangninou et al., 2012; Kiba et al., 2012; Abdulkadhir et al., 2013; Son et al., 2017). Hence, there is a need to carry out an assessment of the impact of vegetable gardening practices on urban garden soil quality through the integration of their physical, chemical and biological properties in order to guide appropriate measures to guarantee the sustainability of these production systems.

In developed countries, monitoring systems are increasingly being developed to monitor the soil quality status of soils and the impact of soil conservation efforts (Arrouays et al., 2002; Tóth et al., 2007; Griffiths et al., 2016). In recent years, several studies have focused on the selection of appropriate soil quality assessment criteria. According to Doran et al. (1996), soil quality should ideally be assessed through the monitoring of indices of soil functioning, e.g., microbial activity, water and solute fluxes, soil carbon and nutrient turnover. Whereas such indices best reflect the health of a soil, they are time-consuming and require knowledge of reference values that are difficult to obtain because they can vary according to geographical areas and objectives. Consequently,

simpler methods have been developed, for use in a more routine way. Since many properties are interdependent and their responses to environmental changes are sometimes difficult to interpret, Andrews et al. (2002a) proposed a soil quality index (SQI) based on the combination of different soil properties into an global index using a statistical approach. The establishment of their SQI involves the selection of a minimum soil quality data set, normalization of scores and calculation of a global index. This framework has been used widely. For instance, Andrews et al. (2002a) assessed the effects of different soil management practices on SQI. Bastida et al. (2006) proposed a soil microbiological degradation index based on five indicators (dehydrogenase activity, water-soluble carbohydrates, urease activity, water-soluble C and respiration) in a semi-arid climate. Recently, Zhang et al. (2019) integrated this approach into their assessment of the impact of vegetation restoration on soil quality in a degraded landscape in China. However, there has been no evaluation of soil quality by means of an integrated index in market gardening production systems in sub-saharan Africa. In particular, no information is available on the long-term effects of land use and land management on soil quality and its different components. Given that the sustainable management of the soil is more critical than ever in sub-Saharan Africa, the objective of this research was therefore to develop an integrated soil quality assessment index that could be used to monitor changes in soil quality as a result of intensive urban market gardening in sub-Saharan Africa.

6.2 Materials and methods

6.2.1 Study area and Sampling

The description of the study area and sampling method was done in section 2.2 and it sub-section. Disturbed soil samples were taken from the 0-15 cm topsoil layer for soil chemical and biological analyses. For the analysis of physical properties (retention curve, hydraulic conductivity, bulk density), four undisturbed soil samples and one disturbed composite sample were collected from a depth of 5-10 cm with Kopecki rings (100 cm^3) at random

points in each field. These soil samples were taken in the fields at least two weeks after the last cropping operation.

6.2.2 Measurements on bulk soil samples

Measurements of variables such as texture, total organic carbon (Ctot), total nitrogen (Ntot) contents and pH were described in Chapter 4. Ctot , Ntot and pH carried out at the Soil science laboratory of the earth and life institute laboratory of the Université Catholique de Louvain (UCL). Texture was determined by wet sieving (> 50 µm) and sedimentation (< 50 µm) after destruction of organic matter at the laboratory of the Centre provincial de l'agriculture et de la ruralité of the Brabant Wallon (Belgium).

The other chemical analyses were carried out by the BUNASOLS (Bureau national des sols, Burkina Faso) laboratory.

The available soil P was measured by the Bray1 method (Bray & Kurtz, 1945). The exchangeable cations Na, K, Ca and K were extracted using an excess solution of 1 M NH_4OAc (ammonium acetate). The concentrations of exchangeable sodium, potassium, calcium and magnesium were determined by flame photometry (Na and K) and atomic absorption spectrophotometry (Ca and Mg). The cation exchange capacity (CEC) was determined after saturating the exchange complex with ammonium (ammonium acetate solution at pH7) and then measuring the concentration of NH_4^+ after displacement by KCl. The electrical conductivity was measured simultaneously with the pH, using a conductivity meter. More details can be found in Okalebo et al. (2002). Biological indicators were determined as described previously in Chapter 5. The metabolic quotient (Q_{CO2}) was calculated as the ratio between basal respiration and microbial biomass carbon. It was expressed in µg C-CO_2 released per µg microbial biomass C (Paz-Ferreiro et al., 2012).

Bulk density was calculated by dividing the dry solid mass (after drying at 105°C, 48 h) by the volume of the Kopecki ring (100 cm^3). The retention curve was determined in the laboratory using sand-kaolin box (low absolute matric heads h) and pressure plate apparatus (high absolute matric heads) on

undisturbed ($|h| < 5$ m) and disturbed (10 m < $|h| < 150$ m) samples. For each level of matric head, the total mass of the sample was weighted after equilibrium was reached. For undisturbed samples, the volumetric water content of the samples was calculated using equation 6.1 for each level.

$$\theta = \frac{Vw}{Vt} = \frac{(Mt - Ms)}{Vt.\rho w} \qquad (6.1)$$

With θ, the volumetric water content (m^3/m^3); *Vw* the volume of water contained in the sample for a given matrix head (m^3); *Vt*, the total volume of soil (m^3); *Mt*, the total mass of the sample for a given matric head (kg); *Ms* the dry solid mass (kg); ρw, water density (kg/m^3). For disturbed samples, *Vt* in Eq. 6.1 was estimated on the basis of the dry mass of the sample and the bulk density of the corresponding undisturbed sample.

Volume (%) of macropores (equation. 6.2) was estimated by taking the difference between the porosity and water content at a matric head of -100 cm (= pF2). The calculation of the porosity was done according to the equation 6.2:

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \qquad (6.2)$$

With ε (m^3/m^3), the porosity; ρ_b, the bulk density (kg/m^3); ρ_s, particle density (kg/m^3).

The particle density was estimated as a function of clay and SOM content using the regression proposed by Schjønning et al. (2017).

Plant available water capacity was estimated by subtracting the volumetric water content at the permanent wilting point (pF = 4.2) from the volumetric water content at h = -100 cm, taken as field capacity. Saturated hydraulic conductivity (Ks) was determined in the laboratory on 100 cm^3 undisturbed soil samples (Kopeckis) using a constant head permeameter and Darcy's (Darcy, 1856) equation (equation 6.3).

$$Ks = \frac{VL}{tSH} \qquad (6.3)$$

With *Ks*, the hydraulic conductivity at saturation (m/s); *V*, the volume of water (m^3) passing through the sample over a given time interval t (s); *L*, the height

of a kopecki (m); *S*, the sample cross section (m^2); *H*, the hydraulic head difference across the sample (m).
All soil physical analyses were conducted at the Soil physics lab of the Institut de recherche en sciences appliquées et technologies (IRSAT).

6.2.3 Evaluation of soil quality index

The soil quality index (SQI) described by Andrews et al. (2002a) was used in the present study. To calculate the SQI, three main steps were followed (Andrews et al., 2003; Zhang et al., 2019; Brejda et al., 2000): (i) selection of a minimum data set (MDS) of indicators that represent soil functioning to reduce data redundancy (Doran and Parkin, 1994), (ii) transformation of MDS indicators into scores and (iii) integrating indicator scores into a comparative SQI. For the selection of the MDS, standardized principal component analysis (PCA) and Pearson correlation analyses were performed (Doran and Parkin, 1994). Only principal components (PCs) whose eigenvalues were ≥1 and explaining at least 5% of the total variance were considered (Andrews et al., 2002a; 2003). Within each PC, only factors with absolute load values within 10% of the highest factor load were selected as key indicators (Andrews et al., 2002a). If more than one indicator was retained in a PC using this procedure, Pearson's correlation analysis was used to check for strong correlations between indicators (Bastida et al., 2006). In case of strong correlations between the indicators (correlation coefficient r ≥ 0.6), only the highest weighted indicator was used in the PC (Andrews et al., 2002a; 2003). After determining the MDS indicators, a non-linear scoring function was used to transform the soil indicators into scores ranging from 0 to 1. For this purpose, the sigmoidal function (equation 6.4) has been widely used (Andrews et al., 2002a; Sharma et al., 2005; Bastida et al., 2006; Zhang et al., 2019).

$$S = \frac{a}{\left(1+\left(\frac{x}{x0}\right)^{b}\right)} \qquad (6.4)$$

Where *S* is the soil indicator score, *a* is the maximum value reached by the function *(a = 1)*, *x* is the indicator value, *x0* is the average value of each soil indicator. The use of the average value is important because it centers the

curve on a normalized value of 0.5. b is the value of the slope of the equation. For lack of site-specific values, slope values *(b)* of *-2.5* and *2.5* were used for a "more is better" (for most variables) or "less is better"(electrical conductivity; C/N ratio; BD) curve, respectively (Sharma et al., 2005; Bastida et al., 2006; Zhang et al., 2019). The choice of an upper or lower asymptote was determined on the basis of the literature quantifying the relationships between the indicator and soil function.

Finally, with the indicator score and weighing values, the SQI (equation 6.5) was calculated as follows (Andrews et al., 2002a; Masto et al., 2008; Zhang et al., 2019):

$$SQI = \sum_{i=1}^{n} Si * Wi \qquad (6.5)$$

where *Si* is the indicator score calculated by equation 4, and *n* is the number of indicators selected in the MDS. *Wi* is the weighting value of the selected soil indicators, which was determined as follows.

For each PC, a weighting factor was calculated as the ratio between the percent variance explained by the PC and the total variance explained by all PCs with eigen values ≥1 (Andrews et al., 2002). If only one variable is retained for a given PC, then the weight of the variable equals the weight of the PC. If more than one variable is retained for a given PC, then the weight of each variable is the weight of the PC divided by the number of variables, i.e., variables within a PC are equally weighted. The latter differs from previous studies in so far that each retained variable was given the weight of its PC, which implied that the sum of weights could be > 1. In the present case, the sum of weighting factors = 1. In case multiple variables were retained within a given PC, adjusting the weight of each variable by the strength of its correlation with the PC was considered but not implemented because, by virtue of the variable selection criteria, the correlations between the variables and the PC are necessarily similar (deviation of less than 10%). In addition, previous studies also used fixed weights for all variables retained in a given PC.

Using the method described above, we used two approaches: A first approach consists in performing separate PCAs on chemical, biological and physical properties, then calculating an average of the chemical, biological and

physical indices. The second approach consists in calculating the global index, by doing PCA on all the indicators.

6.2.4 Statistical analysis

The correlation between soil indicators were analyzed by Pearson correlation test. The standardized principal component analyses (PCAs) and all the statistical analyses below were performed using the XLSTAT software (version 2017). Descriptive and linear regression analyses were conducted to describe soil characteristics and observe changes in soil quality over time.

6.3 Results

6.3.1 Chemical, biological and physical characteristics of the soil

Kuinima's soil is mostly sandy (75% sand on average). The total carbon content was high on average (about 2%), but varied widely from low (0.5%) to very high contents (3.4%) (Table 6.1). The same trend applies to nitrogen. CEC varied between 3.4 and 17.6 $cmol_+ kg^{-1}$ and the sum of the exchangeable bases ranged between 2.4 and 17.1 $cmol_+ kg^{-1}$. The available phosphorus also varied widely, from a minimum of 21.3 to a maximum of 169.3 mg kg^{-1}. The pH values were on average close to neutral (mean = 6.6), but in a few fields soils were acidic (pH = 5). We did not observe any salinity problem on the site.

Enzyme activities varied widely across fields with minimum values between 11 and 175 µg g^{-1} h^{-1} and maximum values between 66.45 and 830 µg g^{-1} h^{-1}, depending on the enzyme (Table 6.1). The resulting geometric mean enzymatic activity (GME) ranged between 65 and 212 µg g^{-1} h^{-1}, with an average of 137 µg g^{-1} h^{-1}.

Respiratory activities ranged from 0.39 to 2 µg C-CO_2 g^{-1} h^{-1} whereas MBC ranged from 12 to 114 µg g^{-1} (Table 6.1). An average metabolic quotient (Q_{CO2}) of 0.03 µg C-CO_2 g^{-1}MBC h^{-1} was observed, with 0.005 and 0.08 µg g^{-}

^{1} h^{-1} as minimum and maximum values, respectively. The microbial quotient (Qmic) ranged from 0.6 to 9.9 µg g^{-1}, with a mean of 2.9 mg g^{-1}.

The NH_4^+ content was low (mean = 6.27 µg g^{-1}) compared to NO_3^- (mean = 41.84 µg g^{-1}; Table 6.1). The ratio on mineral N over total N varied from 16 to 85, while the C/N ratio ranged from 10 to 16.

Bulk density varied between 1.05 and 1.34 g cm^{-3} while plant available water capacity ranged between 14 and 26%. There was a high macroporosity, which ranged between 22 and 37%. The saturated hydraulic conductivity was on average 1.5 E-5 m s^{-1} (Table 6.1).

Tableau 6.1. Selected chemical, biological and physical characteristics of the market garden fields

Characteristics	Variables	Units	Min	Max	Median	Mean	St.Dev.	N
Chemical	Ctot	g kg^{-1}	5.50	34.68	19.45	18.70	7.10	69
	Ntot	g kg^{-1}	0.56	2.55	1.44	1.46	0.50	69
	pH	-	5.0	7.6	6.6	6.6	0.58	69
	SBE	cmol kg^{-1}	2.39	17.10	6.78	6.75	2.61	69
	CEC	cmol kg^{-1}	3.4	17.6	10.5	10.5	3.5	69
	P Bray	mg kg^{-1}	21.3	169.3	53.3	62.3	31.37	69
	E.C	µS cm^{-1}	17.40	255.00	95.00	100.84	43.56	69
Biological	Betaglucosidase	µg g^{-1} h^{-1}	11.0	66.5	33.1	34.3	11.03	69
	Phosphatase	µg g^{-1} h^{-1}	57.0	280.0	179.0	177.9	57.8	69
	FDA	µg g^{-1} h^{-1}	50.9	217.9	142.0	142.3	36.54	69
	Uréase	µg g^{-1} h^{-1}	175.0	830.1	445.5	436.2	145.8	69
	GME	µg g^{-1} h^{-1}	64.6	212.4	139.6	137.3	33.1	69
	Resp	µg g^{-1} h^{-1}	0.39	1.98	1.00	0.99	0.31	69
	MBC	µg g^{-1}	12.00	114.00	43.00	47.97	19.95	69
	Q_{CO2}	µg C-CO_2 µg^{-1} MBC h^{-1}	0.005	0.08	0.02	0.03	0.02	69
	NH_4^+	µg g^{-1}	2.00	41.20	2.80	6.27	7.02	69
	NO_3^-	µg g^{-1}	9.50	114.80	39.20	41.84	21.37	69
	Nmin/Ntot	%	1.55	8.53	3.06	3.02	1.20	69
	C/N	-	9.55	15.94	12.66	12.78	1.7	69
	Qmic	mg g^{-1}	0.59	9.90	2.74	2.91	1.64	69
Physical	Clay	%	8	23	11	12	3.1	69
	Silt	%	8	16	12	13	1.8	69
	Sand	%	64	82	76	75	3.6	69
	BD	g cm^{-3}	1.05	1.34	1.13	1.16	0.08	18
	PAWC	%	14	26	21	0.21	0.03	18
	Macpo	%	22	37	29	29	0.04	18
	K_S	m s^{-1}	2.4 E-6	4.3 E-5	1.2 E-5	1.5 E-5	1.1 E-5	18

Min = Minimum; Max = Maximum; St.Dev. = Standard deviation; N = number of observations; Ctot = Total organic carbon ; N tot = Total nitrogen ; SBE = Sum of the exchangeable bases; CEC = Cation exchange capacity; Ptot = total phosphorus ; FDA = fluorescein-di-acétate ; GME = Geometric mean of enzyme activities; Resp = basal respiration; MBC = Microbial biomass carbon; Q_{CO2}= respiratory quotient ; Nmin/Ntot = mineral nitrogen/ total nitrogen ; Qmic = microbial quotient ; BD = Bulk density; PAWC = Plant available water capacity; Macpo = macroporosity; Ks= Saturated hydraulic conductivity.

6.3.2 Selection of indicators

Regarding the soil chemical indicators, the first four PCs having eigenvalues ≥1 or explaining at least 5% of the total variance were selected. Together, these four axes explained 95% of the total variance (Table 6.3). The indicators with high loading are CEC, Ntot and Ctot in the first PC (PC-1) but only CEC was retained given the strong correlations between these three indicators (Table 6.2). In PC-2, PC-3 and PC-4, pH, Pbray and electrical conductivity were selected, respectively, because of their high loadings (Table 6.2). Thus, using the weight of each PC, the calculation of the chemical SQI was performed as described in equation (6.6) (Table 6.3).

Tableau 6.2. Correlation matrix between soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Details on the level of significance of the correlation are provided in Appendix E.

	Clay	Silt	Sand	Years	Ctot	Ntot	pH	SBE	CEC	P Bray	E.C	Bglu	Phos	FDA	Urease	Resp	Q_{CO2}	NH_4^+	NO_3^-	Nmin/Ntot	MBC	C/N	Qmic	GME	BD	PAWC	Macpo	Ks
Clay	**1**	0.03	**-0.86**	0.10	0.12	0.13	-0.20	-0.02	0.15	0.12	**0.26**	**0.28**	**0.27**	0.13	0.11	-0.07	-0.14	0.10	0.21	0.17	0.14	-0.06	-0.03	**0.26**	0.14	0.19	-0.11	-0.05
Silt	0.03	**1**	**-0.53**	**0.25**	**0.45**	**0.42**	0.03	**0.40**	**0.50**	0.13	**0.26**	**0.51**	**0.38**	**0.46**	**0.34**	0.20	-0.05	-0.10	**0.29**	-0.12	0.20	**0.26**	-0.20	**0.55**	-0.09	**0.62**	-0.20	0.00
Sand	**-0.86**	**-0.53**	**1**	-0.21	**-0.33**	**-0.32**	0.16	-0.19	**-0.38**	-0.16	**-0.35**	**-0.49**	**-0.42**	**-0.34**	**-0.27**	-0.04	0.14	-0.04	**-0.33**	-0.08	-0.22	-0.08	0.13	**-0.50**	-0.07	**-0.26**	0.20	0.04
Years	0.10	**0.25**	-0.21	**1**	**0.69**	**0.71**	0.17	**0.62**	**0.77**	0.19	**0.28**	**0.47**	**0.41**	**0.32**	**0.32**	**0.37**	0.17	-0.02	**0.29**	-0.19	0.08	**0.63**	**-0.53**	**0.52**	-0.22	0.19	-0.05	0.11
Ctot	0.12	**0.45**	**-0.33**	**0.69**	**1**	**0.88**	0.05	**0.68**	**0.89**	**0.27**	**0.55**	**0.56**	**0.61**	**0.57**	**0.56**	**0.61**	0.09	0.09	**0.49**	-0.19	**0.31**	**0.55**	**-0.58**	**0.78**	-0.22	0.22	-0.06	0.03
Ntot	0.13	**0.42**	**-0.32**	**0.71**	**0.88**	**1**	-0.04	**0.69**	**0.81**	**0.29**	**0.72**	**0.52**	**0.72**	**0.56**	**0.67**	**0.70**	0.17	**0.25**	**0.69**	-0.04	**0.29**	**0.36**	**-0.54**	**0.76**	-0.18	0.17	-0.05	0.00
pH	-0.20	0.03	0.16	0.17	0.05	-0.04	**1**	**0.49**	0.12	-0.11	-0.16	**0.34**	**-0.32**	0.11	-0.11	-0.04	-0.03	**-0.44**	-0.17	**-0.37**	0.13	**0.35**	-0.04	-0.04	0.09	0.13	-0.17	0.02
SBE	-0.02	**0.40**	-0.19	**0.62**	**0.68**	**0.69**	**0.49**	**1**	**0.80**	0.18	**0.44**	**0.60**	**0.28**	**0.50**	**0.39**	**0.47**	0.17	-0.13	**0.40**	-0.23	0.18	**0.66**	**-0.50**	**0.55**	-0.10	0.21	-0.12	0.00
CEC	0.15	**0.50**	**-0.38**	**0.77**	**0.89**	**0.81**	0.12	**0.80**	**1**	**0.38**	**0.51**	**0.67**	**0.55**	**0.55**	**0.49**	**0.56**	0.13	-0.05	**0.50**	-0.20	0.20	**0.71**	**-0.59**	**0.70**	-0.19	**0.24**	-0.09	0.03
P Bray	0.12	0.13	-0.16	0.19	**0.27**	**0.29**	-0.11	0.18	**0.38**	**1**	0.17	0.21	**0.31**	0.12	0.14	**0.41**	0.16	-0.01	0.16	-0.11	-0.03	0.18	**-0.28**	**0.25**	-0.17	-0.01	0.13	0.22
E.C	**0.26**	**0.26**	**-0.35**	**0.28**	**0.55**	**0.72**	-0.16	**0.44**	**0.51**	0.17	**1**	**0.27**	**0.39**	**0.40**	**0.41**	**0.46**	0.13	**0.31**	**0.82**	**0.39**	0.12	0.12	**-0.40**	**0.42**	0.03	**0.27**	-0.23	-0.04
Bglu	**0.28**	**0.51**	**-0.49**	**0.47**	**0.56**	**0.52**	**0.34**	**0.60**	**0.67**	0.21	**0.27**	**1**	**0.47**	**0.58**	**0.35**	**0.34**	-0.05	**-0.30**	0.24	**-0.36**	**0.30**	**0.48**	-0.24	**0.74**	-0.09	0.24	-0.15	-0.03
Phos	**0.27**	**0.38**	**-0.42**	**0.41**	**0.61**	**0.72**	**-0.32**	**0.28**	**0.55**	**0.31**	**0.39**	**0.47**	**1**	**0.38**	**0.49**	**0.46**	0.04	**0.27**	**0.44**	-0.07	0.23	0.21	**-0.34**	**0.75**	-0.13	-0.06	0.10	-0.03
FDA	0.13	**0.46**	**-0.34**	**0.32**	**0.57**	**0.56**	0.11	**0.50**	**0.55**	0.12	**0.40**	**0.58**	**0.38**	**1**	**0.43**	**0.47**	0.00	-0.06	**0.40**	-0.13	**0.36**	**0.30**	-0.22	**0.74**	0.17	**0.26**	**-0.31**	-0.18
Urease	0.11	**0.34**	**-0.27**	**0.32**	**0.56**	**0.67**	-0.11	**0.39**	**0.49**	0.14	**0.41**	**0.35**	**0.49**	**0.43**	**1**	**0.59**	0.18	0.10	**0.47**	0.03	**0.24**	0.04	**-0.40**	**0.76**	-0.05	0.09	-0.04	-0.01
Resp	-0.07	0.20	-0.04	**0.37**	**0.61**	**0.70**	-0.04	**0.47**	**0.56**	**0.41**	**0.46**	**0.34**	**0.46**	**0.47**	**0.59**	**1**	**0.41**	0.15	**0.47**	-0.02	0.15	**0.30**	**-0.44**	**0.59**	**-0.26**	0.17	-0.02	0.22
Q_{CO2}	-0.14	-0.05	0.14	0.17	0.09	0.17	-0.03	0.17	0.13	0.16	0.13	-0.05	0.04	0.00	0.18	**0.41**	**1**	0.23	**0.32**	**0.35**	**-0.69**	0.06	**-0.62**	0.06	-0.10	0.06	0.04	0.19
$NH4^+$	0.10	-0.10	-0.04	-0.02	0.09	**0.25**	**-0.44**	-0.13	-0.05	-0.01	**0.31**	**-0.30**	**0.27**	-0.06	0.10	0.15	0.23	**1**	0.23	**0.41**	-0.13	**-0.25**	-0.21	0.00	-0.13	-0.05	0.12	0.09
NO_3^-	0.21	**0.29**	**-0.33**	**0.29**	**0.49**	**0.69**	-0.17	**0.40**	**0.50**	0.16	**0.82**	0.24	**0.44**	**0.40**	**0.47**	**0.47**	**0.32**	0.23	**1**	**0.57**	-0.01	0.13	**-0.44**	**0.45**	-0.01	**0.26**	-0.19	0.01
Nmin/Ntot	0.17	-0.12	-0.08	-0.19	-0.19	-0.04	**-0.37**	-0.23	-0.20	-0.11	**0.39**	**-0.36**	-0.07	-0.13	0.03	-0.02	**0.35**	**0.41**	**0.57**	**1**	**-0.36**	**-0.33**	-0.15	-0.21	0.09	0.08	-0.08	0.02
MBC	0.14	0.20	-0.22	0.08	**0.31**	**0.29**	0.13	0.18	0.20	-0.03	0.12	**0.30**	0.23	**0.36**	**0.24**	0.15	**-0.69**	-0.13	-0.01	**-0.36**	**1**	0.15	**0.45**	**0.35**	-0.05	0.02	-0.03	-0.09
C/N	-0.06	**0.26**	-0.08	**0.63**	**0.55**	**0.36**	**0.32**	**0.66**	**0.71**	0.18	0.12	**0.46**	0.21	**0.30**	0.04	**0.30**	0.06	**-0.25**	0.13	**-0.33**	0.15	**1**	**-0.40**	**0.31**	**-0.25**	0.12	0.02	0.13
Qmic	-0.03	-0.20	0.13	**-0.53**	**-0.58**	**-0.54**	-0.04	**-0.50**	**-0.59**	**-0.28**	**-0.40**	-0.24	**-0.34**	-0.22	**-0.40**	**-0.44**	**-0.62**	-0.21	**-0.44**	-0.15	**0.45**	**-0.40**	**1**	**-0.38**	0.04	-0.09	0.01	-0.06
GME	**0.26**	**0.55**	**-0.50**	**0.52**	**0.78**	**0.76**	-0.04	**0.55**	**0.70**	**0.25**	**0.42**	**0.74**	**0.75**	**0.74**	**0.76**	**0.59**	0.06	0.00	**0.45**	-0.21	**0.35**	**0.31**	**-0.38**	**1**	-0.02	0.16	-0.12	-0.07
BD	0.14	-0.09	-0.07	-0.22	-0.22	-0.18	0.09	-0.10	-0.19	-0.17	0.03	-0.09	-0.13	0.17	-0.05	**-0.26**	-0.10	-0.13	-0.01	0.09	-0.05	**-0.25**	0.04	-0.02	**1**	0.12	**-0.60**	**-0.49**
PAWC	0.19	**0.62**	**-0.26**	0.19	0.22	0.17	0.13	0.21	**0.24**	-0.01	**0.27**	0.24	-0.06	**0.26**	0.09	0.17	0.06	-0.05	**0.26**	0.08	0.02	0.12	-0.09	0.16	0.12	**1**	**-0.83**	0.15
Macpo	-0.11	-0.20	0.20	-0.05	-0.06	-0.05	-0.17	-0.12	-0.09	0.13	-0.23	-0.15	0.10	**-0.31**	-0.04	-0.02	0.04	0.12	-0.19	-0.08	-0.03	0.02	0.01	-0.12	**-0.60**	**-0.83**	**1**	0.19
Ks	-0.05	0.00	0.04	0.11	0.03	0.00	0.02	0.00	0.03	0.22	-0.04	-0.03	-0.03	-0.18	-0.01	0.22	0.19	0.09	0.01	0.02	-0.09	0.13	-0.06	-0.07	**-0.49**	0.15	0.19	**1**

E.C. = electrical conductivity; Variables are defined in Table 6.1

Tableau 6.3. Result of principal component analysis of soil chemical indicators of the market garden fields, to define the soil chemical quality index (SQI_{chem}).

$$SQI_{chem} = 0.59 * CEC + 0.20 * pH + 0.13 * P\ Bray + 0.07 * electrical\ conductivity \quad (6.6)$$

	PC-1	PC-2	PC-3	PC-4
Eigenvalues	3.94	1.35	0.89	0.47
Variance (%)	56.33	19.33	12.68	6.70
Cumulative (%)	56.33	75.65	88.33	95.03
Weghting factor	0.59	0.20	0.13	0.07
Ctot	**0.92**	-0.05	-0.06	-0.29
Ntot	**0.93**	-0.16	-0.15	-0.03
pH	0.12	**0.94**	0.14	0.21
SBE	0.83	0.47	0.01	0.05
CEC	**0.94**	0.05	0.10	-0.21
P Bray	0.39	-0.34	**0.84**	0.19
Electrical conductivity	0.70	-0.33	-0.36	**0.51**

Bold factors are considered highly weighted; underlined and bold factors are retained in the minimum data set (MDS). PC-1, PC-2 indicate first and second principal component, respectively. Variables are defined in Table 6.1.

The first three PCs with eigenvalues ≥1 explain 70% of the variance of the soil biological indicators (Table 6.4). The geometric mean of enzymatic activities (GME) was used in PC-1. In PC-2, the soil metabolic quotient (Q_{CO2}), Nmin/Ntot and microbial biomass carbon (MBC) are highly weighted, but MBC was not retained because it is highly correlated to Q_{CO2} (Table 6.2). The C/N ratio was retained for PC-3. The resulting calculation of the biological SQI is given by equation (6.7) (Table 6.4).

Tableau 6.4. Result of principal component analysis of soil biological indicators of the market garden fields, to define the soil biological quality index (SQI_{biol}).

$$SQI_{biol} = 0.51 * GME + 0.16 * Q_{CO2} + 0.16 * \frac{N_{min}}{N_{tot}} + 0.17 * \frac{C}{N} \quad (6.7)$$

Principal component	PC-1	PC-2	PC-3
Eigenvalues	4.64	2.88	1.59
Variance (%)	35.66	22.13	12.24
Cumulative (%)	35.66	57.79	70.02
Weghting factor	0.51	0.32	0.17
Betaglucosidase	0.703	-0.415	0.246
Phosphatase	0.739	-0.014	-0.236
FDA	0.733	-0.239	-0.070
Urease	0.754	0.083	-0.255
Resp	0.755	0.174	0.020
Q_{CO2}	0.241	**0.777**	0.405
NH4	0.075	0.549	-0.481
NO3	0.625	0.448	-0.270
Nmin/Ntot	-0.076	**0.745**	-0.390
MBC	0.256	**-0.745**	-0.470
C/N	0.447	-0.240	**0.604**
Qmic	-0.568	-0.546	-0.435
GME	**0.933**	-0.193	-0.095

Bold factors are considered highly weighted; Underlined and bold factors are retained in the minimum data set (MDS). PC-1, PC-2, PC-3 indicate first, second and third principal component, respectively. Variables are defined in Table 6.1.

For the soil physical indicators, the first 3 PCs all had eigenvalues ≥1 (Table 6.5). Together, they explain 82% of the variability. The plant available water capacity (PAWC) indicator was retained in the first PC. The silt content has high factor loading for PC-1, but was not retained because of its strong correlation with PAWC. Bulk density (BD) and clay content (Clay) were retained in PC-2 and PC-3, respectively. The resulting calculation of the physical SQI is given by equation (6.8) (Table 6.5).

Tableau 6.5. Result of principal component analysis of soil physical indicators of the market garden fields, to define the soil physical quality index (SQI_{phys}).

$$SQI_{phys} = 0.44 * PAWC + 0.37 * BD + 0.19 * Clay \quad (6.8)$$

Principal component	PC-1	PC-2	PC-3
Eigenvalues	2.49	2.11	1.11
Variance (%)	35.60	30.08	15.87
Cumulative (%)	35.60	65.69	81.55
Weighting factor	0.44	0.37	0.19
Clay	0.149	-0.099	**<u>0.758</u>**
Silt	**0.849**	-0.255	0.103
Ctot	0.654	-0.576	0.218
BD	-0.018	**<u>0.959</u>**	0.013
PAWC	**<u>0.908</u>**	0.194	-0.260
Macpo	-0.704	-0.663	0.123
Ks	0.032	-0.550	-0.629

Bold factors are considered highly weighted; underlined and bold factors are retained in the minimum data set (MDS). PC-1, PC-2, PC-3 indicate first, second and third principal component respectively. Variables are defined in Table 6.1.

When performing the PCA on all indicators combined (chemical, biological, physical), 85% of the total variance could be explained by means of the first 6 PCs with eigenvalues ≥1 (Table 6.6). In PC-1, the CEC, Ctot and Ntot have high factor loadings but only the CEC was selected because of the strong correlations between the variables (Table 6.2). In PC-2, macroporosity (Macpo), FDA and bulk density (BD) have high factor loadings, but bulk density was not retained due to its strong correlation with macroporosity (Table 6.2). Nmin/Not was retained in PC-3, while phosphatase and NH_4^+ were selected for PC-4. For the 5th PC, pH, microbial quotient (Qmic) and hydraulic conductivity at saturation (Ks) were selected. Finally, the clay content and PAWC were selected in PC-6. For the global SQI, the calculation of the SQI is given by equation (6.9) (Table 6.6).

Tableau 6.6. Result of principal component analysis of chemical, biological and physical soil quality indicators of the market garden fields, to define the global soil quality index (SQI_{global}).

$$SQI_{global} = 0.40 * CEC + 0.09 * FDA + 0.09 * Macpo + 0.15 * \frac{N_{min}}{N_{tot}} + 0.07 * phosphatase + 0.07 * NH_4^+ + 0.03 * pH + 0.03 * Q_{mic} + 0.03 * Ks + 0.025 * Clay + 0.025 * PAWC \quad (6.9)$$

Principal component	PC-1	PC-2	PC-3	PC-4	PC-5	PC-6
Eigenvalues	8.74	4.10	3.24	3.07	1.74	1.09
Variance (%)	33.60	15.76	12.45	11.82	6.71	4.21
Cumulative (%)	33.60	49.36	61.81	73.64	80.34	84.56
Weighting factor	0.40	0.19	0.15	0.14	0.08	0.05
Clay	0.106	-0.347	0.410	0.220	-0.356	**0.450**
Silt	0.822	-0.121	-0.137	-0.271	-0.159	0.078
Ctot	**0.880**	0.162	-0.237	0.014	-0.225	0.173
Ntot	**0.900**	-0.071	-0.066	0.304	0.113	-0.031
pH	-0.189	-0.316	-0.355	-0.554	**0.492**	-0.024
SBE	0.824	-0.135	-0.215	-0.278	0.258	-0.046
CEC	**0.924**	0.124	0.005	-0.134	-0.158	0.062
P bray	0.267	0.629	0.330	-0.300	0.077	-0.217
Electrical conductivity	0.710	-0.397	0.344	0.148	0.297	-0.213
Betaglucosidase	0.714	-0.104	-0.295	-0.386	-0.045	-0.136
Phosphatase	0.543	0.214	-0.153	**0.620**	-0.279	0.018
FDA	0.434	**-0.724**	-0.115	-0.157	0.002	-0.139
Urease	0.657	-0.169	0.049	0.450	-0.043	-0.118
GME	0.824	-0.228	-0.152	0.163	-0.209	-0.166
Resp	0.761	0.297	-0.037	-0.050	0.412	-0.064
Q_{CO2}	0.338	0.498	0.604	-0.354	-0.015	-0.136
NH_4^+	0.152	0.218	0.152	**0.687**	0.323	0.356
NO_3^-	0.735	-0.263	0.477	0.206	0.184	-0.100
Nmin/Ntot	0.253	-0.225	**0.867**	0.238	0.164	-0.018
MBC	0.227	-0.261	-0.747	0.384	0.152	0.184
C/N	0.463	0.513	-0.387	-0.325	-0.261	0.177
Qmic	-0.427	-0.380	-0.385	0.366	**0.499**	-0.032
BD	-0.351	**-0.726**	0.233	-0.122	-0.264	-0.128
PAWC	0.554	-0.409	0.092	-0.522	0.118	**0.430**
Macpo	0.096	**0.745**	-0.319	0.396	0.034	-0.316
Ks	0.102	0.598	0.230	-0.167	**0.463**	0.387

Bold factors are considered highly weighted; underlined and bold factors are retained in the minimum data set (MDS). PC-1, PC-2, PC-3, PC-4, PC-5 and PC-6 indicate first, second, third, fourth, fifth, and sixth principal component, respectively. Variables are defined in Table 6.1.

Both approaches resulted in the selection of 11 indicators for the MDS, out of 26 in total. Both methods had five variables in common: CEC and pH as part of the chemical MDS, Nmin/Ntot as part of the biological MDS, and PAWC and clay content as part of the physical MDS. Both approaches differed substantially in terms of indicator selection for chemical, physical and especially biological quality. Indeed, in addition to the 5 common indicators, P Bray, electrical conductivity, GME, metabolic quotient (Q_{CO2}), C/N and bulk density were selected for the averaging method, while the FDA, phosphatase, NH_4^+, microbial quotient (Qmic), macroporosity and hydraulic conductivity were selected for the global approach.

6.3.3 Effect of cultivation on soil quality index

The chemical, biological and physical quality indexes all improved significantly with the number of years of cultivation, showing a linear trend (Fig. 6.1). SQI_{chem} almost doubled, increasing from 0.33 in the control plots to 0.64 after 60 years of cultivation (Fig. 6.1a). Although not as strongly as SQI_{chem}, SQI_{biol} also increased, from 0.36 for control fields to 0.56 after 60 years (Figure 6.1b). For both indexes, a large variability was observed relative to the mean trend (RMSE = 0.10 for SQI_{chem} and RMSE = 0.07 for SQI_{biol}). The lowest improvement was observed for SQI_{phys}, passing on average from 0.41 in control plots to 0.58 after 60 years. For SQI_{phys}, variability was lower than for SQI_{chem} and SQI_{biol} (RMSE = 0.04).

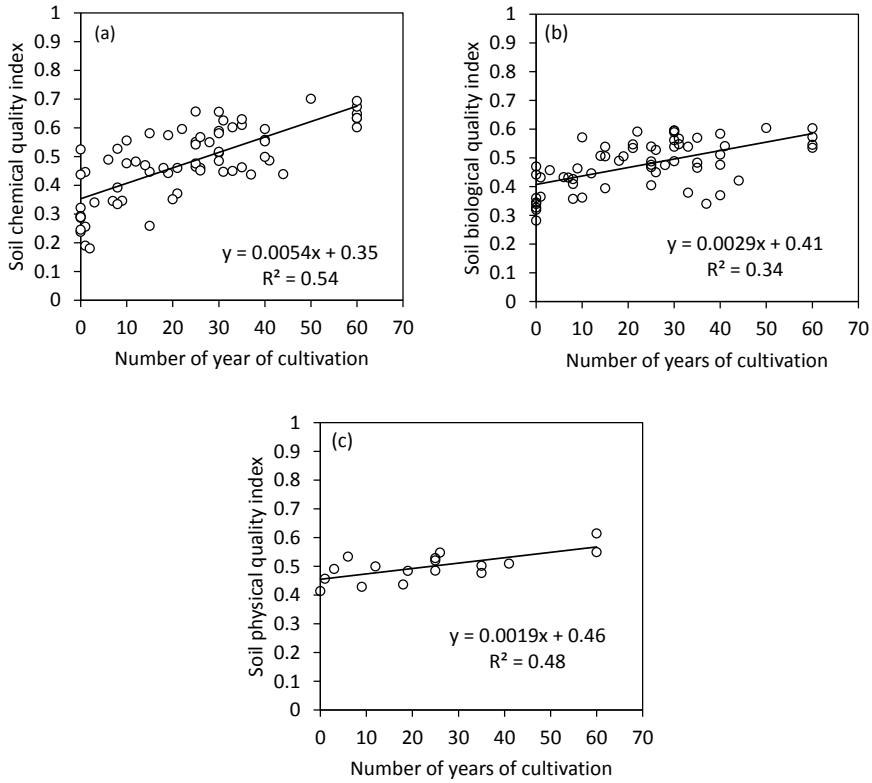


Figure 6.1. Evolution of the soil chemical (a), biological (b) and physical (c) quality indexes as a function of the number of years of cultivation. N = 69 for (a) and (b); N = 18 for (c).

Both the global soil quality index and the mean soil quality index improved significantly with the number of years of cultivation, displaying a linear trend (Fig. 6.2a). However, the mean SQI appeared slightly more sensitive (greater slope; Fig. 6.2b), the duration of cultivation explaining a larger proportion of total variance ($R^2 = 0.59$ for mean SQI vs. $R^2 = 0.47$ for global SQI). Levels of variability relative to the mean trend were similar for the two SQI's, with RMSE = 0.06 in both cases.

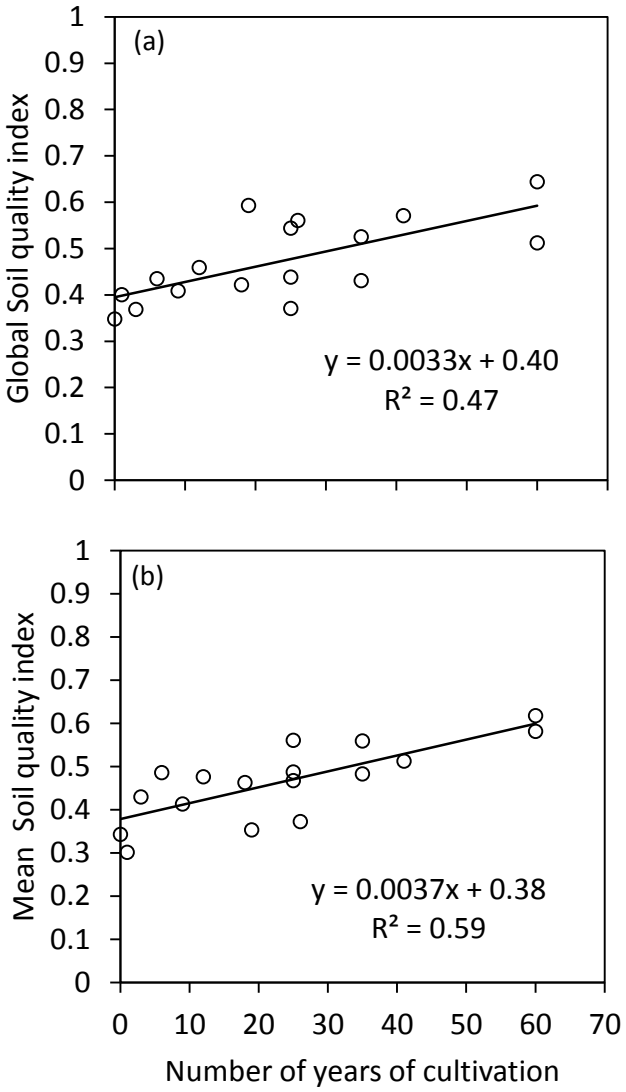


Figure 6.2. Evolution of the global soil quality index (a) and mean soil quality index (b) as a function of the number of years of cultivation. N = 18.

The global and mean SQI are significantly correlated, although not very strongly (r = 0.51; Table 6.7). Finally, SQI_{biol} is very strongly correlated to SQI_{chem} (r = 0.78) but much less to SQI_{phys} (r = 0.48). The global SQI is most

correlated with SQI_{chem} and least with SQI_{phys}, whereas the mean SQI is equally correlated to all three components.

Tableau 6.7. Correlation matrix between soil chemical (SQI_{chem}), biological (SQI_{biol}) and physical (SQI_{phys}) quality indexes of the market garden fields and the number of years of cultivation years). Bold numbers are statistically significant ($P < 0.05$).

Variables	Years	SQI_{chem}	SQI_{biol}	SQI_{phys}	SQI_{mean}	SQI_{global}
Years	**1**	**0.65**	**0.65**	**0.67**	**0.75**	**0.66**
SQI_{chem}	**0.65**	**1**	**0.78**	**0.67**	**0.66**	**0.83**
SQI_{biol}	**0.65**	**0.78**	**1**	**0.48**	**0.68**	**0.75**
SQI_{phys}	**0.67**	**0.67**	**0.48**	**1**	**0.63**	**0.58**
SQI_{mean}	**0.75**	**0.66**	**0.68**	**0.63**	**1**	**0.51**
SQI_{global}	**0.66**	**0.83**	**0.75**	**0.58**	**0.51**	**1**

6.4 Discussion

Chemical, biological and physical characterization of the soils

By comparing with the soils of rainfed fields, good physical and chemical and biological properties were observed on average (Table 6.1). Total C and N contents were high compared to values reported for rainfed cropping systems in western Burkina Faso, but C/N ratios are comparable (Pallo et al., 2008; Kiba, 2012; Ye et al., 2016). pH values are also slightly more favorable than is commonly observed in rainfed cropping systems. P-Bray values are high. Because of the high C content, CEC and exchangeable bases were high as well (Bilgo et al., 2007, Diallo-Diagne et al., 2016; Ye et al., 2016). Bulk density values are low, with high macroporosity, PAWC and permeability (Hulugalle, 1988; Bielders et al., 2002; Ouattara et al., 2006; Pallo et al., 2008). Similarly, enzymatic activities, basal respiration and microbial biomass are generally high, compared to values that are usually found in the same area (Bilgo et al., 2006; Diallo-Diagne et al., 2016; Ye et al., 2016).

Most investigated properties improved with the number of years of cultivation, as can been observed through the many significant correlations between individual variables and the time of cultivation (Table 6.2). The increase in total carbon and nitrogen contents with the number of years of cultivation can be ascribed to the frequent and large inputs of organic amendments. Ouedraogo et al. (2019) estimated organic inputs in urban vegetable production sites at 51 t DM ha^{-1} $year^{-1}$ on average, not considering the root biomass that is left in the soil after each crop harvest. In tropical soils whose clay fraction is dominated by kaolinite and oxides of Fe and Al, the organic matter content of the soil is the main factor influencing cation exchange capacity (Pichot, 1975). Hence the large observed increase in CEC over time, which is strongly correlated with total C content. Though not significant, soil pH also tended to increase overtime, possibly because of the large applications of composted material, often of near-neutral pH, on soils that are naturally slightly acidic. The organic amendments probably also helped buffer the acidification that can result from the high application rates of mineral N fertilizers (1274 kg N ha^{-1} yr^{-1}). In parallel with the increase in pH, exchangeable bases also increased. The large inputs of mineral fertilizer

(Ouedraogo et al., 2019) and the high SOM content may largely explain the high available P contents. In addition, regular additions of large quantities of organic amendments and the increased soil pH may have limited P immobilization by Fe and Al oxides, a frequent issue in strongly weathered tropical soils (Rao et al., 1999; Liptzin and Silver, 2009).

Most biological indicators also improved as a function of the duration of cultivation. It has been widely documented that additions of organic amendments have a positive impact on various indicators of biological activity, including respiration (Masto et al., 2006), microbial biomass (Masto et al., 2006; Smukler et al., 2008; Kallenbach and Grandy, 2011) and enzymatic activities (Acosta-Martínez et al., 2003; Li et al., 2015). This is supported by the strong correlations between total C content and most biological indicators (all enzymatic activities, respiration, and microbial biomass) (Table 6.2). One notable exception to the overall positive trend is the C/N ratio, which tends to increase with increasing duration of cultivation. The organic amendments used by farmers (composted urban refuse or crop residues, various types of manure) have C/N ratios comprised between 15.5 and 21.3 (Ouedraogo et al., 2019). These values are adequate for use as soil amendments, and therefore do not explain the rise in C/N ratio of the SOC. Possible reasons for the increase in C/N could be that the application rates exceed the capacity of microorganisms to transform the organic amendments into SOC, either because of insufficient N availability or because other limiting factors affect biological activity. Although microbial biomass and, even more so, microbial respiration, increase when total soil carbon content increases (Table 6.2), microbial biomass per unit SOC tended to decrease with increasing carbon (and age; not shown), which seems to indicate a reduced ability of the microbial community to transform the added organic amendments.

Finally, the high organic matter content also had a positive impact on the physical properties of the soil, mostly by lowering soil bulk density and improving PAWC (Table 6.2). Such positive effects of organic amendments have been well documented in other contexts (Ridder and Keulen, 1990).

A few variables frequently reported in soil quality studies were not included in the present study. These are most notably indicators of susceptibility to soil

erosion, e.g. aggregate stability, as well as indicators of contamination by heavy metals (Bünemann et al., 2018). Structural stability of the soil was not investigated given that there is very limited risk of erosion at the Kuinima site, as soils have good permeability (Table 6.1), the topography is relatively flat and the plots are small and bordered by earthen bunds planted with *Moringa oleifera*. In addition, the soil is regularly tilled, which further favors rapid infiltration.

Several studies have reported heavy metal contamination at urban vegetable gardening sites in developing countries (Abdu et al., 2011; Kiba et al., 2012). This contamination results from polluted urban refuse used as soil amendment as well as sewage water from industrial sites used for irrigation. However, Abdu et al. (2011) investigated a market gardening site in Bobo-Dioulasso and found that heavy metal concentrations were below the safety threshold for arable soils. Although the site investigated by Abdu et al. (2011) was different from Kuinima, it was also an intensive vegetable production site within the same city. There was no reason to believe that the type of urban refuse used at Kuinima is different from the one used at the site investigated by Abdu et al. (2011). In addition, farmers at Kuinima nowadays exclusively use well water for irrigation, such that contamination through sewage can be excluded. As pointed out by Arshad and Martin (2002), the selection of soil indicators must be adapted to the local context and objectives. Given the knowledge gained from the study of Abdu et al. (2011) and the high costs of analyses, heavy metal concentrations were therefore not investigated. Cost is one of the important factors that must be taken into account when assessing soil quality (Bünemann et al., 2018).

Principal component analysis

The methodology that was used to identify the MDS allowed to reduce by 58% the number of variables needed to characterize the soil quality status for both the mean and global SQI. MDS are therefore an effective method for assessing soil quality, as they allow a rapid and accurate reduction of redundant variables (Armenise et al., 2013; de Paul Obade and Lal., 2014; Yu et al., 2018). Because the GME used in the mean SQI actually encompasses 4 different enzymatic activities, the global SQI, which relies on 11 variables,

nevertheless appears more efficient in terms of data requirement than the mean SQI, which effectively uses 14 variables. Both approaches resulted in the selection of chemical, biological and physical variables, even though no constraints were implemented to ensure this in the case of the global approach. Nevertheless, the two approaches differed in the selection of variables for about half of the indicators, especially regarding the choice of biological indicators.

Numerous previous studies showed that total organic carbon (Ctot) and total nitrogen (Ntot) are good indicators of soil quality (Andrews and Carroll, 2001; Karlen et al., 2009). In our study, total organic carbon (Ctot) and total nitrogen (Ntot) were not retained. Indeed, in spite of being very highly weighted (Table 6.3), Ctot and Ntot were eliminated from the MDS. This is because Ctot is very highly correlated with the CEC, for reasons discussed above, and Ntot, being highly correlated to Ctot, is therefore also highly correlated to CEC. This does not invalidate the results of previous studies, however, since Ctot is strongly correlated to the mean ($r = 0.75$) and global SQIs ($r = 0.82$).

Evolution of soil quality index

Irrespective of the approach used for calculating the SQI, a steady improvement in soil quality is observed as the duration of cultivation increases (Fig. 6.2). This can be largely attributed to large inputs of organic amendments, which serve as a source of organic carbon for soil microorganisms and, once decomposed, help improve other soil properties. The improvements in soil quality were, however, strongest in the chemical component, followed by the biological and last by the physical components (Fig. 6.1). This may be because improvements in soil chemical quality are directly driven by the improved SOM content and the nutrient inputs through fertilizers. For instance, CEC, which is one of the variables retained for SQI_{chem}, is expected to increase proportionally with the increase in SOC. In the case of biological quality, organic matter inputs also drive the overall improvement of soil quality, but there are signs that these additions may be excessive, as discussed above (C/N ratio increasing over time; respiration increase less than proportional to the increase in MBC). Finally, although SOM also drives the changes in soil physical quality, this happens indirectly,

through improvements in soil structure, which may explain why the response of SQI_{phys} is lowest compared to SQI_{chem} and SQI_{biol}.

Despite the fact that the global and mean SQI are based on different indicators for more than half of their MDS, there is a great similarity between the evolution of the global quality index and the average of the quality indices (Fig. 6.2). This can be attributed to the strong interdependence between the different indicators (Table 6.2), as was already mentioned by Karlen et al. (1994) or Arshad and Martin (2002). Nevertheless, the correlation between the mean and global SQI is not very strong ($r = 0.51$), which indicates that they convey different information to some extent.

Besides the reduction in the number of variables needed for evaluating soil quality, the use of an SQI allowed to reduce the variability in the data. For many individual indicators, considerable unexplained variability between plots remained after removal of the temporal trend (not shown; see chapter 4 and 5). This variability likely resulted from the great variety in crops and crop management practices across farmers (Ouédraogo et al., 2019). Aggregating the data at the level of the SQI allowed reducing the unexplained variability, i.e., some of the variability appears to have been averaged out. This greater robustness of the SQI compared to individual indicators would be an additional advantage when using the SQI for comparing the impact of different crop management strategies on soil quality, for instance.

Even though the global and mean SQI evolve similarly over time, it appears that the use of the mean SQI may be preferable to the global SQI despite requiring a slightly larger number of analyses. Indeed, by definition, the former integrates explicitly the three components of soil quality. Even though the global SQI also integrates variables from the three components of soil quality, it appears that it is most strongly impacted by the chemical component (Table 6.6). In addition, although the variability around the mean linear trend is similar for both approaches, the linear increase in soil quality over time explains a greater proportion of the total variance in the case of the mean SQI than the global SQI, which could indicate greater robustness of the former approach.

Evaluation methodology

The majority of the authors are unanimous regarding the main stages of soil quality assessment: the selection of an MDS, normalization of scores, and calculation of a global index (Andrews et al., 2002a; Bünemann et al., 2018). The selection of MDS can be done either by expert judgment (Doran and Parkin, 1994) or by statistical methods such as multivariate standardized principal component (PCA) analyses (Andrews et al., 2002a). These two methods were considered valid by Andrews et al. (2002b) for establishing a soil quality index in vegetable production systems in the USA. Svoray et al. (2012) used the expert judgment method and statistical method to study land degradation due to soil loss and found that statistical models improved prediction compared to expert judgment models. Also, Bünemann et al. (2018) argued that the method based on expert judgement may lack methodological transparency, which may compromise its application. Rinot et al. (2019) also recommended the use of quantitative statistical models rather than expert-based models. However, he added that despite the above limitations, expert advice can be used to facilitate the selection of relevant attributes when combined with simple methods (Rinot et al., 2019).

With regard to the standardization of scores, both linear or non-linear functions have been used, but the functionality of many indicators seems to be better represented by a non-linear than a linear function (Andrews et al., 2002b). These authors argued that non-linear functions better represent the attributes of the soil system and are therefore more appropriate as normalization functions. This explained the choice of non-linear functions in the present study. Thus, we used a sigmoidal function with a higher ("more is better") or lower (“less is better”) asymptote depending on the variable. In the case of soil pH, a bell-shaped function with an optimum between 6.3 to 7.2 is most often used, as this corresponds to the optimal range for plant nutrient availability (Truog, 1947). In the present study, since pH exceeded this optimum range in only a few cases, the use of a "more is better" sigmoidal function seemed sufficient.

Besides the choice of normalization function, additional hypotheses were made regarding the centering of the sigmoidal function and its slope. The hypotheses are consistent with previous studies (Sharma et al., 2005; Bastida

et al., 2006; Zhang et al., 2019). However, the positioning and shape of the sigmoidal function should ideally be based on reference values and local knowledge. While this may be possible to some extent for soil chemical and physical properties, insufficient knowledge is currently available regarding biological activity indicators to define relevant response functions. An additional difficulty would be that optimal indicator values may to some extent be crop-dependent, yet a wide variety of crops are grown in urban vegetable garden sites (Ouédraogo et al., 2019). In the future, greater effort should thus be invested in establishing reference values and response functions for evaluating soil quality for vegetable cropping systems in weathered tropical soils.

6.5 Conclusion

A SQI was derived for urban market garden soils based on the standardized PCA method using two different approaches. The first approach was based on the calculation of a mean index based on the chemical, biological and physical soil quality. The second approach was based on the estimation of a global soil quality index. Irrespective of the approach used to calculate the SQI, and in spite of the intensive use of pesticides and fertilizers, results indicate an overall improvement in soil quality with the number of years of cultivation, which was attributed to the large inputs of organic amendments in these systems. The improvement appears more marked in the chemical, then biological and finally physical components of soil quality.

Both approaches used for calculating the SQI lead to a similar reduction in the number of variables needed to estimate the SQI. Nevertheless, the two approaches differed for about half the indicators retained in the MDS. Despite the great similarity between the two approaches to soil quality change, the use of the mean of the quality index seems preferable because it is a more balanced reflection of the three components of soil quality and explains a greater proportion of the total variance. In order to improve the methodology, greater efforts should be made to establish reference values and indicator response functions to assess soil quality for vegetable growing systems in tropical soils.

Chapitre 7

Conclusions générales et perspectives

7.1 Revue de la méthodologie

Assurer la durabilité des systèmes de production maraîchers constitue un défi majeur, compte tenu de la forte pression qu'ils exercent sur l'environnement, des risques sanitaires mais aussi de leur importance socio-économique au Burkina Faso. Cette durabilité ne saurait être possible sans une meilleure connaissance des pratiques maraîchères et la prise en compte de la grande diversité de ces pratiques dans les systèmes de production. De plus, la santé des sols (« soil health ») étant un élément crucial pour assurer une production maraîchère durable, cela suscite un intérêt pour une évaluation de l'évolution de la qualité du sol en fonction du nombre d'années de culture pour les systèmes de production intensifs. Ainsi, l'objectif global de cette étude était de contribuer à évaluer la durabilité des systèmes de production maraîchers à travers une meilleure connaissance des pratiques maraichères et de leur impact à court et à long terme sur le sol au Burkina Faso. Pour atteindre cet objectif, il a fallu :

1) Réaliser une caractérisation générale des pratiques et une typologie des exploitations maraichères en fonction des pratiques agricoles.

2) Evaluer l'effet à court et long terme du maraîchage et des différentes caractéristiques du sol et du site sur les fractions totales ainsi que labiles et stables du carbone organique du sol.

3) Evaluer l'impact du maraîchage sur l'évolution à court et long terme de la qualité biologique des sols.

4) Explorer la qualité du sol après plusieurs années de culture intensive, par l'utilisation d'indices intégrés d'évaluation de la qualité des sols qui pourraient être utilisés pour sa surveillance.

La méthodologie a consisté à sélectionner 300 producteurs repartis sur 10 sites maraîchers situés en milieu urbain, semi-urbain et rural. Chaque producteur a été questionné sur ses pratiques et sa perception de l'impact de ses pratiques

sur le sol, l'eau et les cultures. Les quantités de pesticides ainsi que celles de nutriments (N, P, K) apportées sous formes organiques ou minérales ont été estimées. Enfin, une analyse multivariée a permis d'établir une typologie des exploitations en fonction des pratiques culturales.

Suite à cette caractérisation, le site de Kuinima a été choisi pour l'étude de la durée d'exploitation sur le sol. Ce choix tient au fait qu'il s'agit du plus grand site maraîcher de Bobo-Dioulasso et où les champs les plus anciens sont cultivés depuis plus de 50 ans avec une topographie relativement homogène. Soixante-neuf champs ont été sélectionnés pour couvrir une gamme de durées de culture (de 0 à > 50 ans). Des prélèvements de sol ont été faits dans chacun des champs sur l'horizon 0-15 cm.

Sur chaque échantillon de sol, une analyse granulométrique et des analyses de carbone total ont été effectuées, puis un fractionnement du carbone a été fait par agitation et par sonification. En plus, les teneurs en oxyde de fer et d'aluminium extrait à l'oxalate ont été mesurées. D'autre part, les mêmes échantillons ont subi des analyses sur les propriétés biologiques (activités enzymatiques et biochimique) et chimiques (azote total, phosphore assimilable, pH, conductivité électrique, CEC, bases échangeables). Des échantillons non perturbés ont été prélevés pour la détermination des propriétés physiques (densité apparente ; courbe de rétention ; conductivité hydraulique). Grâce à des tests statistiques, l'ensemble des indicateurs a été utilisé pour la détermination d'un indice de qualité du sol.

7.2 Résumé des principaux résultats

L'étude de caractérisation et de typologie des pratiques maraîchères (chapitre 3) a permis d'aboutir à la conclusion selon laquelle, malgré l'utilisation intensive des pesticides chimiques et des fertilisants minéraux par les producteurs, surtout en milieu urbain, les pratiques généralisées de la rotation et des associations culturales et de la fertilisation organique par la majorité constituent un atout majeur pour la transition agro-écologique des systèmes de culture maraîchers. La typologie a ainsi permis de définir sur la base des pratiques, quatre types d'exploitations présentant des défis spécifiques à relever pour réussir cette transition agro-écologique. Les principaux défis

résident dans le développement de méthodes efficaces de gestion intégrées des ravageurs pour une réduction des doses de pesticide chimique et d'engrais, surtout de l'azote. La sensibilisation aux impacts sanitaires et environnementaux des pratiques culturales maraichères doit également être renforcée, tout particulièrement en milieu urbain, auprès des producteurs mais aussi auprès des consommateurs. Cela pourrait inciter les autorités à faire appliquer les lois en vigueur règlementant l'usage des pesticides et conduire les producteurs à modifier leurs pratiques, permettant à ces derniers une meilleure valorisation économique de leurs produits maraichers issus de systèmes de culture agro-écologiques.

Grâce à l'utilisation intensive d'amendements organiques, les pratiques maraîchères ont un effet positif sur la dynamique du carbone organique du sol (chapitre 4). La teneur en carbone organique total du sol augmente de façon asymptotique avec la durée de mise en culture de la parcelle. Il y a d'abord une augmentation de la fraction labile, puis une partie de ce carbone est stabilisée par association aux particules d'argile et de limons fins. On assiste également à une stabilisation physique importante dans les micro-agrégats, favorisés par la présence d'oxydes de fer et d'aluminium. Ainsi, les pratiques maraîchères contribuent à atténuer l'impact du changement climatique par la stabilisation du carbone organique. L'étude de cas a permis de démontrer que les meilleurs prédicteurs du carbone organique du sol sont le nombre d'années de culture et la teneur en oxyde de fer et d'aluminium extractibles à l'oxalate, et que le fractionnement du carbone dans les sols tropicaux nécessite des méthodes plus énergétiques (comme la sonification) que celles préconisées en milieu tempéré (agitation).

L'augmentation de la fraction labile de carbone organique du sol (obtenue par agitation) s'est traduite par une amélioration significative de la fertilité biologique du sol. On note cependant, une variabilité importante entre les exploitations, qui pourrait être liée à la diversité des pratiques culturales (chapitre 5). Une analyse de la qualité du sol à travers une approche holistique a permis d'observer une amélioration des indices de qualité physiques, chimiques, biologique et globale du sol attribuable à l'augmentation de la teneur en carbone du sol grâce aux apports d'amendements organiques. On

note cependant une grande variabilité entre les exploitations, qui pourrait être due à la grande diversité de pratiques culturales (chapitre 6).
Cependant, bien qu'elle ait des effets positifs sur la fertilité du sol, la fumure organique doit être utilisée de façon raisonnée dans les exploitations maraîchères. La même précaution doit être observée avec les engrais minéraux et les pesticides pour plus d'efficience et afin d'atténuer les risques de lixiviation d'éléments vers les nappes phréatiques et la production de gaz à effet de serre.

7.3 Limites de l'étude

Cette thèse, qui a permis de caractériser et de faire une typologie des pratiques maraîchères, puis d'évaluer l'impact sur le sol des pratiques maraichères intensives en fonction de la durée d'exploitation, présente quelques limites. La première limite est liée aux enquêtes. En effet, les informations collectées sur les pratiques culturales ne sont valables que pour l'année d'enquête, mais ne disent rien sur les pratiques mises en œuvre depuis le début de la production maraîchère. Cela n'a donc pas permis de faire le lien entre les pratiques culturales et les propriétés du sol afin de mieux expliquer la variabilité qui existe entre les exploitations. La deuxième limite tient du fait que l'étude n'a pas pris en compte les teneurs en métaux lourds du sol dans l'évaluation des indices de qualité du sol compte tenu du coût que cela engendrait. Enfin, la troisième limite est liée à l'absence d'exploitations agro-écologiques sur le site, qui aurait permis de faire une comparaison entre maraîchages agro-écologique et intensif, pour ce qui est de leur impact sur les sols.

7.4 Perspectives

7.4.1 Perspectives pour la recherche

Le travail ainsi réalisé a permis d'obtenir des informations importantes sur la diversité et la typologie des pratiques maraîchères. Il a permis également d'obtenir des résultats intéressants sur l'impact à long terme de ces pratiques

sur la qualité du sol. Cependant, certains points méritent d'être approfondis par la suite. Tout d'abord, la poursuite de l'étude de la durée d'exploitation sur les propriétés du sol, sur des sites agro-écologiques, permettrait de faire une comparaison avec les pratiques agroécologiques, et conventionnelles. L'étude devrait également prendre en compte d'autres dimensions environnementales de la santé des sols (par exemple, la pollution des eaux souterraines). En outre, des efforts devraient être faits pour établir des valeurs de référence et des fonctions de réponse des indicateurs permettant d'évaluer la qualité des sols pour les systèmes de culture maraichers dans les sols tropicaux. Enfin, des études approfondies devraient être menées pour établir les relations à court terme entre l'activité biologique et les pratiques culturales, ce qui permettrait de mieux expliquer la variabilité qui existe entre les exploitations.

7.4.2 Perspectives pour les acteurs du développement

Vu l'importance de la fertilisation organique sur le carbone organique du sol, il est nécessaire de sensibiliser les maraichers en milieu semi-urbain et rural, à l'intérêt d'accroitre les doses d'amendements organiques tout en réduisant les quantités de fertilisants minéraux afin d'aboutir à une combinaison équilibrée entre fumures organiques et minérales. Pour cela, en milieu semi-urbain et rural, il convient de développer un élevage bien intégré aux systèmes maraichers et de promouvoir le compostage des ordures ménagères et des résidus de cultures. Afin d'assurer la disponibilité d'amendements organiques de qualité, il convient de valoriser les déchets ménagers et agro-industriels, par la mise en place de filières de compostage. Pour réduire les quantités d'engrais apportées, il serait nécessaire d'élaborer une méthode d'apport raisonnée des fertilisants pour les principales cultures maraîchères et les rotations qui soit accessibles aux maraichers généralement non alphabétisés. Enfin, des efforts devront être faits pour un usage plus raisonné de tous les intrants et la mise en place d'un système de surveillance des sols.

Références bibliographiques

Abdu, N., Abdulkadir, A., Agbenin, J.O., Buerkert, A., 2011. Vertical distribution of heavy metals in wastewater-irrigated vegetable garden soils of three West African cities. Nutr. Cycl. Agroecosystems 89, 387–397. https://doi.org/10.1007/s10705-010-9403-3

Abdulkadir, A., 2012. Nutrient flows in urban and peri-urban agroecosystems in three West African cities. Doctoral thesis. Wageningen University, Germany. 217p.

Abdulkadir, A., Leffelaar, P.A., Agbenin, J.O., Giller, K.E., 2013. Nutrient flows and balances in urban and peri-urban agroecosystems of Kano, Nigeria. Nutr. Cycl. Agroecosystems 95, 231–254. https://doi.org/10.1007/s10705-013-9560-2

Acosta-Martinez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E., Kennedy, A.C., 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. Biol. Fertil. Soils 38, 216–227. https://doi.org/10.1007/s00374-003-0626-1

Adam, G., Duncan, H., 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. Soil Biol. Biochem. 33, 943–951. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00244-3

Adjia, R., Fezeu, W.M.L., Tchatchueng, J.B., Sorho, S., Echevarria, G., Ngassoum, M.B., 2008. Long term effect of municipal solid waste amendment on soil heavy metal content of sites used for periurban agriculture in Ngaoundere, Cameroon. African J. Environ. Sci. Technol. 2, 412–421.

Ahouangninou, C.C.A. 2013. Durabilité de la production maraichère au sud-Benin: un essai de l'approche écosystémique. Thèse de Doctorat Unique, Université d'Abomey-Calavi, (Bénin). 344 p. https://agritrop.cirad.fr/572410/1/document_572410.pdf

Ahouangninou, C., Martin, T., Edorh, P., Bio-bangana, S., Samuel, O., St-laurent, L., Dion, S., Fayomi, B., Biomédicales, S., Calavi, A., Hortsys, U.P.R., 2012. Characterization of Health and Environmental Risks of Pesticide Use in Market-Gardening in the Rural City of Tori-Bossito in Benin , West Africa 2012, 241–248.

Ahouangninou, C., Fayomi, B.E., Martin, T., 2011. Évaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires des producteurs maraîchers dans la commune rurale de Tirés à part : C. Ahouangninou Tori-Bossito (Sud-Bénin). Cah Agric 20 : 216-22. DOI : 10.1684/agr.2011.0485.

Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Trans. Autom. Control 19, 716–723.

Amoah, P., Drechsel, P., Abaidoo, R.C., Ntow, W.J., 2006. Pesticide and Pathogen Contamination of Vegetables in Ghana's Urban Markets. Archiv. Environ. Contam. Toxicol. 50, 1–6.

Andrews, S.S., Flora, C.B., Mitchell, J.P., Karlen, D.L., 2003. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. Geoderma 114, 187–213. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00041-7

Andrews, S.S., Mitchell, J.P., Mancinelli, R., Karlen, D.L., Hartz, T.K., Horwath, W.R., Munk, D.S., 2002a. On-farm assessment of soil quality in California's central valley. Agronomy Journal, 94(1), 12-23.

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Mitchell, J.P., 2002b. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric. Ecosyst. Environ. 90, 25–45. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8

Andrews, S.S., Carroll, C.R., 2001. Designing a Soil Quality Assessment Tool for Sustainable Agroecosystem Management Author (s): Susan S . Andrews and C . Ronald Carroll Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : https://www.jstor.org/stable/3061079. Ecol. Soc. Am. 11, 1573–1585.

Aon, M., Colaneri, A., 2001. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. Appl. Soil Ecol. 18, 255–270. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00161-5

Armenise, E., Redmile-Gordon, M.A., Stellacci, A.M., Ciccarese, A., Rubino, P., 2013. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. Soil Tillage Res. 130, 91–98. https://doi.org/10.1016/j.still.2013.02.013

Arrouays, D., Jolivet, C., Boulonne, L., Bodineau, G., Saby, N., & Grolleau, E., 2002. Une initiative nouvelle en France: la mise en place d'un Réseau multi-institutionnel de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). Cpte Rend Ac Agr Fr, 88, 93-105.

Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 88, 153–160. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3

Badiane, N.N.Y., Chotte, J., Pate, E., Masse, D., Rouland, C., 2001. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. Appl. Soil Ecol. 18, 229–238. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00159-7

Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. Organic Geochemistry, 31, 697–710. Org. Geochem. 31, 697–710.

Balesdent, J., Wagner, G.H., Mariotti, A., 1988. Soi1 organic matter tumover in long term fïeld experiments as revealed by carbon 13C natural abundance. Soil. Sci. Soc. Am. J., 52, 118-124.

Bardgett, R.D., Mawdsley, J.L., Edwards, S., Hobbs P.J., Rodwell, J.S., Davies, W.J., 1999. Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. Funct. Ecol.13: 650–660.

Barthès, B.G., Kouakoua, E., Larré-Larrouy, M.-C., Razafimbelo, T.M., de Luca, E.F., Azontonde, A., Neves, C.S.V.J., de Freitas, P.L., Feller, C.L., 2008. Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. Geoderma 143, 14–25. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.10.003

Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Rose, J., 2015. Are interactions between organic compounds and nanoscale weathering minerals the key drivers of carbon storage in soils? *Environ.* Sci. Technol. 49, 3997–3998.

Bastida, F., Luis Moreno, J., Teresa Hernández, García, C., 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. Soil Biol. Biochem. 38, 3463–3473. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.001

Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147, 159–171. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007

Bempah, C.K., Buah-Kwofie A., Denutsui D., Asomaning J., Tutu A.O., 2011. Monitoring of pesticide residues in fruits and vegetables and related health risk assessment in Kumasi metropolis, Ghana. Res. J. Environ. Earth Sci. 3(6), 761–771.

Berg, G., Smalla, K., 2009. Plant species and soil type cooperativelyshape the structure and function of microbial communities in therhizosphere. FEMS Microbiol Ecol 68:1–13.

Bielders, C.L., Michels, K., Bationo, A., 2002. On-farm evaluation of ridging and residue management options in a Sahelian millet-cowpea intercrop. 1. Soil quality changes. Soil Use Manag. 18, 216–222. https://doi.org/10.1079/SUM2002135

Bilgo, A., Masse, D., Sall, S., Serpantié, G., Chotte, J.-L., Hien, V., 2006. Chemical and microbial properties of semiarid tropical soils of short-term fallows in Burkina Faso, West Africa. Biol. Fertil. Soils 43, 313–320. https://doi.org/10.1007/s00374-006-0107-4

Blakemore, L. C., Searle P. L. and Daly, B. K. 1981. Methods for Chemical Analysis of Soils. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 10A. Department of Scientific and Industrial Research, New Zealand.

Bognini, S., 2006. Cultures maraîchères dans l'économie des ménages à Réo et à Goundi dans la province du Sanguié au Burkina Faso. Mémoire du diplôme de maîtrise. Université de Ouagadougou. Burkina Faso. 106p. https://www.memoireonline.com/10/10/3997/m_Cultures-maracheres-dans-leconomie-des-menages--Reo-et--Goundi-dans-la-province-du-Sang29.html#toc58

Böhme, L., Langer, U., Böhme, F., 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 141–152. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.017

Bray, R.H., Kurtz L.T., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus insoils. Soil. Sci. 59, 39-45.

Brejda, J.J., Karlen, D.L., Smith, J.L., Allan, D.L., 2000. Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 2125–2135.

Brussaard, L., et al., 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. Ambio 26, 563–570

Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. Soil Biol. Biochem. 120, 105–125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Bünemann, E.K., Schwenke, G.D., Van Zwieten, L., 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. Soil Res. 44, 379. https://doi.org/10.1071/SR05125

Caner, L., Bourgeon, G., Toutain, F., Herbillon, A.J. 2000. Characteristics of non-allophanic Andisols derived from low-activity clay regoliths in the Nilgiri Hills (Southern India). European Journal of Soil Science, 51, 553–563.

Caner, L., Petit, S., Joussein, E., Fritsch, E., Herbillon, A.J., 2011. Accumulation of organo-metallic complexes in laterites and the formation of Aluandic Andosols in the Nilgiri Hills (southern India): similarities and differences with Umbric Podzols. Eur. J. Soil Sci. 62, 754–764. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01389.x

Cariglia, A., 2007. Lutte préventive contre le flétrissement bactérien en culture de tomate hors sol - état des connaissances et conseils. Association Réunionnaise pour la Modernisation de l'Economie Fruitière, Légumière et Horticole (ARMEFLHOR). Pôle de protection des plantes, St-Pierre Iles de la Réunion, France, 138 p.

Chauvel, A., Pedro, G., Tessier, D., 1976. Rôle du fer dans l'organisation des matériaux kaoliniques. Sci. Sol, 2, 101-115.

Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. Soil Tillage Res. 188, 41–52.

https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011

Cissé, G., Kientga, M., Ouédraogo, B., Tanner, M., 2002. Développement du maraîchage autour des eaux de barrage à Ouagadougou : quels sont les risques sanitaires à prendre en compte ? Cahiers Agricultures. Volume 11, Numéro 1, 31-8, Janvier - Février 2002, Cultures irriguées et santé. http://www.jle.com/fr/revues/medecine/stv/e-docs/00/00/EB/2B/article.phtml.

Conn, C., Dighton, J., 2000. Litter quality influences on decomposition, ectomycorrhizal community structure. Soil Biol. 32, 489–496.

C.P.C.S., 1967. La Classification Française des Sols. ENSA, Grignon, 96 pp.

D'Arondel de Hayes, J., Traoré, G., 1990. Cultures maraîchères en zone Soudano- Sahélienne. Recueil de fiches techniques, 79: CIRAD-IRAT, INERA. http://agritrop.cirad.fr/341076/1/ID341076.pdf

Dabire, T.G, Bonzi ,S., Somda, I., Legreve, A., 2016. Evaluation *in vitro* de l'activité antagoniste d'isolats de *Trichoderma harzianum* Pers. contre trois espèces fongiques pathogènes de l'oignon au Burkina Faso. Tropicultura, 34, 3,313-322**.**

de Paul Obade, V., Lal, R., 2014. Using meta-analyses to assess pedo-variability under different land uses and soil management in central Ohio, USA. Geoderma 232–234, 56–68. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.030

Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K., 2004. Carbon Sequestration in Micro-aggregates of No-Tillage Soils with Different Clay Mineralogy. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 1935. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1935

Deng, Y., Dixon, J.B., 2002. Soil organic matter and organic-mineral interactions. *In*:Dixon, J.B., Schulze, D.G. (Eds.), Soil Mineralogy with Environmental Applications. Soil Science Society of America, Inc, Madison, Wisconsin, USA, pp. 69–197.

DGPER., 2010. « Rapport d'analyse du module maraîchage, bureau central du recensement général de l'agriculture »,214 p.

Diallo-Diagne, N.H., Assigbetse, K., Sall, S., Masse, D., Bonzi, M., Ndoye, I., Chotte, J.L., 2016. Response of Soil Microbial Properties to Long-Term Application of Organic and Inorganic Amendments in a Tropical Soil (Saria, Burkina Faso). Open J. Soil Sci. 06, 21–33. https://doi.org/10.4236/ojss.2016.62003

Dick, R., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurstl, C.E., Double, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), Biological Indicators of Soil Health. CAB International, pp. 121±156.

Diogo, R.V.C., Buerkert, A., Schlecht, E., 2010. Horizontal nutrient fluxes and food safety in urban and peri-urban vegetable and millet cultivation of Niamey, Niger. Nutr. Cycl. Agroecosystems 87, 81–102. https://doi.org/10.1007/s10705-009-9315-2

Dixon, J. B. 1989. Kaolin and Serpentine group minerals. *In* Minerals in Soil Environments. Ed. J B Dixon and S BWeed. pp 467–525. SSSA Book Series No. 1. SSSA, Madison, WI.

do Nascimento, N.R., Bueno, G.T., Fritsch, E., Herbillon, A.J., Allard, T., Melfi, A.J., Astolfo, R., Boucher, H., Li, Y., 2004. Podzolization as a deferralitization process: a study of an Acrisol-Podzol sequence derived from Palaeozoic sandstones in the northern upper Amazon Basin. Eur. J. Soil Sci. 55, 523–538. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00616.x

Doran, J. W., and Zeiss M. R. 2000. Soil health and sustainability: managingthe biotic component of soil quality. Appl. Soil Ecol.15:3–11

Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebig, M.A., 1996. Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. (Ed.), Advances in Agronomy Vol. 56. Academic Press, San Diego, CA, pp. 1–54.

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, J.W., Bezdicek, D.F. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., vol. 35. ASA-SSSA, Madison, WI, pp. 3–21.

Dossa, L.H., Abdulkadir, A., Amadou, H., Sangaré, S., Schlecht, E., 2011. Exploring the diversity of urban and peri-urban agricultural systems in Sudano-Sahelian West Africa: An attempt towards a regional typology. Landscape and Urban Planning, 10(2), 196–206. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.04.005

Drechsel, P., Quansah, C. and Penning De Vries, F., 1999. Stimulation of urban and peri-urban agriculture in West Africa: characteristics, challenges, need for action. In Urban Agriculture in West Africa. Contributing to Food Security and Urban Sanitation, ed. O. B. Smith. Ottawa, Canada and Wageningen, Netherlands. Available from http://www.idrc.ca/en/ev-33700-201-1-DO_TOPIC.html International Development Research Centre (IDRC), Technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation (ACP-EU).

Eusterhues, K., Neidhardt, J., Hädrich, A., Küsel, K., Totsche, K.U., 2014. Biodegradation of ferrihydrite-associated organic matter. Biogeochemistry 119, 45–50. https://doi.org/10.1007/s10533-013-9943-0

FAO, 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports, 103 p.

Faure, Y.A., Labazee, P., 2002. Socio-économie des villes africaines: Bobo et Korhogo dans les défis de la décentralisation. Karthala. Paris, France. 564p.

Feller, C., 1995. La matière organique du sol: un indicateur de la fertilité. Application aux zones sahélienne et soudanienne. Agriculture et développement, (8), 35-41.

Feller, C., Beare, M., 1997. ScienceDirect - Geoderma Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma 79, 69–116.

Feng, W., Plante, A.F., Six, J., 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. Biogeochemistry 112, 81–93. https://doi.org/10.1007/s10533-011-9679-7

Florian, S., 2003. Le potentiel des systèmes d'information pour la gestion de l'agriculture urbaine à Bobo-Dioulasso. Mémoire de fin d'études. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

Frankenberger, W.T., Dick, W.A., 1983. Relationships Between Enzyme Activities and Microbial Growth and Activity Indices in Soil1. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 945. https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700050021x

Fritsch, E., Balan, E., do Nascimento, N.R., Allard, T., Bardy, M., Bueno, G. et al., Derenne, S., Melfi, A.J., Calas, G., 2011. Deciphering the weathering processes using environmental mineralogy and geochemistry: towards a general model of laterite and podzol genesis in the Upper Amazon Basin. Compt. Rendus Geosci. 343, 188–198.

Fritsch, E., Morin, G., Bedidi, A., Bonnin, D., Balan, E., Caquineau, S., Calas, G., 2005. Transformation of haematite and Al-poor goethite to Al-rich goethite and associated yellowing in a ferralitic clay soil profile of the middleAmazon Basin (Manaus, Brazil). Eur. J. Soil Sci. 56, 575–588.

Gafsi, M., Dugué, P., Jamin, J-Y., Brossier, J., 2007. Exploitations agricoles d'Afrique de l' ouest et du Centre chez Quae. Pp472. https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/100821/1395_PDF.pdf?sequence=1

García-Gil, J., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32, 1907–1913. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00165-6

Geisseler, D., Scow, K.M., 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review. Soil Biol. Biochem. 75, 54–63. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023

Granatstein, D., Bezdicek, D.F., 1992. The need for a soil quality index: local andregional perspectives. Am. J. Altern. Agric. 7, 12–16.

Grandy, A.S., Neff, J.C., 2008. Molecular C dynamics downstream: The biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function. Sci. Total Environ. 404, 297–307. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.013

Griffiths, B.S., Römbke, J., Schmelz, R.M., Scheffczyk, A., Faber, J.H., Bloem, J., Pérès, G., Cluzeau, D., Chabbi, A., Suhadolc, M., Sousa, J.P., Martins da Silva, P., Carvalho, F., Mendes, S., Morais, P., Francisco, R., Pereira, C., Bonkowski, M., Geisen, S., Bardgett, R.D., de Vries, F.T., Bolger, T., Dirilgen, T., Schmidt, O., Winding, A., Hendriksen, N.B., Johansen, A., Philippot, L., Plassart, P., Bru, D., Thomson, B., Griffiths, R.I., Bailey, M.J., Keith, A., Rutgers, M., Mulder, C., Hannula, S.E., Creamer, R., Stone, D., 2016. Selectingcost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring ofsoil biodiversity and ecosystem function. Ecol. Indic. 69, 213–223. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023

Harris, J.A., Birch, P., 1989. Soil microbial activity in opencast coal mine restoration. Soil Use and Management 5, 155±160.

Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with silt and clay particles. Plant Soil 191, 77–87.

Hayano, K., 1973. A method for determination of β-glucosidase activity in soil. Soil Science and Plant Nature 19, 103-108.

Hayano, K., Tubaki, K., 1985. Origin and properties of b-glucosidase activity of tomato-field soil. Soil Biology & Biochemistry 17, 553–557.

Haney, R.L., Senseman, S.A., Hons, F.M., 2002. Effect of roundup on microbial activity and biomass from selected soils. J. Environ.Qual. 31, 730-735.

Haynes, R.J., 1999. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. Biol. Fertil. Soils 30, 210–216. https://doi.org/10.1007/s003740050610

Hulugalle, N. R. 1988.Effect of cover crop on soil physicaland chemical properties of an alÞsol in the Sudan savan-nah of Burkina faso. Arid Land Res. Manage. 2: 251Ð267.

Högberg, M.N., Högberg, P., Myrold, D.D., 2006. Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? Oecologia 150, 590–601. https://doi.org/10.1007/s00442-006-0562-5

Illy, L., Bellem, J., Sangare, N., Kabore, M., 2007. Contribution des cultures de saison sèche à la réduction de la pauvreté et à l'amélioration de la sécurité alimentaire. CAPES (Centre d'Analyse des Politiques Economiques et Sociales). Rapport d'étude. Burkina Faso, 120 p. https://www.capes.bf/IMG/pdf/cultures_de_saison_seche.pdf

INSD, 2017. Annuaire statistique 2016. Institut National de la Statistique et de la Démographie. Burkina Faso. http://www.insd.bf/n/contenu/pub_periodiques/annuaires_stat/Annuaires_stat_nationaux_BF/Annuaire_stat_2016.pdf

IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Jones, A., Breuning-Madsen, H., Brossard, M., Chapelle, J., Dampha, A., Deckers, J., Dewitte, O., Dondeyne, S., Gallali, T., Hallett, S., Jones, R., Kilasara, M., Le Roux, P., Micheli, E., Montanarella, L., Spaargaren, O., Thiombiano, L., Van Ranst, E., Yemefack, M., Zougmore R., (eds.), 2015, Atlas des sols d'Afrique. Commission europeenne, Bureau des publications de l'Union europeenne, Luxembourg. 176 pp.

Jones, D.L., Edwards, A.C., 1998. Influence of sorption on the biological utilization of two simple carbon substrates. Soil Biol. Biochem. 30, 1895–1902. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00060-1

Kaiser, K., Eusterhues, K., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kögel-Knabner, I., 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals — investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 451. https://doi.org/10.1002/1522-2624(200208)165:4<451::AID-JPLN451>3.0.CO;2-B

Kaiser, K., Zech, W., 1998. Soil dissolved organic matter sorption as influenced by organic and sesquioxide coatings and sorbed sulfate. Soil Sci. Soc. Am. J. 62 (1), 129–136.

Kallenbach, C., Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 241–252. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.020

Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? Geoderma 114, 145–156. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9

Karlen, D.L., Hurley, E.G., Andrews, S.S., Cambardella, C.A., Meek, D.W., Duffy, M.D., Mallarino, A.P., 2009. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean locations. Staff Gen. Res. Pap. Arch. 6, 1–6.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. (A Guest Editorial) Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 4–10.

Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S., et al., 1994. Long-term tillage effects on soil quality. Soil Tillage Res. 32, 313–327.

Kêdowidé, C.M.G., Sedogo, M.P., Cisse, G., 2010. Dynamique spatio temporelle de l'agriculture urbaine à Ouagadougou: cas du maraîchage comme une activité montante de stratégie de survie. Vertigo-La revue en sciences de l'environnement, volume 10, numéro 2, http//vertigo.revues.org/10312.

Kiba, D.I. 2012. Diversité des modes de gestion de la fertilité des sols et leurs effets sur la qualité des sols et la production des cultures en zones urbaine, péri-urbaine et rurale au Burkina Faso. Thèse de doctorat unique en développement rural. Option : Systèmes de Production Végétale. Université polytechnique de Bobo-Dioulasso (Burkina-Faso). 114p.

Kiba, D.I., Zongo, N.A., Lompo, F., Jansa, J., Compaore, E., Sedogo, P.M., Frossard, E., 2012. The diversity of fertilization practices affects soil and crop quality in urban vegetable sites of Burkina Faso. Eur. J. Agron. 38, 12–21. https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.11.012

Kinané, M.L., Tougma, A., Ouedraogo, D., Sonou, M., 2008. Urban farmer's Irrigation practices in Burkina Faso. Urban Agriculture Magazine 20:25-26.

Kong, A.Y.Y., Six, J., Bryant, D.C., Denison, R.F., van Kessel, C., 2005. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 1078. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0215

Landais, E., Deffontaines, J-P., Benoît, M., 2016. Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique. Études rurales 109 : 125-158. DOI : 10.3406/rural.1988.3226.

Lehmann, E., Turrero, N., Kolia, M., Konaté, Y., de Alencastro, L.F., 2017. Dietary risk assessment of pesticides from vegetables and drinking water in gardening areas in Burkina Faso. Sci. Total Environ. 601–602, 1208–1216. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.285

Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. Nature 528, 60–68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Li, J., Cooper, J.M., Lin, Z., Li, Y., Yang, X., Zhao, B., 2015. Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. Appl. Soil Ecol. 96, 75–87. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.001

Liang, B., Yang, X., He, X., Zhou, J., 2011. Effects of 17-year fertilization on soil microbial biomass C and N and soluble organic C and N in loessial soil during maize growth. Biol. Fertil. Soils 47, 121–128. https://doi.org/10.1007/s00374-010-0511-7

Liptzin, D., and Silver, W.L. 2009. Effects of carbon additions on iron reduction and phosphorus availability in a humid tropical forest soil. Soil Biol Biochem41:1696–1702.

Liu, E.K., Zhao, B.Q., Mei, X.R., So, H.B., Li, J., Li, X.Y., 2010. Effects of no-tillage management on soil biochemical characteristics in northern China. J. Agric. Sci. 148, 217–223. https://doi.org/10.1017/S0021859609990463

Lompo, D.J-P., 2012. Matter flows and balances in urban vegetable gardens of Bobo Dioulasso, Burkina Faso (West Africa). Thèse de doctorat. University of Kassel, Allemagne. 64p.

Lompo, D.J.-P., Compaoré, E., Sedogo, M.P., Melapie, M., Bielders, C.L., Schlecht, E., Buerkert, A., 2018. Horizontal flows of nitrogen, potassium, and carbon in urban vegetables gardens of Bobo Dioulasso, Burkina Faso. Nutr. Cycl. Agroecosystems 0123456789. https://doi.org/10.1007/s10705-018-9949-z

Lompo, F., 2009. Effets induits des modes de gestion de la fertilité sur les états du phosphore et solubilisation des phosphates naturels dans deux sols acides du Burkina. Thèse de doctorat en sciences naturelles. Université de Cocody. Abidjan, Cote d'Ivoire.219 P + annexes.

Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions : a review. Soil Tillage Res. 70, 1–18.

MAH., 2011. Rapport général du module maraîchage. Ministère de l'Agriculture et de l'Hydraulique, Ouagadougou, Burkina Faso, 318 p.

MAHRH., 2011. « Bilan de la campagne 2009-2010 et de programmation 2010-2011 de la filière oignon dans la zone d'intervention du PAFASP », 86 p.

MAHRH., 2007. Analyse de la filière maraichage au Burkina Faso. Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques, Ouagadougou, Burkina Faso, 127 p.

Makoi, J.H.J.R., Ndakidemi, P.A., 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. African J. Biotechnol. 7, 181–191. https://doi.org/10.5897/AJB07.590

Marriott, E.E., Wander, M.M., 2006. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 950. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0241

Marschner, P., Crowley, D., Rengel, Z., 2011. Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis –model and research methods. Soil Biol. Biochem. 43, 883–894. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.005

Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Purakayastha, T.J., Patra, A.K., Singh, D., 2008. Soilquality indices for evaluation of long-term land use and soil managementpractices in semi-arid sub-tropical India. Land Degrad. Dev. 19, 516–529.

Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Singh, D., Patra, A.K., 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. Agric. Ecosyst. Environ. 118, 130–142. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.008

Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Singh, D., Patra, A.K., 2006. Changes in soil biological and biochemical characteristics in a long-term field trial on a sub-tropical inceptisol. Soil Biol. Biochem. 38, 1577–1582. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.012

MECV, 2007. Programme d'action national d'adaptation à la variabilité et aux changements climatiques (PANA du Burkina Faso). Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Ouagadougou, Burkina Faso, 84 p.

MEF, 2010. Stratégie de Croissance Accélérée et de Développement Durable 2011-2015. Ministère de l'Economie et des Finances, Ouagadougou, Burkina Faso, 116 p.

Millogo, H., 2019. Contribution de la géomatique a la gestion des sols du périmètre maraîcher de Kuinima. Mémoire de master professionnel en système d'information géographique. Universite ouaga I Professeur Joseph Ki-Zerbo (Burkina Faso). 90p.

Milne, E., Banwart, S.A., Noellemeyer, E., Abson, D.J., Ballabio, C., Bampa, F., Bationo, A., Batjes, N.H., Bernoux, M., Bhattacharyya, T., Black, H., Buschiazzo, D.E., Cai, Z., Cerri, C.E., Cheng, K., Compagnone, C., Conant, R., Coutinho, H.L.C., de Brogniez, D., Balieiro, F. de C., Duffy, C., Feller, C., Fidalgo, E.C.C., da Silva, C.F., Funk, R., Gaudig, G., Gicheru, P.T., Goldhaber, M., Gottschalk, P., Goulet, F., Goverse, T., Grathwohl, P., Joosten, H., Kamoni, P.T., Kihara, J., Krawczynski, R., La Scala, N., Lemanceau, P., Li, L., Li, Z., Lugato, E., Maron, P.-A., Martius, C., Melillo, J., Montanarella, L., Nikolaidis, N., Nziguheba, G., Pan, G., Pascual, U., Paustian, K., Piñeiro, G., Powlson, D., Quiroga, A., Richter, D., Sigwalt, A., Six, J., Smith, J., Smith, P., Stocking, M., Tanneberger, F., Termansen, M., van Noordwijk, M., van Wesemael, B., Vargas, R., Victoria, R.L., Waswa, B., Werner, D., Wichmann, S., Wichtmann, W., Zhang, X., Zhao, Y., Zheng, Jinwei, Zheng, Jufeng, 2015. Soil carbon, multiple benefits. Environ. Dev. 13, 33–38. https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.11.005

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. Geoderma 292, 59–86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

Minasny, B., McBratney, A.B., 2006. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. Comput. Geosci. 32, 1378–1388. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.12.009

Muñoz-Rojas, M., 2018. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. Curr. Opin. Environ. Sci. Heal. 5, 47–52. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.007

Nacro, H.B., Sd. Etude exploratoire sur l'agriculture urbaine dans la ville de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). Rapport d'étude. 73p.

Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soils. In: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.), Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York, pp. 293–355

Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero; P., 2002. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: Burns RG, Dick RP (eds) Enzymes in the environment. Activity, ecology and applications. Marcel Dekker, New York, pp 1–33.

Naré, R.W.A., Savadogo, P.W., Gnankambary, Z., Nacro, H.B., Sedogo, P.M., 2014. Effect of three pesticides on soil dehydrogenase and fluorescein diacetate activities in vegetable garden in Burkina Faso. Current Research Journal of Biological Sciences 6 (2): 102–106.

Okalebo, J.R., Gathua, K.W., Woomer, P.L., 2002. Laboratory Methods of Soil and Plant Analysis: A Working Manual, 2nd ed., Nairobi, 128 p.

Ouattara, B., Serpantié, G., Ouattara, K., Hien, V., Lompo, T., Bilgo, A., 1997. Etats physico-chimiques des sols cultivables en zone cotonnière du Burkina. Effets de l'histoire culturale et du type de milieu. Jachère Maint. la Fertil.

Ouattara, K., Ouattara, B., Assa, A., Sédogo, P.M., 2006. Long-term effect of ploughing, and organic matter input on soil moisture characteristics of a Ferric Lixisol in Burkina Faso. Soil Tillage Res. 88, 217–224. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.06.003

Ouédraogo, M., 2012. Impact des changements climatiques sur les revenus agricoles au Burkina Faso. J. Agric. Environ. Int. Dev. 106(1), 3–21.

Ouédraogo, R.A., Kambiré, F.C., Kestemont, M-P., Bielders, C.L. 2019. Caractériser la diversité des exploitations maraîchères de la région de Bobo-Dioulasso au Burkina Faso pour faciliter leur transition agroécologique.Cah. Agric.28: 20.

Pallo, F.J.P., Sawadogo, N., Zombré, N.P., Sedogo, M.P., 2009. Statut de la matière organique des sols de la zone nord- soudanienne au Burkina Faso. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 13, 139–142.

Pallo, F.J.P., Sawadogo, N., Sawadogo, L., Sedogo, M.P., Assa, A., 2008. Statut de la matière organique des sols dans la zone sud-soudanienne au Burkina Faso. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 12, 29–38.

PANA, 2003. Synthèse des études de vulnérabilité et d'adaptation aux changements climatiques: étude de cas du Burkina Faso. In Atelier de formation sur les Programmes d'Action Nationaux pour l'Adaptation (PANA), Ouagadougou, Burkina Faso.

Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., Gutiérrez, B., Méndez, A., 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. Biol. Fertil. Soils 48, 511–517. https://doi.org/10.1007/s00374-011-0644-3

Perrot, C, Landais, E. 1993. Exploitations agricoles: Pourquoi poursuivre la recherche sur les méthodes typologiques? Dossier : méthodes d'études en milieu paysan. Les Cahiers de la Recherche Développement, no33, 13-23.

Pichot, J. 1975. Rôle de la matière organique dans la fertilité du sol. Agron Trop 30:170-175.

Plaza, C., Courtier-Murias, D., Fernández, J. M., Polo, A., Simpson, A. J., 2013. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: a central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. Soil Biology and Biochemistry, 57, 124-134.

Pochet, G., Van der, Velde M., Vanclooster M., Delvaux B., 2007. Hydric properties of high charge, halloysitic clay soils from the tropical South Pacific region. Geoderma, 138 (1-2): 96-109.

Poeplau, C., Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. Geoderma 192, 189–201. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003

Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M.F., Derrien, D., Gioacchini, P., Grand, S., Gregorich, E., Griepentrog, M., Gunina, A., Haddix, M., Kuzyakov, Y., Kühnel, A., Macdonald, L.M., Soong, J., Trigalet, S., Vermeire, M.-L., Rovira, P., van Wesemael, B., Wiesmeier, M., Yeasmin, S., Yevdokimov, I., Nieder, R., 2018. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. Soil Biol.

Biochem. 125, 10–26. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025

Pose-Juan, E., Igual, J.M., S_anchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S., 2017. Influence of herbicide triasulfuron on soil microbial community in an unamended soil and a soil amended with organic residues. Front. Microbiol. 8, 378.

Predotova, M., Gebauer, J., Diogo, R. V. C., Schlecht, E., Buerkert, A., 2010. Gaseous nitrogen and carbon emissions from urban gardens in Niamey, Niger. Field Crops Res. 115: 1 – 8.

Raiesi, F., 2017. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. Ecol. Indic. 75, 307–320. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049

Raiesi, F., Beheshti, A., 2014. Soil specific enzyme activity shows more clearly soil responses to paddy rice cultivation than absolute enzyme activity in primary forests of northwest Iran. Appl. Soil Ecol. stage/Articles/Nouveau Doss. 75, 63–70. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.012

Raiesi, F., 2012. Soil properties and C dynamics in abandoned and cultivated farmlands in a semi-arid ecosystem. Plant Soil 351, 161–175. https://doi.org/10.1007/s11104-011-0941-5

Ramade, F., 2008. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Malakoff, France : Dunod.

Rao, I. M., Friesen, D. K., Osaki, M., 1999. Plant adaptation to phosphorus-limited tropical soils. In Handbook of plant and crop stress. pp 61–96. Marcel Dekker, New York, USA.

Ridder, N., Keulen, H., 1990. Some aspects of the role of organic matter in sustainable intensified arable farming systems in the West-African semi-arid-tropics (SAT). Fertil. Res. 26, 299–310. https://doi.org/10.1007/BF01048768

Rillig, M.C., Mummey, D.L., 2006. Tansley review Mycorrhizas and soil structure. New Phytol. 171, 41–53.

Rinot, O., Levy, G.J., Steinberger, Y., Svoray, T., Eshel, G., 2019. Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. Sci. Total Environ. 648, 1484–1491. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259

Robineau, O., Dugué, P., 2018. A socio-geographical approach to the diversity of urban agriculture in a West African city. Landscape and Urban Planning, 170: p. 48-58. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.010

Robineau, O., 2018. Elever des porcs dans une ville d'Afrique de l'Ouest : arrangements entre acteurs pour gérer la proximité ville-élevage. Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux, 71 (1-2) (dossier L'élevage porcin dans les pays tropicaux) : 10 p. https://doi.org/10.19182/remvt.31288

Robineau, O., 2013. Vivre de l'agriculture dans la ville africaine. Une géographie des arrangements entre acteurs à Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. Thèse de doctorat. Université Paul Valéry - Montpellier III, France, 363p. https://tel.archivesouvertes.fr/file/index/docid/917958/filename/ThA_se_O._Robineau_2013.pdf

Rodrigue, J.A., Burger, J.A., 2004. Forest soil productivity of mined land in the Midwestern and eastern coalfield regions.

Ross, D.J.K., Tate, R., Cairns, A., Meyrick, K.F., Parsic, E.A., 1982. Restoration of pasture after topsoil removal: effect of soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme activities. Soil Biology & Biochemistry 14, 575–581.

RUAF, 2005. Gardens of hope: urban micro-finance as a complementary strategy for mitigation of the HIV-AIDS pandemic. In: Visit to Johannesburg and Cape Town 17-25 August 2005. South Africa RUAF, ETC Urban Agriculture, Leusden, the Netherlands.

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., van Eekeren, N., de Goede, R.G.M., Jagersop Akkerhuis, G.A.J.M., vander Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. Eur. J. Soil Sci. 60, 820–832. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x

Saha, S., Prakash, V., Kundu, S., Kumar, N., Mina, B.L., 2008. Soil enzymatic activity as affected by long term application of farm yard manure and mineral fertilizer under a rainfed soybean–wheat system in N-W Himalaya. Eur. J. Soil Biol. 44, 309–315. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.02.004

Sall, M., Vanclooster, M., 2009. Assessing the well water pollution problem by nitrates in the small scale farming systems of the Niayes region, Senegal. Agric. Water Manag. 96, 1360–1368. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.010

Sangaré, S.A.K.S.B. 2012. Water and nutrient use efficiency and the vertical leaching losses in urban vegetable cropping systems in Bobo–Dioulasso (Burkina Faso). Thèse de doctorat. Université Catholique de Louvain (Belgique). 193p. https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal%3A110879/datastream/PDF_01/view

Schinner, F., Ohlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R., 1995. Indirect estimation of microbial biomass » in : Method of soil biology. Margesin Eds.-Springer P. 60-61.

Schjønning, P., McBride, R.A., Keller, T. Obour, P.B., 2017. Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents. Geoderma 286 (2017) 83–87.

Schmidt, M.W.I., Rumpel, C., Kögel-Knabner, I., 1999. Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils. Eur. J. Soil Sci. 50, 87–94. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00211.x

Schneider, M.P.W., Scheel, T., Mikutta, R., van Hees, P., Kaiser, K., Kalbitz, K., 2010. Sorptive stabilization of organic matter by amorphous Al hydroxide. Geochim. Cosmochim. Acta 74, 1606–1619. https://doi.org/10.1016/j.gca.2009.12.017

Schofield, R. K. and Samson, H. R. 1954. Flocculation of kaolinite due to the attraction of oppositely charged crystal faces. Faraday Discussions 18, 135–145.

Sedogo, P.M., 1993. Évolution des sols ferrugineux lessivés sous culture. Incidence des modes de gestion sur la fertilité. Thèse de doctorat : Université Nationale de Côte d'Ivoire, 343 p.

Sharma, K.L., Mandal, U.K., Srinivas, K., Vittal, K.P.R., Mandal, B., Grace, J.K., Ramesh, V., 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. Soil Tillage Res. 83, 246–259. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.002

Sinsabaugh, R.L., 1994. Enzymic analysis of microbial pattern and process. Biol Fertil Soils. 69–74.

Sinsabaugh, R.L., Lauber, C.L., Weintraub, M.N., Ahmed, B., Allison, S.D., Crenshaw, C., Contosta, A.R., Cusack, D., Frey, S., Gallo, M.E., Gartner, T.B., Hobbie, S.E., Holland, K., Keeler, B.L., Powers, J.S., Stursova, M., Takacs-Vesbach, C., Waldrop, M.P., Wallenstein, M.D., Zak, D.R., Zeglin, L.H., 2008. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. Ecol. Lett. 11, 1252–1264. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Tillage Res. 79, 7–31. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241, 155–176.

Šmejkalová, M., Mikanová, O., Borůvka, L., 2011. Effects of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. Plant, Soil Environ. 49, 321–326. https://doi.org/10.17221/4131-PSE

Smith, O.B., Moustier, P., Mougeot, L.J.A., Fall, A., 2004. Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone. Enjeux, concepts et méthodes. CIRAD / CRDI, 176 p.

Smith, L.J., Papendick, R.I., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Metting, B. (Ed.). Soil Microbial Ecology, Marcel Dekker, New York.

Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. Glob. Chang. Biol. 22, 1315–1324. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13178.

Smukler, S.M., Jackson, L.E., Murphree, L., Yokota, R., Koike, S.T., Smith, R.F., 2008. Transition to large-scale organic vegetable production in the Salinas Valley, California. Agric. Ecosyst. Environ. 126, 168–188. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.028

Somenahally, A., DuPont, J.I., Brady, J., McLawrence, J., Northup, B., Gowda, P., 2018. Microbial communities in soil profile are more responsive to legacy effects of wheat-cover crop rotations than tillage systems. Soil Biol. Biochem. 123, 126–135. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.025

Son, D., Zerbo, F.K.B., Bonzi, S., Legreve, A., Somda, I., Schiffers, B., 2018. Assessment of tomato (*Solanum lycopersicum L.*) producers' exposure level to pesticides, in Kouka and Toussiana (Burkina Faso). Int. J. Environ. Res. Public Health 2018, 15, 204; doi: 10.3390/ijerph15020204

Son, D., Somda, I., Legreve, A., Schiffers, B., 2017. Pratiques phytosanitaires des producteurs de tomates du Burkina Faso et risques pour la santé et l'environnement. Cah Agric 26: 25005. https://doi.org/10.1051/cagri/2017010

Stassart, P.M., Baret, Ph., Grégoire, J-Cl., Hance, Th., Mormont, M., Reheul, D., Stilmant, D., Vanloqueren, G., Visser, M., 2012. L'agroécologie : trajectoire et potentiel pour une transition vers des systèmes alimentaires durables. 21p. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/130063/1/Agroecologie%20Stassart%20%2c%20Baret%20et%20al.%20GIRAF.pdf

Stewart, C.E., Paustian, K., Conant, R.T., Plante, A.F., Six, J., 2008. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. Soil Biol. Biochem. 40, 1741–1750. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.014

Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., de Remy de Courcelles, V., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. Author's personal copy The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon Author's personal copy. Ecosyst. Environ. 164, 80–99.

Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Zeileis, A., Hothorn, T., 2007. Bias in random forest variable importance measures: Illustrations, sources and a solution. BMC Bioinformatics 8, 25. https://doi.org/10.1186/1471-2105-8-25

Štursová, M., Baldrian, P., 2011. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity. Plant Soil 338, 99–110. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0296-3

Svoray, T., Michailov, E., Cohen, A., Rokah, L., Sturm, A., 2012. Predicting gully initiation: comparing data mining techniques, analytical hierarchy processes and the topographicthreshold. Earth Surf. Process. Landf. 37 (6), 607–619.

Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol., 1: 301-307

Toé, A.M., 2010. Étude pilote des intoxications dues aux pesticides agricoles au Burkina Faso, Convention de Rotterdam, 55 p.

Tóth, G., Stolbovoy, V., Montanarella, 2007. "Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union Archived 2013-10-29 at the Wayback Machine", EUR 22721 EN. 40 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN 978-92-79-05250-7

Traoré, K., Toé, A.M., 2008. Capitalisation des initiatives sur les bonnes pratiques agricoles au Burkina Faso. Ministère de l'Agriculture de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques. 99 p. https://www.doc-developpement-durable.org/file/Outils-&-bonnes-pratiques-travail-de-la-Terre/bonnes-pratiques-agricoles/BonnesPratiquesAgricoles_Burkina.pdf

Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., Gil-Sotres, F., 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. Soil Biol. Biochem. 40, 2146–2155. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.015

Trigalet, S., Chartin C., Kruger, I., Carnol M., Van Oost, K., Wesemael, B., 2017. Soil organic carbon fractionation for improving agricultural soil quality assessment – a case study in Southern Belgium (Wallonia). Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 21.

Trigalet, S., Gabarrón-Galeote, M.A., Van Oost, K., van Wesemael, B., 2016. Changes in soil organic carbon pools along a chronosequence of land abandonment in southern Spain. Geoderma 268, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.014

Trigalet, S., Van Oost, K., Roisin, C., van Wesemael, B., 2014. Carbon associated with clay and fine silt as an indicator for SOC decadal evolution under different residue management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 196, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.011

Truog, E. 1947. Soil reaction influence on availability of plant nutrients. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 11:305–308. doi:10.2136/sssaj1947.036159950011000C0057x

Uehara, G. and Gillman, G., 1981. The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. West view tropical agriculture series, 170p. Boulder, Colorado.

USDA, 2009. Soil Respiration Soil Quality Indicators. Nat. Ressour. Conserv. Serv. 2.

Vall, E., Koutou, M., Blanchard, M., Coulibaly, K., Diallo, M.A., Andrieu, N. 2011. Intégration agriculture-élevage et intensification écologique dans les systèmes agrosylvopastoraux de l'Ouest du Burkina Faso, province du Tuy. Partenariat, modélisation, expérimentations : quelles leçons pour la conception de l'innovation et l'intensification écologique ? Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. 13 p. hal-00718613.

Van De Vreken, P., Gobin, A., Baken, S., Van Holm, L., Verhasselt, A., Smolders, E., Merckx, R., 2016. Crop residue management and oxalate-extractable iron and aluminium explain long-term soil organic carbon sequestration and dynamics. Eur. J. Soil Sci. 67, 332–340. https://doi.org/10.1111/ejss.12343

Van Ranst E., Doube M., Mees F., Dumon M., Ye L., Delvaux B. 2019a. Andosolization of ferrallitic soils – the properties and classification of soils of the Bambouto Mountains in Western Cameroon revisited. Geoderma. 340: 81-93.

Van Ranst E., Mees F., de Graeve E., Ye L., Cornelis J.-T., Delvaux B. 2019b. Impact of andosolization on pedogenic Fe oxides in ferrallitic soils. Geoderma, 347: 244–251.

van Wesemael, B., Chartin, C., Wiesmeier, M., von Lützow, M., Hobley, E., Carnol, M., Krüger, I., Campion, M., Roisin, C., Hennart, S., Kögel-Knabner, I., 2019. An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils. Agric. Ecosyst. Environ. 274, 62–75. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.005

Vance, E.D., P.C. Brookes, and D.S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry 19:703-707.

von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. Soil Biol. Biochem. 39, 2183–2207. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007

Wagai, R., Mayer, L.M., 2007. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. Geochim. Cosmochim. Acta 71, 25–35. https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.08.047

Wang, Q., Bai, Y., Gao, H., He, J., Chen, H., Chesney, R.C., Kuhn, N.J., Li, H., 2008. Soil chemical properties and microbial biomass after 16 years of no-tillage farming on the Loess Plateau, China. Geoderma 144, 502–508. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.003

Wienhold, B.J., Andrews, S.S., Karlen, D.L., 2004. Soil Quality: A Review of the Science and Experiences in the USA. Environ. Geochem. Health 26, 89–95. https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c

Yao, X.H., H. Min, Z.H., Lü and H.P., Yuan, 2006. Influence of acetamiprid on soil enzymatic activities and respiration. Eur. J. Soil Biol., 42(2): 120-126.

Ye, L, Lata, J.C., Masse, D., Nacro, H. B., Barot, S., 2016. Effets du pâturage sur la biomasse herbacée et sur des paramètres chimiques et biologiques des sols dans une savane arbustive au Burkina Faso. Int. J. Biol. Chem. Sci., 10(6): 2539-2554.

Yu, P., Liu, S., Zhang, L., Li, Q., Zhou, D., 2018. Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. Sci. Total Environ. 616–617, 564–571. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.301

Yusuf, A.A., Abaidoo, R.C., Iwuafor, E.N.O., Olufajo, O.O., Sanginga, N., 2009. Rotation effects of grain legumes and fallow on maize yield, microbial biomass and chemical properties of an Alfisol in the Nigerian savanna. Agric. Ecosyst. Environ. 129, 325–331. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.007

Zhang, Y., Xu, X., Li, Z., Liu, M., Xu, C., Zhang, R., Luo, W., 2019. Effects of vegetation restoration on soil quality in degraded karst landscapes of southwest China. Sci. Total Environ. 650, 2657–2665. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.372

Zhao, S., Li, K., Zhou, W., Qiu, S., Huang, S., He, P., 2016. Changes in soil microbial community, enzyme activities and organic matter fractions under long-term straw return in north-central China. Agric. Ecosyst. Environ. 216, 82–88. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.028

Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M.W.I., Smith, P., Fuhrer, J., 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. Eur. J. Soil Sci. 58, 658–667. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.

Annexes

Annexe A : Fiche d'enquête pour la typologie des pratiques maraichères

Nom de
l'enquêteur……Contact……...

Date de l'enquête …… Nº /_____/
Coordonnées géographiques de l'exploitation : N/__//__/.
/__//__//__//__//__/°

W/__//__//__/.
/__//__//__//__//__/°

Coordonnées géographiques de la source d'irrigation : N/__//__/.
/__//__//__//__//__/°

W/__//__//__/.
/__//__//__//__//__/°

I : Identification du producteur

I.1 Nom du chef de
l'exploitation……
I.2 *Contact /_____/* **I.3** *Age /____/*
I.4 Sexe : *1=Homme /____/ 2= Femme /____/*
I.5 Région :…… …**I.6** Nom du
site……
I.7 Milieu : *1 = urbain /____/ ; 2= semi-urbain/___/ ; 3= rural /____/*
I.8 Niveau d'instruction : *0= Aucune /____/ 1= Primaire /___/ 2=Secondaire /___/ 3= Universitaire /___/ 4= École coranique /___/ 5 = Alphabétisé /___/.*
I.9 Quelle est votre activité principale ?
1= Maraichage /___/ ; 2= Agriculture /___/ ; 3= Elevage /____/ ; 4=Autre /___/
I.10 Quelle est votre activité Secondaire ?
1= Maraichage /___/ ; 2= Agriculture /___/ ; 3= Elevage /____/ ; 4=Autre /___/

II- Structure et historique de l'exploitation

II.1 Superficie totale (m^2)
……
……

II.2 Superficie exploitée (m^2)
……
……
II.3 Mode d'acquisition (plusieurs réponses possibles) *1=Héritage /___/, 2=Achat /___/, 3=Location /___/, 4=Prêt/cession temporaire /___/ ; 5=Propriété communautaire /___/ ; 6=Autres :……..*

II.4 Comment en êtes-vous arrivé à faire du maraichage (plusieurs réponses possibles)? *1= de père en fils/____/ ; 2= Engouement personnel /___/ ; 3= Autre /_____/.*

II.5.Depuis quand pratiquez-vous le maraichage ? /_____/

II.6 Comment avez-vous appris à faire du maraichage (plusieurs réponses possibles)?*1= de mon père ou d'un ainé /____/ ; 2= Autodidacte /___/ ; 3= Via un projet /____/ ; 4= Autre /___/.*

II.7. Avez-vous d'autres activités génératrices de revenus ? *1= Oui /___/ ; 2=Non /___/*
II.8 Si oui,
lesquelles ?.....
……
……
II.9 Par rapport à vos autres activités génératrices de revenus, que représente pour vous le maraichage :

- ✓ En termes de temps de travail ? *1= peu important /___/ ; 2=assez important /___/ ; 3= très important /___/ ; 4=Autre*
- ✓ En termes d'investissement financier : *1= peu important /___/ ; 2=assez important /___/ ; 3= très important /___/ ; 4=Autre*
- ✓ En termes de revenus ? *1= peu important /___/ ; 2=assez important /___/ ; 3= très important /___/ ; 4=Autre*

III- Pratiques agronomiques ***(****Ces questions concernent la dernière session de production, uniquement pour la production maraichère).*
III-1 Dans l'année, quelle est la période au cours de laquelle vous faites la production maraichère (Du premier mois au dernier mois)? De ……..à…….
III.2 Source d'irrigation (plusieurs réponses possibles)? *1 =rivière/____/ ; 2=puit /____/ ,3=forage /____/ ; 4=barrage/____/ ; 5= Autre /_____/.*
III.3 Mode d'irrigation (plusieurs réponses possibles) : *1=arrosage/____/ ; 2= gravitaire/____/ ; 3= Autre à préciser……..*

III.4 Matériels ou infrastructures (plusieurs réponses possibles) : *1= Motopompe /___/ ; 2= arrosoir/___/ ; 3= Bassin de stockage /___/ ; 4= Autres /_____/.*

III.5 Quelles sont les cultures que vous cultivez ou que vous avez cultivé récemment ?.....
.....
.....

III.6 Y a-t-il des cultures ou variétés que vous ne pratiquez plus ? *1=Oui /___/ ; 2=Non/___/*

III.6.1 Si oui, lesquelles ?.....
.
……
……..

III.6.2 Si oui, Pourquoi ?1=Difficile à écouler/___/ ; 2=Attaques parasitaires/___/ ; 4=Cycle long/____/ ; 5=Baisse de la fertilité du sol/___/ ; 6=Réduction de la disponibilité en eau/___/ ; 7= Autre/_____/.

……
…….
……
…….
……
…….

III.7 Y a-t-il des cultures ou variétés que vous avez récemment adoptées ? 1=Oui /___/ ; 2=Non/___/

III.7.1 Si oui, lesquelles ?.....
...
……
……..

III.7.2 Pourquoi (plusieurs réponses possibles)?1= Facile à écouler ; 2= Cycle court/___/ ; 3= Plus résistant aux attaques parasitaires/___/ ; 4= Meilleur rendement/___/ ; 5= Moins exigent en pratiques d'entretien ; 7= Autre/_____/.

……
…….
……
…….
……
…….

III.8 Pratiquez-vous la rotation des cultures *? 1=oui /___/ 2=non /___/*

III.8.1 Donnez les raisons pour lesquelles vous faites la rotation des cultures (plusieurs réponses possibles)?

1=lutter contre les ravageurs /___/ ; 2=diversifier la production /___/ ; 3= Tenir compte des périodes de production de chaque spéculation/___/ ; 3=Autre /_____/

……
……
……
……
……
……

III.8.2 Si non, pourquoi ?.....

……
……
……

III.8.3 Quels sont les successions des cultures ?

- Succession 1 :

……
……

- Justification……
  ……
  ……
- Succession 2

……
……

- Justification……
  ……
  ……..
- Succession 3

……
……...

- Justification……
  …….....
  .....

III.8.4 Quelles cultures ne doit-on pas mettre les unes à la suite des autres (plusieurs réponses possibles)? 1= Cultures de même famille/___/ ; 2=Même espèce/___/ ; 3=Systèmes racinaires identiques/___/ ; 5=cultures à cycle long /___/ ; Autre= /_____/……
……

……
……
……..

III.8.5 Donner des exemples de successions déconseillées

……
……
……..

III.8.6 Pourquoi (plusieurs réponses possibles)? 1=Attaque parasitaires/___/ ; 2= Maladie /____/ ; 3=Compétition au niveau des systèmes racinaires/___/ ; 4= Ne permet pas un gain rapide de revenu/___/ ; 5= Baisse de rendement/___/ ; 6= Autre/_____/.

……
…….
……
…….
……
……

III.9 Pratiquez-vous l'association des cultures ? *1=oui /___/ 2=non /___/*

Si non, pourquoi ?

……
……
……
……

III.9.1 Quelles sont les types d'associations *(y compris avec arbres ou arbustes)?*

III.9.1.1 Type d'association 1 :

……
……..

III.9.1.2 Pourquoi pratiquez-vous ce type d'association (plusieurs réponses possibles)

1= Lutte contre les ravageurs /___/ ; 2= Lutte contre les adventices /___/ 3= Diversification de la production/___/ ; 4=Gain de temps/___/ ; 5= gain rapide de revenus /___/ ; 6= Autres /_____/.

……
…….
……
…….

III.9.1.3 Type d'association 2 :

……
……...

III.9.1.4 Pourquoi pratiquez-vous ce type d'association (plusieurs réponses possibles)?

1= Lutte contre les ravageurs /___/ ; 2= Lutte contre les adventices /___/ 3= Diversification de la production/___/ ; 4=Gain de temps/___/ ; 5= gain rapide de revenus /___/ ; 6= Autres /_____/.

……
……
……
……

III.9.1.5 Type d'association 3

……
……

III.9.1.6 Pourquoi pratiquez-vous ce type d'association (plusieurs réponses possibles)?

1= Lutte contre les ravageurs /___/ ; 2= Lutte contre les adventices /___/ 3= Diversification de la production/___/ ; 4=Gain de temps/___/ ; 5= gain rapide de revenus /___/ ; 6= Autres /_____/.

……
……
……
……

III.9.1.7 Type d'association 4

……
……..

III.9.1.8 Pourquoi pratiquez-vous ce type d'association (plusieurs réponses possibles)?

1= Lutte contre les ravageurs /___/ ; 2= Lutte contre les adventices /___/ 3= Diversification de la production/___/ ; 4=Gain de temps/___/ ; 5= gain rapide de revenus /___/ ;6= Autres /_____/.

……
……
……
……

III.9.1.9 Type d'association 5 :

……
……

III.9.1.10 Pourquoi pratiquez-vous ce type d'association (plusieurs réponses possibles)?

1= Lutte contre les ravageurs /___/ ; 2= Lutte contre les adventices /___/ 3= Diversification de la production/___/ ; 4=Gain de temps/___/ ; 5= gain rapide de revenus /___/ ; 6= Autres /_____/.

……
……

……
…….

III.9.2 Quelles sont les types d'association que vous évitez (plusieurs réponses possibles)? *1= Cultures de la même famille/___/ ; 2=Cultures ayant le même système racinaire/___/ ; 3= cultures à cycles longs /____/ ; 4= Autre/_____/.*

III.9.3 Donner des exemples d'associations déconseillées

……
……
……..

III.9.3 Pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1=Compétition/___/ ; 2= Les plantes se gênent/___/ ; 3=Ne permet pas un gain rapide de revenu/___/ ; 4=Autres/_____/.*

……
…….
……
…….

III.10. Quelles sont les cultures que vous produisez en saison hivernale sur votre parcelle (plusieurs réponses possibles)?

1=Cultures maraichères /___/ ; 2= maïs/___/ ; 3=Riz/___/ ; 4=Autre/_____/ ; 5= Jachère/___/.

III.11.Si culture annuelle**,** Pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Manque de temps pour le maraichage/___/ ; 2=profitez de l'arrière effet des intrants/___/ ; 3=subvenir aux besoins de la famille/___/ ; 4= Inondation/___/ ; 5=Autre/_____/.*

III.12 Intrants utilisés

III.12.1 Appliquez-vous la fumure organique ? *1= Oui/___/ ; 2= Non/___/*

III.12.2 Si oui, Pourquoi appliquez-vous la fumure organique (plusieurs réponses possibles)?

1= Meilleur fertilité du sol (complémentarité avec les engrais) /___/ ; 2= Réduction des engrais /___/ ; 3= Plus accessible que les engrais /___/ ; 4= Indispensable/___/ ; 5= Autres /_____/.

……
…….
……
…….

III.12.3 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Non disponible/___/ ; 2= Manque de moyen de transport/____/ ; 3= pas efficace /___/ ; 4= Coût élevé/___/ ; 4= Autres /_____/.*

……
…….

……
……

III.12.4 Compléter le tableau ci-dessous

Type de fumure organique	Utilisé ?	
	Si oui, pourquoi ?	**Si non, pourquoi ?**
Ordures ménagères / Déchets urbains		
Fumier porcin		
Fumier bovin		
Fumier ovin/caprin		
Fientes volailles		
Compost		
Sous-produit industriel		
Autre…		
Autre…		

-Code si oui : 1=plus disponible ; 2=plus accessible ; 3=plus efficace ; 4=autre (à préciser)

-Code si non : 1=pas disponible ; 2=peu accessible ; 3=moins efficace ; 4= autre (à préciser)

III.12.5 Utilisez-vous les engrais chimiques ? *1=oui/___/ 2=Non/____/*

III.12.6 Si oui, pourquoi (plusieurs réponses possibles)*? 1= disponible/___/ ; 2= moins cher/___/ ; 3= efficace/___/ ; 4= Indispensable/___/ ; 5= Autre /_____/).*

……
……
……
……

III.12.7 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1=plus chère/___/ ; 2= Plus nocif /___/ ; 3=moins efficace/___/ ; 4= Autre /_____/.*

……
……

……
…….

III.18.8 Quels sont les noms des engrais chimiques que vous utilisez ? 1= NPK 14-23-14/____/ ; NPK 15-15-15/____/ ; Urée/___/ ; Autres/_____/.

III.12.9 Quel sont les lieux d'approvisionnement (nom et adresses des fournisseurs si possible) ?
……
……
……
……

III.12.10 Combinez-vous la fumure organique et la fumure minérale ?1= Oui/___/ ; 2= Non /___/

III.12.11 Si oui, Pourquoi (plusieurs réponses possibles)?
1=Meilleur efficience/____/ ; 3=Réduction des coûts de production/____/ ; 4= Autre /_____/.
……
…….
……
…….

III.12.12 Seriez-vous tenté d'utiliser uniquement la fumure organique ? *1= oui /___/ ; 2= Non /____/.*

III.12.13 Si oui pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= moins polluant/___/ ; 2= Moins chère/___/ ; 3=Plus disponible/___/ ; 4= Autre /_____/.*
……
…….
……
…….

III.12.14 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Faible disponibilité /___/ ; 2= Coût élevé /___/ ; 3= Moins efficace /___/ ; 4= Autre /_____/.*
……
…….
……
…….

III.12.15 Seriez-vous tenté d'utiliser uniquement la fumure minérale ? *1= oui /___/ ; 2= Non /____/.*

III.12.16 Si oui, Pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= plus efficace/___/ ; 2= Plus accessibilité /___/ ; 3= Disponible /___/ ; 4= Autre /____/.*

……
……
……
……

III.12.17 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Moins efficace/___/ ; 2= Coût élevé /___/ ; 3= Nocif pour le sol /___/ ; 4= Autre /_____/.*

……
……
……
……

III.12.18 Utilisez-vous d'autres pratiques pour améliorer la fertilité des sols ? 1=Oui /___/ ; 2= Non/___/.

III.12.19 Si oui, les quelles (plusieurs réponses possibles) ? 1= Jachère/___/ ; 2=Engrais vert/___/ ; 3=CES/DRS /___/ ; 4=Agroforesterie /____/ ; 5= Paillage/___/ ; 6= Autre /_____/.

III.12.20 En quoi ces techniques améliorent la fertilité (plusieurs réponses possibles)? 1= Réduit l'érosion/___/ ; 2=Maintient l'humidité/___/ ; 3=Ameublit le sol/___/ ; 4=Apporte des éléments nutritifs/___/ ; 5= Autre /_____/.

……
……
……
……

III.12.21 Utilisez-vous les pesticides chimiques (insecticides et herbicides) *? 1=oui/___/ 2=Non/____/*

III.12.22 Si oui, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Lutter contre les attaques parasitaires /___/ ; 2= Prévenir les attaques parasitaires /___/ ; 3= Lutter contre les maladies /___/ ; 4= Prévenir les maladies /___/ 5= Autre /_____/.*

……
……
……
……

III.12.23 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= nocif /___/ ; 2= Plus chère /___/ ; 3= Autre /_____/.*

……
……
……
……

III.12.24 Quels sont les noms des pesticides chimiques que vous utilisez (insecticides et herbicides) ?

……
……
……
……

III.12.25 Qui sont vos fournisseurs ? (avec nom et adresse à l'appui si possible)

……
……
……
……

III.12.26 Utilisez-vous des pesticides biologiques *? 1=oui/___/ 2=Non/____/*

III.12.27 Si oui, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Moins nocif /___/ ; 2= Plus accessible /___/ ; 3= Plus efficace ; 4= Autre /_____/*

……
……
……
……

III.12.28 Si non, pourquoi (plusieurs réponses possibles)? *1= Moins efficace /___/ ; 2= Pas disponible /___/ ; 3= Pas d'informations ; 4= Autre /_____/.*

……
……
……
……

III.12.29 Quels sont ces pesticides biologiques que vous utilisez ?

……
……

III.12.30 Quels sont les lieux d'approvisionnement ?

.....
.....
.....

III.12.31 Tableau d'estimation des doses d'intrants *(considérer une seule année. Commencer par noter les spéculations produites sur la parcelle suivant l'ordre de rotation y compris les cultures annuelles, puis remplir le tableau de manière horizontale, par spéculation,)*

N	Spéculations	Superficie (m2)	Engrais	Quantité (Kg)	Fréquence et/ou stade phenologique	Fumure org.	Quantité (Kg)	Pesticide chimique (insect./ herbicides)	Quantité (l)	Dosage pest. en poudre (g/l) ou (g)	Pesticide biologique	Fréquence et nombre	Maladie/Ravageurs
1													
2													

Code culture :1 = oignon bulbe ; 2= tomate ; 3= chou ; 4= salade ; 5=concombre ; 6=courgette ; 7= Aubergine locale ; 8= piment, 9=carotte ; 10= Aubergine noire ; 11=Gombo ; 12=Melon; 13= menthe, 14= courge, 15=Poivron 16=pastèque; 17=pomme de terre ; 18=haricots verts ; 19= légumes feuilles, 20=Autre :……

Code Type d'intrant : 1= urée, 2= NPK, 3=bouse de vache ; 4= déchets de porc ; 5= Déchets d'ovins et/ou de caprin, 6= fiente de volaille ; 7= compost ; 8=ordures ménagers ; 9= sous-produits industriels.

III.12.32 Comment choisissez-vous les doses à appliquer (plusieurs réponses possibles) :
Pesticides:/____/ ; Engrais minéral:/____/ ; Fumier porcin : /____/ ; Fumier bovin : /____/ ; Fumier ovin/caprin : /____/ ; Fumier volailles : /____/ ; Compost : /____/ ; Sous-produit industriel : /____/ ; Autre : ……./____/ ; Autre :……/____/.

<u>Code :</u> 1= Par expérience ; 2= Recommandé par le fournisseur ; 3= Notice du produit ; 4= Recommandé par la vulgarisation ; 5= Autre (à préciser) :

III.13 Avez-vous toujours pratiqué le maraichage de cette façon ? 1= Oui /___/ ; 2= Non./____/. …
III.14 Si non, qu'est-ce qui a changé et pourquoi?

1. ……
2. ……

……
……
……

III-15 Quelles sont les principales difficultés que vous rencontrez ?.....
……
……
……
……
……
……..

III.16 Selon vous, quel est l'impact de vos pratiques sur les paramètres suivants ?

Pratiques	Paramètres	Effet néfaste	Justifier	Sans effet	Justifier	Effet bénéfique	Justifier	Alternatives
Appl. pesticide	Sol							
	Eau							
	Produits							
Appl. engrais	Sol							
	Eau							
	Produits							
Appl. Fumier	Sol							
	Eau							
	Produits							
Appl. compost	Sol							
	Eau							
	Produits							
Déchet ménagers	Sol							
	Eau							
	Produits							
Eau de puit/forage	Sol							
	Eau							
	Produits							
Eau de rivière/ Marigot	Sol							
	Eau							
	Produits							

Code justification : 1=Pollue le sol, 2= pollue l'eau ; 3= contamine le produit ; 4= Augmente le rendement ; 5=Fertilise le sol ; 6= Autre (à préciser)

III.17 Etes-vous prêt à collaborer avec nous pour des activités de suivi de votre exploitation ?*1=oui/____/ 2=Non/_____/*

Annexe B : Liste des pesticides utilisés dans les exploitations maraîchères

Pesticides	Substance active	Fréquence (%)				
		Urbain	Semi-urbain	Rural	Type	Homologation CSP
CAPT 96	Acétamipride (24 g/l) + Cyperméthrine (72 g/l)	17,8	16,7	43,7	Insecticide	Culture maraîchère
Lambda	lambda-cyhalothrine 25g.l	66,7	67,3	79,3	Insecticide	Non homologué
Bomec 18 EC	Abamectine18g/l	27,4	30	14	Insecticide/A caricide	Culture maraîchère
Savahaller	Methomil 250g /Kg	33,3	0	6,9	Insecticide	Culture maraîchère
Conquest 88 EC	Acetamipride (8g/l) +cyperméthrine (80 g/l)	10,3	16,7	23	Insecticide	Cotonculture
Titan 25 EC	Acetamipride (25 g/l)	9,6	1,3	1,2	Insecticide	Cultures maraîchère
Tihan 175 O-TEQ	Flubendiamida 100g +Spirotetramite75g/l	21,1	63,3	62,1	Insecticide	Cultures maraîchère
Thunder 145 0-TEQ	Imidaclopride (100 g/l / Betafluthrine (45 g/l)	0,7	0	4,7	Insecticide	Cultures maraîchère
Avaunt 150 EC	indoxacarb 150g/l	3,4	96,7	19,5	Insecticide	Cotonculture
Lamipride 46 EC	acétamipride (16g/l) +cyperméthrine 30g/l	2,8	0	11,5	Insecticide	Cotonculture
K-optimal	Lambda-cyalothrine (15 g/l) +acetamipride (20g/l)	12,3	8,5	5,7	Insecticide	Culture maraîchère

Pesticides	Substance active	Fréquence (%)				
		Urbain	Semi-urbain	Rural	Type	Homologation CSP
Emacot 0 19 EC	emamectine-benzoate 19g/l	6,2	0	5,7	Insecticide	Cotonculture
Pacha 25 EC	Acetamipride 10g/l + Lambda-cyhalothrine 15g/l	27,9	40	9,2	Insecticide	Culture maraîchère
Coga 800WP	Mancozeb 800g/kg	2	1,7	9,3	Fongicide	Culture maraîchère
Caiman B19	emamectine-benzoate 19,2g/l	8,9	18,3	2,4	Insecticide	Cotonculture
Decis 25 EC	deltamethrine 25g/l	14,1	5	4,7	Insecticide	Culture maraîchère
Lambdacal 636 EC	lambda-cyhalothrine (36g/l) + Profenos (600g/l)	1,4	5,1	3,5	Insecticide	Cotonculture
Cypercal 50 EC	cypermetrine 50g/l	8,9	3,3	3,4	Insecticide	Culture maraîchère
Acaris	Abamectine18g/l	17,7	3,3	0	Insecticide/A caricide	Culture maraîchère
Attaquant 344 SE	Cypermetrine 144g/l Imidaclopride 200g/l	1,4	3,3	0	Insecticide	Cotonculture
Jumper 75 WG	chlorothalonil (750 g/kg)	1.4	3,3	1,2	Fongicide	Culture maraîchère
Montaz 45 WS	imidaclopride (250 g/Kg) + Thirame (200g/Kg)	2,1	0	1.2	Insecticide / Fongicide	Sol
Pyrinex quick 424 EC	deltamethrine (24g/l) +chlorpyriphos-éthyl (400 g/l)	1,4	0		Insecticide/ acaricide	Cotonculture

Pesticides	Substance active	Fréquence (%)				
		Urbain	Semi-urbain	Rural	Type	Homologation CSP
Calthio C 50 WS	Clorpyrifos-éthyl (250 g/Kg) + Thirame (250 g/ Kg)	48	0	0	Insecticide/ Fongicide	Cotonculture
Timaye	Deltaméthrine 0,6 g/kg	1,4	0	0	Insecticide	Mangue
Emir fort 104 EC	Cypermethrine 72 g/l + acetamipride 32 g/l	2,1	0	1,1	Insecticide	Cotonculture
Nomolt 150 SC	Teflubenzuron 150 g/l	0	0	1,2	Insecticide	Cotonculture
Batik WG	Bacillus thuringiensis 32000microlitre/ micrograme	1.4	0	2,3	Insecticide	Cultures maraîchère
Abo-lambda	lambda-cyhalothrine 25g.l	2.1	0	3,6	Insecticide	Non homologués
Ortiva 250 SC	Azoxystrobin 250 g/l	0	0	1,2	Fongicide	Culture maraîchère
Kophos 500 EC	Profenofos 500 g/l	0	0	1,1	Insecticide	Cotonculture
Glyphader 360 SL	glyphosate (360 g/ l)	3,4	11,9	16,1	Herbicide	Cotonculture
Gramopat super	Paraquat chloride 200 g/l	5,9	25,1	24,6	Herbicide	Non homologué
Gramosol	Paraquat chloride 200 g/l	0	11,7	5,8	Herbicide	Non homologué
Galant super	Haloxyfop-R-méthyl (104 g/l)	0	0	3,5	Herbicide	Cotonculture
Maia super	Nicosulfuron 60 g/l	0	0	1,2	Herbicide	Cultures maraîchère
Malick 108 EC	Haloxyfop-R-méthyl (108 g/l)	0	0	1,2	Herbicide	Cotonculture
Ikokadigné	Haloxyfop-R-méthyl (104 g/l)	9,5	15,3	22,4	Herbicide	Cotonculture
Glycel 410	Glyphosate (410 g/kg)	0	18,6	1,2	Herbicide	

Pesticides	Substance active	Fréquence (%)				
		Urbain	Semi-urbain	Rural	Type	Homologation CSP
Roundup 360 K	Glyphosate 360 g/ l	6,2	15,3	24,4	Herbicide	Culture maraîchère
Diga falagan	Glyphosate 360 g/ l	0	1,7	0	Herbicide	Culture maraîchère
Pendistar	Pendimethaline 400 g/l	0	1,7	1.2	Herbicide	mais
Nicomais 40 EC	Nicosulfuron 40 g/l	0	5,1	5,8	Herbicide	mais
Kalach 360 SL	Glyphosate 360 g/l	6,2	0	11,6	Herbicide	Toutes cultures
Butaplus 50 EC	Butachol 50%	0	1.7	1,2	Herbicide	Non homologué

Annexe C: Correlation matrix between soil and site characteristics (N = 69). Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

	Unit	Years	Clay+FS	Ctot	C<20-sh	C>20-sh	C<20-so*	C>20-so*	(C<20-so)-(C<20-sh)*	C/N	Fe_o+Al_o	pH	Qom	Alt.diff
Years	years	**1**	0.24	**0.69**	**0.63**	**0.64**	**0.9**	**0.55**	**0.81**	**0.63**	**0.61**	0.17	0.04	-0.17
Clay+FS	%	ns	**1**	**0.28**	**0.45**	0.24	**0.52**	0.18	**0.37**	0.08	**0.34**	-0.1	-0.01	-0.01
Ctot	g C kg^{-1}	***	*	**1**	**0.39**	**0.99**	**0.74**	**0.98**	**0.85**	**0.55**	**0.8**	0.05	0.06	-0.16
C<20-sh	g C kg^{-1}	***	***	**	**1**	**0.28**	**0.76**	0.21	**0.44**	**0.5**	**0.48**	0.17	-0.18	-0.23
C>20-sh	g C kg^{-1}	***	ns	***	*	**1**	**0.66**	**0.99**	**0.81**	**0.51**	**0.77**	0.03	0.09	-0.14
C<20-so	g C kg^{-1}	***	*	***	***	**	**1**	**0.58**	**0.92**	**0.6**	**0.72**	0.46	0.3	-0.14
C>20-so	g C kg^{-1}	***	ns	***	ns	***	**	**1**	**0.76**	**0.48**	**0.75**	0.02	0.08	-0.13
(C<20-so)-(C<20-sh)	g C kg^{-1}	***	*	***	*	***	***	***	**1**	**0.51**	**0.68**	0.38	0.35	0.04
C/N	-	***	ns	***	***	***	**	***	**	**1**	**0.43**	**0.35**	0.08	-0.09
Fe_o+Al_o	mmol kg^{-1}	***	ns	***	***	***	***	***	**	**	**1**	0.03	-0.09	-0.11
pH	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	**1**	0.18	0.07
Qom	kg DM ha^{-1}	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**1**	0.03
Alt.diff	m	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**1**

Clay+FS = clay and fine silt content determined by textural analysis; Ctot = total organic carbon; C<20-sh and C>20-sh = C content in the < 20 µm and > 20 µm fraction obtained after shaking, respectively; C<20-so and C>20-so = C content in the < 20 µm and > 20 µm fraction, after sonication, respectively ; Fe+Al = oxalate-extractable Fe and Al ; Qom = Mass of organic amendment added during the previous year (dry matter); Alt.diff = altitude difference with respect to the river. * N=24

Annexe D: Correlation matrix between biological activity and soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

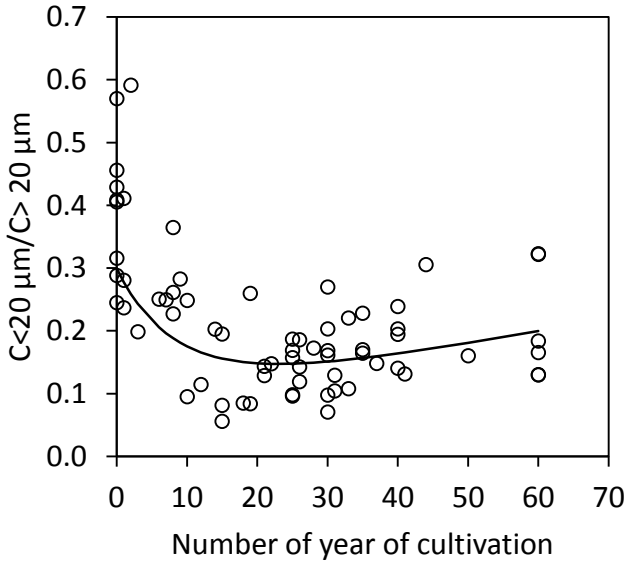
	Units	Year	Clay.FS	Ctot	C>20	C<20	C/N	Ntot	pH	Bglu	Phos	FDA	Urease	GME	Resp	MBC	Qmic	NH_4^+	NO_3^-	Nmin/Ntot
Year	years	**1**	**0.24**	**0.69**	**0.64**	**0.63**	**0.63**	**0.71**	0.17	**0.47**	**0.41**	**0.32**	**0.32**	**0.52**	**0.37**	0.08	**-0.53**	-0.02	**0.29**	-0.19
Clay.FS	%	*	**1**	**0.28**	0.24	**0.45**	0.08	**0.31**	-0.14	**0.45**	**0.41**	**0.29**	0.23	**0.46**	0.18	0.2	-0.15	0.09	**0.32**	0.11
Ctot	g C kg^{-1}	***	*	**1**	**0.99**	**0.39**	**0.55**	**0.88**	0.05	**0.56**	**0.61**	**0.57**	**0.56**	**0.78**	**0.61**	**0.31**	**-0.58**	0.09	**0.49**	-0.19
C>20	g C kg^{-1}	***	ns	***	**1**	**0.28**	**0.51**	**0.96**	0.03	**0.55**	**0.65**	**0.49**	**0.58**	**0.77**	**0.66**	**0.28**	**-0.55**	0.15	**0.61**	-0.12
C<20	g C kg^{-1}	***	***	***	*	**1**	**0.5**	0.21	0.17	**0.48**	0.23	**0.35**	0.04	**0.39**	0.11	0.1	**-0.31**	-0.23	0.09	-0.19
C/N	-	***	ns	***	***	***	**1**	**0.36**	**0.35**	**0.46**	0.14	0.23	0.1	**0.32**	0.18	0.21	**-0.25**	**-0.26**	0.17	**-0.29**
Ntot	g C kg^{-1}	***	*	***	***	ns	**	**1**	-0.04	**0.52**	**0.71**	**0.52**	**0.67**	**0.82**	**0.73**	**0.29**	**-0.54**	**0.25**	**0.69**	-0.04
pH	-	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	**1**	**0.34**	**-0.32**	0.12	-0.1	0.01	-0.11	0.13	-0.04	**-0.45**	-0.17	**-0.37**
Bglu	µg g^{-1} h^{-1}	***	***	***	***	***	***	***	**	**1**	**0.47**	**0.56**	**0.33**	**0.77**	**0.33**	**0.3**	-0.24	**-0.3**	0.24	**-0.36**
Phos	µg g^{-1} h^{-1}	***	**	***	***	ns	ns	***	**	***	**1**	**0.36**	**0.48**	**0.79**	**0.44**	0.23	**-0.34**	**0.27**	**0.44**	-0.07
FDA	µg g^{-1} h^{-1}	*	*	***	***	ns	ns	***	ns	***	**	**1**	**0.42**	**0.75**	**0.52**	**0.35**	-0.23	-0.07	**0.35**	-0.15
Urease	µg g^{-1} h^{-1}	*	ns	***	***	ns	ns	***	ns	**	***	***	**1**	**0.74**	**0.64**	0.23	**-0.37**	0.1	**0.49**	0.02
GME	µg g^{-1} h^{-1}	***	***	***	***	**	**	***	ns	***	***	***	***	**1**	**0.64**	**0.36**	**-0.42**	0	**0.51**	-0.19
Resp	µg g^{-1} h^{-1}	**	ns	***	***	ns	ns	***	ns	**	***	***	***	***	**1**	0.13	**-0.44**	0.15	**0.66**	0.12
MBC	µg g^{-1}	ns	ns	*	*	ns	ns	*	ns	*	*	**	*	**	ns	**1**	**0.45**	-0.13	**-0.01**	-0.36
Qmic	Mg g^{-1}	***	ns	***	***	**	*	***	ns	ns	**	ns	**	***	***	***	**1**	-0.21	**-0.44**	-0.15
NH_4^+	µg g^{-1}	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	***	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**1**	0.23	**0.42**
NO_3^-	µg g^{-1}	*	**	***	***	ns	ns	***	ns	ns	***	**	***	***	***	ns	***	ns	**1**	**0.57**
Nmin/Ntot	µg g^{-1}	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	***	***	**1**

Clay + FS = clay + fine silt; Ctot = total organic carbon; C<20 and C>20= C in the < 20 µm and > 20 µm fraction, respectively; Ntot = total nitrogen; Bglu = betaglucosidase; GME = geometric mean of enzyme activities, Resp = basal respiration, Nmin/ Not = mineral and total nitrogen ratio; MBC = microbial biomass carbon. Qmic = microbial quotient.

Annexe E : Correlation matrix between soil characteristics. Pearson's r coefficients in bold are statistically significant ($p < 0.05$). Below the diagonal, the level of statistical significance of the correlation is indicated as follows: ns: non-significant, *: $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

	Clay	Silt	Sand	Years	Ctot	Ntot	pH	SBE	CEC	P Bray	E.C	Bglu	Phos	FDA	Urease	Resp	Q_{CO2}	NH_4^+	NO_3^-	Nmin/Ntot	MBC	C/N	Qmic	GME	BD	PAWC	Macpo	Ks
Clay	**1**	0.03	**-0.86**	0.10	0.12	0.13	-0.20	-0.02	0.15	0.12	**0.26**	**0.28**	**0.27**	0.13	0.11	-0.07	-0.14	0.10	0.21	0.17	0.14	-0.06	-0.03	**0.26**	0.14	0.19	-0.11	-0.05
Silt	ns	**1**	**-0.53**	**0.25**	**0.45**	**0.42**	0.03	**0.40**	**0.50**	0.13	**0.26**	**0.51**	**0.38**	**0.46**	**0.34**	0.20	-0.05	-0.10	**0.29**	-0.12	0.20	**0.26**	-0.20	**0.55**	-0.09	**0.62**	-0.20	0.00
Sand	***	***	**1**	-0.21	**-0.33**	**-0.32**	0.16	-0.19	**-0.38**	-0.16	**-0.35**	**-0.49**	**-0.42**	**-0.34**	**-0.27**	-0.04	0.14	-0.04	**-0.33**	-0.08	-0.22	-0.08	0.13	**-0.50**	-0.07	**-0.26**	0.20	0.04
Years	ns	*	ns	**1**	**0.69**	**0.71**	0.17	**0.62**	**0.77**	0.19	**0.28**	**0.47**	**0.41**	**0.32**	**0.32**	**0.37**	0.17	-0.02	**0.29**	-0.19	0.08	**0.63**	**-0.53**	**0.52**	-0.22	0.19	-0.05	0.11
Ctot	ns	***	**	***	**1**	**0.88**	0.05	**0.68**	**0.89**	**0.27**	**0.55**	**0.56**	**0.61**	**0.57**	**0.56**	**0.61**	0.09	0.09	**0.49**	-0.19	**0.31**	**0.55**	**-0.58**	**0.78**	-0.22	0.22	-0.06	0.03
Ntot	ns	***	**	***	***	**1**	-0.04	**0.69**	**0.81**	**0.29**	**0.72**	**0.52**	**0.72**	**0.56**	**0.67**	**0.70**	0.17	**0.25**	**0.69**	-0.04	**0.29**	**0.36**	**-0.54**	**0.76**	-0.18	0.17	-0.05	0.00
pH	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**1**	**0.49**	0.12	-0.11	-0.16	**0.34**	**-0.32**	0.11	-0.11	-0.04	-0.03	**-0.44**	-0.17	**-0.37**	0.13	**0.35**	-0.04	-0.04	0.09	0.13	-0.17	0.02
SBE	ns	**	ns	***	***	***	***	**1**	**0.80**	0.18	**0.44**	**0.60**	**0.28**	**0.50**	**0.39**	**0.47**	0.17	-0.13	**0.40**	-0.23	0.18	**0.66**	**-0.50**	**0.55**	-0.10	0.21	-0.12	0.00
CEC	ns	***	**	***	***	***	ns	***	**1**	**0.38**	**0.51**	**0.67**	**0.55**	**0.55**	**0.49**	**0.56**	0.13	-0.05	**0.50**	-0.20	0.20	**0.71**	**-0.59**	**0.70**	-0.19	**0.24**	-0.09	0.03
P Bray	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	ns	**	**1**	0.17	0.21	**0.31**	0.12	0.14	**0.41**	0.16	-0.01	0.16	-0.11	-0.03	0.18	**-0.28**	**0.25**	-0.17	-0.01	0.13	0.22
E.C	*	*	**	*	***	***	ns	***	***	ns	**1**	**0.27**	**0.39**	**0.40**	**0.41**	**0.46**	0.13	**0.31**	**0.82**	**0.39**	0.12	0.12	**-0.40**	**0.42**	0.03	**0.27**	-0.23	-0.04
Bglu	*	***	***	***	***	***	**	***	***	ns	*	**1**	**0.47**	**0.58**	**0.35**	**0.34**	-0.05	**-0.30**	0.24	**-0.36**	**0.30**	**0.48**	-0.24	**0.74**	-0.09	0.24	-0.15	-0.03
Phos	*	**	***	***	***	***	**	*	***	*	**	***	**1**	**0.38**	**0.49**	**0.46**	0.04	**0.27**	**0.44**	-0.07	0.23	0.21	**-0.34**	**0.75**	-0.13	-0.06	0.10	-0.03
FDA	ns	***	**	**	***	***	ns	***	***	ns	**	***	**	**1**	**0.43**	**0.47**	0.00	-0.06	**0.40**	-0.13	**0.36**	**0.30**	-0.22	**0.74**	0.17	**0.26**	**-0.31**	-0.18
Urease	ns	**	*	**	***	***	ns	**	***	ns	***	**	***	***	**1**	**0.59**	0.18	0.10	**0.47**	0.03	**0.24**	0.04	**-0.40**	**0.76**	-0.05	0.09	-0.04	-0.01
Resp	ns	ns	ns	***	***	***	ns	***	***	***	***	**	***	***	***	**1**	**0.41**	0.15	**0.47**	-0.02	0.15	**0.30**	**-0.44**	**0.59**	**-0.26**	0.17	-0.02	0.22
Q_{CO2}	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	**1**	0.23	**0.32**	**0.35**	**-0.69**	0.06	**-0.62**	0.06	-0.10	0.06	0.04	0.19
$NH4^+$	ns	ns	ns	ns	ns	*	***	ns	ns	ns	*	*	*	ns	ns	ns	ns	**1**	0.23	**0.41**	-0.13	**-0.25**	-0.21	0.00	-0.13	-0.05	0.12	0.09
NO_3^-	ns	*	**	*	***	***	ns	***	***	ns	***	ns	***	**	***	***	**	ns	**1**	**0.57**	-0.01	0.13	**-0.44**	**0.45**	-0.01	**0.26**	-0.19	0.01
Nmin/Ntot	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	**	**	ns	ns	ns	ns	**	***	***	**1**	**-0.36**	**-0.33**	-0.15	-0.21	0.09	0.08	-0.08	0.02
MBC	ns	ns	ns	ns	**	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	**	*	ns	***	ns	ns	**	**1**	0.15	**0.45**	**0.35**	-0.05	0.02	-0.03	-0.09
C/N	ns	*	ns	***	***	**	**	***	***	ns	ns	***	ns	*	ns	*	ns	*	ns	**	ns	**1**	**-0.40**	**0.31**	**-0.25**	0.12	0.02	0.13
Qmic	ns	ns	ns	***	***	***	ns	***	***	*	**	ns	**	ns	**	***	***	ns	***	ns	***	**	**1**	**-0.38**	0.04	-0.09	0.01	-0.06
GME	*	***	***	***	***	***	ns	***	***	*	***	***	***	***	***	***	ns	ns	***	ns	**	*	**	**1**	-0.02	0.16	-0.12	-0.07
BD	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	**1**	0.12	**-0.60**	**-0.49**
PAWC	ns	***	*	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**1**	**-0.83**	0.15
Macpo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	***	**1**	0.19
Ks	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	ns	**1**

E.C. = electrical conductivity; Variables are defined in Table 6.1



Annexe F : Evolution du rapport C<20 µm / C>20 µm en fonction du nombre d'années d'exploitation

Publications et conférences

Publications dans des revues avec comité de lecture

Ouédraogo R.A., Kambiré F.C., Kestemont M-P., Bielders C.L., 2019. Caractériser la diversité des exploitations maraîchères de la région de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) pour faciliter leur transition agro-écologique. *Cahier Agriculture*.

Bonzi S., Somda I., Paco S., Toudou A., **Ouédraogo R.A.**, 2013. Effects of temperature and pH on mycelium growth of Phoma sorghina (Sacc.) Boerema Dorenbosch and Van Kesteren in vitro. *Pak. J. Biol. Sci*. 16, 2054–205.

Articles soumis ou à soumettre

Ouédraogo R.A., Chartin C., Kambiré F.C., van Wesemael B., Delvaux B., Millogo H., Bielders C.L. Short and long-term impact of urban gardening on soil organic carbon fractions in Lixisols (Burkina Faso). Submitted to *Geoderma*.

Ouédraogo R.A., Kambiré F.C., Cournac L., Bielders C.L. Short- and long-term effect of market gardening on soil quality indice. To be submitted to *Science of the total environment.*

Ouédraogo R. A., Kambire F.C., Cournac L., Bielders CL. High-input market gardening operations improve soil biological activities in Bobo Dioulasso (Burkina Faso). To be submitted.

Publications sous forme de résumé

Ouédraogo R.A., Chartin C., Kambiré F.C., van Wesemael B., Millogo H., Bielders C.L. Effect of duration of market gardening operations on soil organic carbon fractions. A case study in Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). EGU Ceneral Assembly 2019, Vienna, Austria. 07 au 12 april 2019. In book of abstracts.

Ouédraogo R.A.; Kambiré F.C., Laurent C., Chartin C., Millogo H., Bielders C.L. Effect of market gardening practices on soil biological activity in Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). 24th National Symposium for Applied Biological Sciences, NSABS 2019. Ghent University, Belgium. February, 2019. In Book of abstracts.

Ouédraogo R.A., Somda I., Haro H. Sanon S.B.K., Kambire F., Ouédraogo A., Bonzi S., Bielders C.L. Evaluation de différentes formulations de composts associés ou non au *Trichoderma Harzianum* et aux champignons mycorhiziens arbusculaires sur le rendement de la tomate (*Solanum lycopersicum*) et sur le sol en conditions semi-contrôlées. 23rd National Symposium for Applied Biological Sciences. Université Libre de Belgique. 08 février 2018. Book of abstracts.

Ouédraogo R.A., Sanon S.B.K., Kestemont M-P., Bielders C.L. Caractérisation et typologie des exploitations maraîchères à Bobo-Dioulasso (Burkina-Faso). Symposium International sur la Science et la Technologie. Centre National de la recherche Scientifique et Technologique. Ouagadougou (Burkina Faso). 06 décembre 2017. Livre des résumés.

Pooda Lamine, **Ouédraogo R. A.**, Koné M., Hien M., Ilboudo J-B. M.H., Kambire F.C., Bielders C.L. (2017). Risque de pollution environnementale par les pesticides utilisés dans des exploitations maraîchères de Sakaby et de Dogona à Bobo-Dioulasso. Congrès Scientifique International de la Société de Pharmacologie et de Toxicologie du Burkina (SOPHATOX-B). Ouagadougou, Burkina Faso. Livre des résumés.

Communications Orales

Ouédraogo R.A., Chartin C., Kambiré F.C, van Wesemael B., Millogo H., Bielders C. L. Effet des pratiques maraîchères sur le carbone organique du sol : cas de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). Animation scientifique. Laboratoire Mixte International Intensification Ecologique des sols cultivés en Afrique de l'Ouest. Octobre 2018. Dakar, Sénégal. Communication orale.

Ouédraogo R.A., Sanon S.B.K., Kestemont M-P., Bielders C.L. Caractérisation et typologie des exploitations maraîchères à Bobo-Dioulasso (Burkina-Faso) ; Symposium International sur la Science et la Technologie. Centre National de la recherche Scientifique et Technologique. Ouagadougou (Burkina Faso). 06 décembre 2017. Communication orale.

Posters

Ouédraogo R.A., Chartin C., Kambiré F.C., van Wesemael B., Millogo H., Bielders C.L. Effect of duration of market gardening operations on soil organic carbon fractions. A case study in Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). EGU Ceneral Assembly 2019, Vienna, Austria. 07 au 12 april 2019. Poster.

Ouédraogo R.A.; Kambiré F.C.; Cournac L.; Chartin C.; Millogo H.; Bielders C.L. Effect of market gardening practices on soil biological activity in Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). 24th National Symposium for Applied Biological Sciences, NSABS 2019. Ghent University, Belgium. February, 2019. Poster.

Ouédraogo R.A., Bielders C.L., Kambire F.C., Sanon S.B.K., Kestemont M-P. Caractérisation et typologie des pratiques maraîchères de la province du Houet. 3ième édition des journées portes ouvertes du CNRST. Ouagadougou, Burkina Faso. Du 07 au 08 décembre 2018. Poster.

Ouédraogo R. A., Somda I., Haro H., Sanon S.B.K., Kambire F.C., Ouédraogo A., Bonzi S., Bielders C.L. Evaluation de différentes formulations de composts associés ou non au *Trichoderma Harzianum* et aux champignons mycorhiziens arbusculaires sur le rendement de la tomate (*Solanum lycopersicum*) et sur le sol en conditions semi-contrôlées. 23rd National Symposium for Applied Biological Sciences. Université Libre de Belgique. 08 février 2018. Poster.

Mémoires

Ouédraogo R. A., 2013. Effet de la fertilisation organo-minérale sur la productivité du cotonnier transgénique Bollgard II. Mémoire de DEA En gestion intégrée des ressources naturelles/Sciences du sol. Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. 58p.

Ouédraogo R. A., 2011. Biologie, écologie et efficacité des extraits végétaux contre *Phoma sorghina* (Sacc.) Boerema, Dorenbosch & van Kesteren et *Fusarium moniliforme* Sheld., agents de moisissures du sorgho. Mémoire d'ingénieur du développement rural, option agronomie. Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. 72p.

Biographie



Née le 24 juillet 1985 à Bobo-Dioulasso, Rayangnéwendé Adèle Ouédraogo obtient son certificat d'aptitude professionnel, option économie familiale et rurale, en 2001 ; puis son brevet d'étude du premier cycle en 2003. Après l'obtention de son baccalauréat série « D » en 2006, elle poursuit ses études universitaires à l'Université polytechnique de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso), où elle obtient son diplôme d'ingénieur du développement rural, option agronomie, en 2011, puis son diplôme d'étude approfondie (DEA) en gestion intégrée des ressources naturelles, option système de production végétale, spécialité sciences du sol, en 2013. Elle a travaillé comme adjointe du point focal Burkina du projet GIZ /ICA (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit/ Initiative du Cajou Africain) de 2013 à 2014. Pendant l'exercice de cette fonction, elle a participé au programme des Maitres Formateurs sur la promotion de la chaine de valeur du cajou, au Burkina Faso, Côte d'Ivoire et Ghana. En 2014 elle a rejoint le Ministère de l'Agriculture après avoir réussi le concours de recrutement des Ingénieurs d'agriculture. En 2014, elle a participé également à l'étude des perceptions des populations sur les impacts des changements climatiques et l'identification des besoins de renforcement des capacités pour améliorer la résilience, avec la SNV (Netherlands Development Organisation). En 2015, elle a bénéficié d'une bourse de 4 ans financée par l'ARES CCD pour entamer une thèse de doctorat à l'Université Catholique de Louvain (Belgique) sous la direction du Pr. Charles BIELDERS et Dr. Kadidya SANON. Cela a nécessité sa mise à disposition au Ministère de la recherche scientifique et de l'Innovation où elle exerçait en tant qu'Ingénieur de recherche.