



UNIVERSITÉ DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE
ÉCOLE DOCTORALE DU PACIFIQUE



Doctorat

Discipline : Biologie des populations et écologie

Laboratoire d'accueil : IAC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

Rémy KULAGOWSKI

**Performances et impacts de systèmes de culture
en agriculture de conservation sur sols magnésiens
en Nouvelle-Calédonie**

Thèse dirigée par Bruno FOGLIANI

Soutenue le 24/03/2021

Jury :

Mme Marie-Hélène JEUFFROY, Directrice de recherche, INRAE	Rapporteure
M. Jean-Pierre SARTHOU, Professeur, INP-ENSAT, INRAE	Rapporteur
Mme Tiphaine CHEVALLIER, Chargée de recherche, IRD	Examinatrice
M. Eric BLANCHART, Directeur de recherche, IRD	Examineur
M. Jean-Noël AUBERTOT, Directeur de recherche, INRAE	Examineur
M. Bruno FOGLIANI, MCF HDR, UNC	Directeur de thèse
Mme Audrey LEOPOLD, Chercheure, IAC	Co-encadrante
M. Florent TIVET, Chercheur, CIRAD	Co-encadrant

Remerciements

Par ces quelques lignes, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin au bon déroulement de cette thèse. Ce travail, à la fois individuel et collectif, a abouti grâce aux soutiens et aux compétences de nombreuses personnes que je tiens à remercier ici chaleureusement.

Merci tout d'abord à Bruno Fogliani, Audrey Léopold, et Florent Tivet, directeur et co-encadrants de cette thèse, qui ont accepté de m'encadrer sans *a priori* et avec enthousiasme, accueilli au sein de l'IAC, accompagné, conseillé et orienté tout au long de ces travaux. Merci beaucoup pour votre soutien et votre disponibilité.

Merci à Hamid Amir, Sylvia Cornu-Mercky, Aurélie Metay, et Joséphine Peigné d'avoir accepté de participer aux comités de pilotage de cette thèse. Merci Aurélie en particulier pour tes riches conseils et relectures, et le temps consacré.

Par avance, je remercie les membres du Jury pour avoir accepté d'évaluer et de juger ce travail de thèse.

Je tiens à remercier la province Sud, l'Adecal-Technopole, et l'IAC pour avoir financé ce travail. Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans le soutien et l'appui de nombreux partenaires. Je tiens à remercier en premier lieu Laurent Desvals pour avoir cru dès le début en ce projet et permis sa réalisation. Arriver à conjuguer travail d'agronome en développement au sein de la Direction du Développement Rural (DDR) de la province Sud et doctorat a pu être envisageable et possible grâce au soutien précieux en particulier de Zacharie Lemerre-Desprez et de toute l'équipe de la pépinière de Port Laguerre (Manu, Karine, Kako, Jean Claude et tous les autres). Merci pour les moments professionnels et amicaux partagés.

Merci à toute l'équipe de l'IAC de Port Laguerre (Simon, Malik, Laurent, Anthony et tous les autres) pour l'accueil et les moments partagés. Merci Anthony pour ton aide précieuse sur le terrain.

Merci à l'équipe entomo de l'IAC de La Foa (Sylvie, Christian et tous les autres). Merci pour avoir cru en ce travail, le prêt de matériel, et merci Sylvie pour ton aide précieuse en identification.

Merci à toute l'équipe de l'Adecal-Technopole pour avoir mené à bien les dispositifs expérimentaux (Nathalie, Loïc, Philippe, Sylvia et tous les autres).

Merci pour l'accueil, lors du séjour effectué lors de cette thèse et par la suite, au sein de l'équipe Tapage au CIRAD à Montpellier. Merci à toute l'équipe (Christine, Nathalie, Florence, Clémence, Stéphane, Pascal, JB, Anne Laure, Catherine, Anne, ...). Merci Pascal en particulier pour tes conseils avisés, tes relectures, le temps consacré et les quelques trop rares footing partagés. Merci à toutes les personnes de l'unité Aïda, et d'autres unités, qui m'ont accueilli et avec qui j'ai pu échanger, collaborer et arriver à mener à bien ces travaux. Merci Alain et Alexis pour vos conseils et votre implication dans ce travail. Merci Anna, Régis, Janine, Thierry pour la collaboration entomo. Merci Philippe pour la sem et le travail à nouveau partagé 10 ans plus tard.

Merci à toute l'équipe du LAMA IRD et du LNC pour les analyses labo et votre aide indispensable.

Un grand merci aux stagiaires sans qui ce travail n'aurait pu être réalisé. Merci en particulier à Tobias et Thomas pour votre travail, votre bonne humeur et les moments partagés ! malgré les journées terrain parfois interminables.

Merci aux agriculteurs avec qui j'ai pu collaborer et sans qui le travail de développement, en lien étroit avec celui de recherche mené au sein de cette thèse, a pu se réaliser, merci pour votre confiance, vos partages et les riches échanges, réflexions et essais menés.

A tous mes collègues et amis de Nouvelle Calédonie, merci d'avoir été là : Hugo, Tom, les Old Beans, Zien, Maxime, Maeva, Thibault, Seb, Nico, Eric, Fred, Katia, Mathilde, ... et tous les autres.

A tous les amis de plus ou moins longue date, merci d'avoir gardé le lien malgré la distance et le décalage horaire, et fait de mes séjours parmi vous de vrais moments de partage et de joie : aux copains de l'Enita !, Pèque, Kévin, Starky, aux amis depuis toujours Fabien, Nico, aux retrouvailles sur Vanille !, au séjour des copains Kiki, Hélène, La Noube, Popo, Voilà !

Merci Hugo, Starky, Florie, Kiki pour les relectures !

Un très grand merci à ma famille, mes parents, ma sœur, Mathieu, merci d'avoir été là, de toujours m'avoir épaulé, même à 20 000 km de moi. A mon père qui pendant ce temps a vaincu la maladie et à ma mère qui a su l'aider. Ce travail, vous est dédié.

Merci enfin Odile, qui te retrouve ainsi impliquée dans cette histoire, pour ton soutien tout particulièrement durant les derniers mois de rédaction ! Cette thèse et moi te devons beaucoup.

Résumé

La dégradation des terres liée à l'intensification agricole, principalement due à la baisse de la fertilité des sols et à l'érosion, est devenue une problématique majeure en Nouvelle-Calédonie. Le contexte insulaire et les spécificités pédoclimatiques rendent en outre les enjeux d'autosuffisance alimentaire, de préservation des agroécosystèmes et de la biodiversité, d'autant plus prégnants. Les systèmes de culture (sdc) doivent donc évoluer en mobilisant les processus biologiques afin d'être viables, performants et durables. L'agriculture de conservation (AC) consiste en un ensemble de pratiques culturales basé sur trois principes : une réduction, voire une suppression du travail du sol, une couverture végétale du sol permanente et une diversification des espèces cultivées. L'AC peut répondre à ces problématiques en alliant durabilité et productivité, et en favorisant un certain nombre de services écosystémiques.

A travers une démarche originale intégrant approches fonctionnelle et systémique, cette thèse vise à quantifier les relations entre pratiques, fonctions et services écosystémiques au sein de sdc complexes. Dans le contexte spécifique de la côte ouest de la Nouvelle-Calédonie, afin de savoir si l'AC pourrait maximiser la fourniture de services écosystémiques, trois questions sont apparues importantes à aborder : quels sont les impacts des pratiques de l'AC sur la santé du sol et les performances agronomiques de sdc ?, quels sont les effets de l'AC sur la biodiversité fonctionnelle (macrofaune) ?, et quelles sont les performances et l'efficacité d'utilisation des ressources de sdc en AC notamment sous couvert végétal vivant ?

Afin de répondre aux deux premières questions, une expérimentation système, initiée en 2011, a permis de comparer en 2018 trois sdc en production de maïs : un sdc en monoculture et en labour, représentant la pratique de référence de la région (CT), un sdc en AC sous couvert végétal mort (mélange de 4 espèces annuelles) (CA-DM), et un sdc en AC sous couvert végétal vivant (*Stylosanthes guianensis*) (CA-LM). Une expérimentation analytique a également été mise en place en 2018 afin d'évaluer les performances et l'efficacité d'utilisation des ressources d'une association maïs-*Stylosanthes guianensis* en AC sous couvert végétal vivant. D'une part, l'impact du mode de conduite de ces trois sdc sur la santé du sol a été caractérisé via l'utilisation de Biofunctool®. Biofunctool® est une méthode d'évaluation fonctionnelle de la santé des sols basée sur une approche intégrative prenant en compte les liens entre les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique des sols. Elle permet de mener une analyse des fonctions principales du sol : i) la transformation du carbone, ii) le recyclage des nutriments, et iii) le maintien de la structure du sol. D'autre part, un outil fonctionnel (SMS) est proposé afin de mesurer l'impact de pratiques culturales sur l'activité de la macrofaune du sol. Il permet

d'intégrer trois fonctions de la macrofaune : i) la dégradation de la matière organique, ii) l'ingénierie de l'écosystème, et iii) la régulation des ravageurs. Enfin, l'évaluation de l'efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, eau, azote, lumière, surface) et des performances de ces sdc contrastés a été menée à l'aide de la modélisation par équations structurelles.

Nous montrons i) que l'évaluation révèle un index de santé du sol (SHI) 1.3 fois supérieur en AC (CA-DM et CA-LM) qu'en CT. Une proposition de cadre original d'analyse systémique, caractérisant les relations entre fonctions du sol et service de production, en lien avec les pratiques culturales, montre que l'AC présente des effets directs et indirects sur la santé du sol améliorant les performances du sdc, engendrant un rendement 1.3 fois supérieur en AC qu'en CT, ii) qu'une différence importante de réponse fonctionnelle de la macrofaune du sol existe entre AC (CA-DM et CA-LM) et CT, traduit par des valeurs de l'indicateur SMS 2 fois supérieures en AC. La caractérisation des relations entre l'indicateur Biofunctool®, les dégâts sur maïs et l'indicateur SMS montre que la combinaison des effets de la macrofaune sur la santé du sol et la santé des plantes permet une meilleure compréhension de la performance supérieure des sdc en AC, et iii) que des sdc en AC sous couvert végétal vivant (intercropping) ont une efficacité d'utilisation des ressources supérieure à un système en monoculture, avec un gain de 20 % de lumière interceptée, 20 à 45 % d'azote utilisé, et de 15 à 23 % de surface valorisée. L'approche systémique caractérisant les liens entre la gestion de l'intercropping, les ressources disponibles et les performances du sdc, reflète la complémentarité (aérienne et souterraine) de l'utilisation des ressources (notamment en eau et azote) conduisant à une productivité supérieure des systèmes en intercropping.

Cette approche originale a permis de quantifier et qualifier la fourniture de services écosystémiques de systèmes céréaliers en AC. Cette caractérisation des différences entre sdc a mis en avant le potentiel de l'AC pour maximiser la fourniture de services reposant sur une amélioration des processus biologiques. Par ailleurs, nos résultats soulignent la pertinence d'une telle démarche, fondamentalement basée sur l'approche systémique, permettant de mettre en lumière des propriétés indécélables par des approches plus analytiques et sectorielles. Cette approche pourra alors intégrer une démarche plus globale de conception partagée avec les producteurs et autres acteurs concernés, fournissant un outil d'aide à la décision visant à développer des sdc innovants adaptés au contexte de la Nouvelle-Calédonie.

Mots clés Couvert végétal, Mulch, Association de cultures, Partage des ressources, Indicateurs fonctionnels, Approche systémique

Performances and impacts of conservation agriculture cropping systems in magnesian soil in New Caledonia

Abstract

With the arable land use intensification in recent decades, depletion of soil fertility and soil erosion have emerged as major issues for the sustainability of agricultural production systems in New Caledonia. Like other islands in the South Pacific, agricultural intensification has had positive impacts on agricultural production and food security but also detrimental impacts on biodiversity, soil, and water resources. New cropping system management is needed to better manage ecological functions and ultimately, enhance the provision of ecosystem services. Conservation agriculture (CA) is a farming system based on minimum soil disturbance (*i.e.*, no tillage), maintenance of a permanent soil cover, and diversification of plant species. CA practices are a promising way to reduce the negative impacts of agriculture, especially on soil, while conserving production and ecosystem services.

In this study, we propose an original framework based on integrative and systemic approaches of the relationships between agricultural practices, ecological functions, and cropping system performances. The study was conducted on the West coast of New Caledonia and three questions were addressed to assess the impacts of CA on the provision of ecosystem services: i) what are the impacts of CA on soil health and cropping system performances compared with conventional tillage (CT)?, ii) what are the impacts of CA on functional biodiversity (soil macrofauna)?, and iii) what are the resource use efficiency and cropping system performances of intercropping systems compared to maize monoculture?

To answer the first two questions, a long-term experiment was started in 2011 to compare three maize-based cropping systems: i) mono-cropping under CT, which is the predominant practice in the region, ii) CA with direct seeding of maize in a dead mulch (a mixture of four annual species) (CA-DM), and iii) CA with direct seeding of maize in a living mulch (*Stylosanthes guianensis*) (CA-LM). Furthermore, an analytical experiment was conducted in 2018 to assess the impacts of a maize-*Stylosanthes guianensis* intercropping system on resource use efficiency and productivity compared to monoculture. On the one hand, the impact of the three contrasted cropping systems (*i.e.*, CT, CA-DM and CA-LM) on soil health were assessed and compared using Biofunctool®. Biofunctool® is a functional assessment of soil health based on an integrative approach taking into account the links between the physico-chemical properties and the biological activity of soils. It allows an analysis of the three main functions of the soil: i)

carbon transformation, ii) nutrient cycling, and iii) soil structure maintenance. On the other hand, a soil macrofauna services (SMS) index was proposed as an integrative tool to evaluate and compare the effects of these cropping systems on soil macrofauna services. This index integrates three key macrofauna functions: i) decomposition of organic matter, ii) ecosystem engineering, and iii) pest control. Finally, the resource use efficiency (*i.e.*, water, light, nitrogen and land) and the performance of intercropping systems were assessed and compared with monoculture.

The results of this study showed that i) the Biofunctool® soil health index (SHI) was generally 1.3-fold higher under CA (CA-DM and CA-LM) than under CT. Then, the systemic approach highlighted the positive effects of CA on soil health (*i.e.*, soil structure maintenance, carbon transformation, nutrient cycling) and crop productivity leading to a 1.3-fold higher yield under CA than under CT, ii) a significant difference in soil macrofauna functioning was observed with a 2-fold higher SMS index under CA (CA-DM and CA-LM) than under CT. The relationships of SMS with Biofunctool® and maize damages were characterized and showed combined effects of the SMS index on soil health and plant health that help better understand the higher performances of CA systems, and iii) the maize-stylo intercropping systems improved resource use efficiency, with notably a 20% gain in intercepted light, a 20-45% increase in nitrogen use efficiency, and a 15-23% gain in land use efficiency. Additionally, the systemic approach enabled identification of the relationships between intercropping management, available resources and cropping system performances, thereby reflecting complementarity (above- and below-ground) of the intercrops in resource use (particularly water and nitrogen resources) driving overyielding trend of the intercropping.

Such innovative approach, taking into account the relationships between practices, functions and services, enabled to characterize the performances of cropping systems under CA. The comparison of these CA cropping systems with CT highlighted the capacity of CA to maximise the supply of ecosystem services based on an increase of ecological processes. These results highlighted the relevance of such a systemic approach for the integrative analysis of cropping systems compared to usual analytical studies. This approach could be used as a decision support tool integrating participatory approach with producers and other concerned stakeholders in designing and evaluating innovative cropping systems in the context of New Caledonia.

Keywords Cover crop, Mulch, Intercropping, Resource partitioning, Functional indicators, Integrative approach

Table des matières

1	Introduction générale.....	19
1.1.	Contexte de l'étude.....	19
1.1.1	La nécessité d'une intensification agroécologique en cours	19
1.1.2	Evaluation des impacts et des performances de systèmes de culture.....	21
1.2	Cas d'étude : la Nouvelle-Calédonie	26
1.2.1	Un archipel au milieu du Pacifique	26
1.2.2	Un climat capricieux	27
1.2.3	Des sols particuliers et contraignants	28
1.2.4	Une agriculture en construction	29
1.3	Questions de recherche et démarche	31
1.3.1	Objectifs et questions de recherche	31
1.3.2	Démarche et dispositifs expérimentaux	34
1.4	Organisation du manuscrit.....	41
2	Impact de systèmes de culture en AC sur la santé du sol et leurs performances agronomiques	43
2.1	Introduction	46
2.2	Materials and methods.....	47
2.2.1	Site description.....	47
2.2.2	Experimental design.....	48
2.2.3	Soil monitoring and analysis	49
2.2.4	Agronomic data collection	50
2.2.5	Statistical analysis	51
2.3	Results	52
2.3.1	Impacts of the cropping systems on soil health.....	52
2.3.2	Performance of the cropping systems	55
2.3.3	Links between practices, soil health, and cropping system performance	56
2.4	Discussion.....	58
2.4.1	What are the impacts of CA cropping systems on soil functions?.....	58
2.4.2	What are the impacts of CA cropping systems on crop performance?	59
2.4.3	Systemic approach of CA cropping systems.....	60
2.4.4	Toward the quantification of linkages between soil health, productivity, and ecosystem services	62
2.5	Conclusions	62
3	Impacts de l'AC sur l'abondance, la diversité et les traits fonctionnels de la macrofaune du sol	64
3.1	Introduction	67

3.2	Materials and methods	68
3.2.1	Study site and experimental design	68
3.2.2	Macrofauna sampling method	69
3.2.3	Assessment of crop damage	70
3.2.4	Data analysis	70
3.3	Results	72
3.3.1	Effect of CA on soil macrofauna abundance and diversity	72
3.3.2	Effect of CA on soil macrofauna functional traits	73
3.3.3	Effect of CA on crop damages	74
3.3.4	Links between macrofauna, soil health and crop performances	75
3.4	Discussion.....	76
3.4.1	Soil macrofauna response to CA.....	76
3.4.2	Effect of soil macrofauna on crop damage.....	78
3.4.3	Relationships between soil macrofauna, soil health, and crop performance	79
3.5	Conclusion	80
4	Amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources (<i>i.e.</i> , surface, azote, lumière et surface) en AC sous couvert végétal vivant (intercropping).....	82
4.1	Introduction	85
4.2	Materials and methods.....	86
4.2.1	Site description and experimental design.....	86
4.2.2	Cropping systems management.....	86
4.2.3	Data collection.....	87
4.2.4	Indicators of cropping systems performance and resource sharing	88
4.2.5	Statistical analyses.....	90
4.3	Results	91
4.3.1	Crop growth, biomass and grain production	91
4.3.2	Relative soil water content (RSWC) and water use efficiency (WUE)	93
4.3.3	Cumulative light intercepted (LI) and light use efficiency (LUE).....	93
4.3.4	Soil available nitrogen and nitrogen use efficiency (NUE)	93
4.3.5	Land equivalent ratio (LER)	95
4.3.6	Links between agricultural practices, available resources, and cropping systems performances	95
4.4	Discussion.....	96
4.4.1	Intercropping effects on resource use efficiency.....	96
4.4.2	Indicators of resource use efficiency.....	98
4.4.3	Systemic approach of the intercropping system.....	98
4.4.4	Intercropping limiting factors.....	100

4.5	Conclusion.....	101
5	Discussion générale et perspectives	102
5.1	Rappel des objectifs de la thèse.....	102
5.2	Rappel des principaux résultats	102
5.2.1	L'AC : des sdc performants et améliorant la santé du sol.....	103
5.2.2	La macrofaune du sol contribue à la performance de l'AC	103
5.2.3	Une efficacité d'utilisation des ressources et une productivité en AC sous couvert végétal vivant supérieures à celles en monoculture	104
5.3	Plusieurs types de résultats	105
5.3.1	Apports scientifiques.....	105
5.3.2	Apports pour le développement	109
5.4	Limites et perspectives	110
6	Conclusion générale	114
7	Annexes.....	115
8	Références bibliographiques	128

Abréviations

AC / CA Agriculture de conservation / Conservation agriculture

CA-DM AC sous couvert végétal mort / CA with direct seeding in a dead mulch

CA-LM AC sous couvert végétal vivant / CA with direct seeding in a living mulch

CT Labour / Conventional tillage

Itk Itinéraire technique

LER Rendement total par équivalent surface / Land equivalent ratio

LUE Efficience d'utilisation de la lumière / Light use efficiency

MMC Monoculture de maïs / Maize monoculture

MO Matière organique

MSI Association maïs-stylo (intercropping) / Maize-stylo intercropping

MSI_{70%N} Association maïs-stylo en fertilisation azotée réduite de 30 %

NUE Efficience d'utilisation de l'azote/ Nitrogen use efficiency

SAU Superficie agricole utilisée

Sdc Système de culture

SEM Modélisation par équations structurelles / Structural equation modeling

SHI Index de la santé du sol / Soil health index

SMC Monoculture de stylo (*Stylosanthes guianensis*) / Stylo monoculture

SMS Services de la macrofaune du sol / Soil macrofauna services

WUE Efficience d'utilisation de l'eau / Water use efficiency

Liste des tableaux

Tableau 1.1 Comparaison entre approche analytique et systémique (d'après Le Moigne (1990); Rosnay (2014)).	22
Tableau 1.2 Couverts végétaux testés en association avec du maïs.	34
Tableau 1.3 Critères de sélection des couverts végétaux pour des systèmes de culture en agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM) et vivant (CA-LM).	35
Tableau 1.4 Résultats des notations des traits fonctionnels des différentes modalités testées (moyennes des notations réalisées aux stades floraison et maturité du maïs). Code couleur : vert : valeurs les plus faibles, rouge : valeurs les plus élevées. Notation de l'état à la fin du cycle de maïs : 0: sénescent, 1: en cours de sénescence, 2: présence de repousses vivantes, 3: vivant.	37
Tableau 1.5 Assolement de l'expérimentation système pour chaque modalité. CT : labour, CA-DM : agriculture de conservation sous couvert végétal mort, CA-LM : agriculture de conservation sous couvert végétal vivant. Mz: maïs (<i>Zea mays</i>); Cp: niébé (<i>Vigna unguiculata</i>); Cm: squash (<i>Cucurbita maxima</i>); Sg: sorgho (<i>Sorghum bicolor</i>); Lz: luzerne (<i>Medicago sativa</i>); St: Stylo (<i>Stylosanthes guianensis</i>); Hm: HotMix: sorgho, niébé, dolique (<i>Lablab purpureus</i>), et crotalaire (<i>Crotalaria juncea</i>). “/”: succession annuelle; “+”: association de cultures.	40
Tableau 2.1 Biofunctool® indicators of soil carbon transformation per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). POXC: Permanganate OXidizable Carbon, SituResp®: basal soil respiration, Laminas: lamina bait degradation, GTB: fraction of Green Tea Bag decomposed. The analysis was conducted in the 0-10 cm layer, except for laminas (in the 0-2 cm layer) and GTB (at a depth of 8 cm); n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test (P<0.05).	52
Tableau 2.2 Biofunctool® indicators of soil structure maintenance per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). VESS: Visual Evaluation of Soil Structure, Beerkan: water infiltration, AggSoil: soil aggregate water stability. The analysis was made in the 0-10 cm layer, except for VESS (in the 0-30 cm layer); n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.	53
Tableau 2.3 Biofunctool® indicators of soil nutrient cycling per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). AEM-NO ₃ ⁻ : nitrate evaluated with anion exchange membrane, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ : available ammonium and nitrate. The analysis was conducted in the 0-10 cm layer, except for AEM-NO ₃ ⁻ (at a depth of 8 cm); n=9 for each treatment except for N-NH ₄ ⁺ and N-NO ₃ ⁻ where n=3 per treatment (no internal replicates); sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.	54
Tableau 2.4 Cropping system performance indicators per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Weeds: Weed cumulative aboveground dry matter during crop cycle, Maize density: Maize plant population, Kernel weight: Total kernel weight per maize ear, TKW: Maize Thousand Kernel Weight, Maize yield: grain yield; n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.	56
Tableau 3.1 Relationships between soil macrofauna services (SMS) index and related indicators (i.e., OM decomposition, ecosystem engineering, pest control), and Biofunctool® soil health	

index (SHI), maize damage, and maize yield. Glm followed by Anova. ***P<0.001; **P<0.01; *P<0.05. 76

Tableau 4.1 Maize density, shoot-root ratio, biomass, grain production, and system total biomass production per treatment. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. Maize SRR_{6-leaf}: 6-leaf maize stage shoot-root ratio, Maize_{Biomass}: Maize aboveground biomass at harvest ($t_{DM} \text{ ha}^{-1}$), Maize_{grain}: Maize grain yield ($t_{DM} \text{ ha}^{-1}$), System BM: Total aboveground DM biomass and grain produced in the system ($t_{DM} \text{ ha}^{-1}$); n=9 for each treatment; sd: standard deviation; ns: not significant. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test..... 92

Tableau 4.2 Resource use efficiency indexes per treatment. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. WUE: Water use efficiency ($\text{kg}_{DM} \text{ mm}^{-1}$), LUE: Light use efficiency ($\text{g}_{DM} \text{ W}^{-1}$), LI: Cumulative light intercepted during maize cycle (W m^{-2}), NUE: Nitrogen use efficiency ($\text{kg}_{DM} \text{ kg}_N^{-1}$), PFPN: Partial factor productivity of nitrogen ($\text{kg}_{DM} \text{ kg}_N^{-1}$), LER: Land equivalent ratio; n=9 for each treatment; sd: standard deviation; ns: not significant. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test..... 93

Liste des figures

Figure 1.1 Les six étapes de la démarche appliquée à l'expérimentation système (Havard et al., 2017). Sdc : système de culture.....	23
Figure 1.2 Classification des services écosystémiques issue du rapport du Millenium Ecosystem Assessment (d'après la synthèse du Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005)).	25
Figure 1.3 a) Localisation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique Sud (Google Earth, 2019), b) Localisation de la station expérimentale de la Ouenghi, nombre d'exploitations agricoles et part de la surface agricole utile par commune de Nouvelle-Calédonie (RGA, 2012).	26
Figure 1.4 Diagramme climatique sur la période 2010-2018 de la zone d'étude (Station Météo France de la Ouenghi). Les moyennes des précipitations mensuelles (mm) (histogramme) et des températures moyennes mensuelles (°C) (courbe) sont représentées.	27
Figure 1.5 Carte pédologique de Nouvelle-Calédonie (d'après l'Atlas de la Nouvelle-Calédonie (Fritsch, 2012)).	28
Figure 1.6 Schéma du modèle d'équations structurelles (SEM) caractérisant les relations étudiées entre pratiques culturales, santé du sol et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation.	32
Figure 1.7 Schéma de l'évaluation permise par l'outil SMS, caractérisant les relations entre pratiques culturales, santé du sol, santé des plantes et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, SMS : services de la macrofaune du sol.	33
Figure 1.8 Schéma du modèle d'équations structurelles (SEM) caractérisant les relations entre pratiques culturales, ressources disponibles et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, NUE : efficience d'utilisation de l'azote, LER : rendement par équivalent surface.....	34
Figure 1.9 Dispositif expérimental et illustration de quatre espèces de couverts végétaux vivants aux traits fonctionnels différents : a) Luzerne (<i>Medicago sativa</i>), b) Vesce velue (<i>Vicia villosa</i>), c) Trèfle blanc (<i>Trifolium repense</i>), d) Stylo (<i>Stylosanthes guianensis</i>).	36
Figure 1.10 Dispositif expérimental et illustration de l'expérimentation système au sein de la station expérimentale de la Ouenghi (Google Earth, 2019). CT : labour, CA-DM : AC sous couvert végétal mort, CA-LM : AC sous couvert végétal vivant.....	39
Figure 1.11 Illustrations de l'interculture et du cycle cultural 2018 de l'expérimentation système. Trois systèmes de culture sont évalués : Labour (CT), Agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM), et sous couvert végétal vivant (CA-LM). HotMix : mélange de 4 espèces annuelles, Stylo : <i>Stylosanthes guianensis</i>	39
Figure 1.12 Dispositif expérimental et illustrations des modalités de l'expérimentation analytique : a) MMC : monoculture maïs, b) SMC : monoculture stylo, c) MSI : association maïs-stylo, d) MSI _{70%N} : association maïs-stylo avec fertilisation azotée réduite.	41
Figure 1.13 Démarche générale de la thèse représentant schématiquement les sous-questions et leur positionnement au sein du manuscrit. Les services écosystémiques évalués sont rappelés : services de production (rendement de biomasse), services de régulation (contrôle des bioagresseurs [adventices, ravageurs]), et services support (cycle des nutriments et des ressources). Sdc : système de culture, CT : labour, MMC : monoculture maïs, AC : agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM) et sous couvert végétal vivant (CA-LM).	42

Figure 2.1 Principal component analysis of the impacts of the cropping system on soil health.	54
Figure 2.2 Biofunctool® Soil Health Index (SHI) per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). n=9 for each treatment. Standard error of the index is given for each treatment. Different letters indicate significant differences at P<0.05 according to Tukey’s test.	55
Figure 2.3 Structural Equation Modeling (SEM) linking the cropping system, soil health, and cropping system performance (Fisher’s C=14.76, df=12, P=0.26). CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture systems (direct seeding in dead mulch and living mulch not differentiated). Weeds: Weed cumulative aboveground dry matter during the crop cycle, Maize Yield: grain yield, TKW: Maize Thousand Kernel Weight. The arrows indicate unidirectional relationships between the variables (direct effects of one variable on the others). Green arrows indicate significant positive effects, red arrows indicate significant negative effects, and grey arrows indicate non-significant relationships at P=0.05. Path coefficients are indicated adjacent to the corresponding arrows. Arrow widths are proportional to the path coefficients.	57
Figure 3.1 Index V (representing the level of response to CA-DM and CA-LM versus CT cropping system) of the abundance of each macrofauna functional groups (adapted from Wardle, 1995). CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM) (mean ± 95 % confidence interval).	72
Figure 3.2 Simpson biodiversity index score of each arthropod functional group per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Different letters indicate significant differences according to Tukey’s test (P<0.05).	73
Figure 3.3 Soil macrofauna services (SMS) index per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). n=3 for each treatment. Standard deviation of the index is represented for each treatment. Different letters indicate significant differences at P<0.05 according to Tukey’s test.	74
Figure 3.4 Pest incidence on maize crop according to cropping system.	74
Figure 3.5 Principal component analysis of soil macrofauna services index effects on soil health indicators.	75
Figure 4.1 IPAR and CR _{s/m} per treatment during the maize cycle. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI _{70%N} : Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. IPAR: Intercepted photosynthetically active radiation (%), CR _{s/m} : Competitive ratio of stylo relative to maize. n=9 for each treatment. Different letters indicate significant difference according to ANOVA (P < 0.05).	92
Figure 4.2 . Soil available nitrogen (N-NO ₃ ⁻ , N-NH ₄ ⁺) per treatment on (a) 0-20 cm, and (b) 20-40 cm depth (mg kg soil ⁻¹). MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI _{70%N} : Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. Ÿ: fertiliser application. n=3 for each treatment. Different letters indicate significant difference according to ANOVA (P < 0.05).	94
Figure 4.3 Structural equation model (SEM) relating cropping systems, available resources for crops, and cropping system performances (Fisher’s C=7.91, df=6, p-value=0.24). MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping (two MSI treatments non differentiated). Soil Water: Cumulative soil water content at a depth of 20 cm (mm), Soil Nitrogen: Cumulative soil available nitrogen in the 0-20 cm layer (mg kg _{soil} ⁻¹), LI: Cumulative light intercepted (W m ⁻²),	

LER: Land equivalent ratio, NUE: Nitrogen use efficiency ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{kg}_{\text{N}}^{-1}$). The arrows indicate unidirectional relationships between the variables (direct effects of one variable on the others). Green arrows indicate significant positive effects, red arrows indicate significant negative effects, and grey arrows indicate non-significant relationships at $P=0.05$. Arrow widths are proportional to the path coefficients..... 95

Figure 5.1 Représentation schématique du modèle par équations structurelles (SEM) permettant une analyse systémique globale et reliant pratiques, santé du sol et des plantes, et services écosystémiques à l'échelle du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, SMS : services de la macrofaune du sol, Efficience d'utilisation de l'azote (NUE), de l'eau (WUE), de la lumière (LUE), LER : rendement par équivalent surface..... 107

Liste des annexes

Annexe I Chapitre 2 :

Table A.1 Crop sequences according to treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Mz: maize (*Zea mays* L.); Cp: cowpea (*Vigna unguiculata* L.); Cm: squash (*Cucurbita maxima* D.); Sg: sorghum (*Sorghum bicolor* L.); Al: alfalfa (*Medicago sativa* L.); St: Stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.); Hm: mixed species cover crop: sorghum, cowpea, lablab (*Lablab purpureus* L. Sweet), and sunnhemp (*Crotalaria juncea* L.). “/”: annual crop succession; “+”: crop association.....115

Table A.2 Main crop management practices used during the experiment.....116

Fig. A.1 Experimental layout. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).....117

Fig. A.2 Lamina bait degradation. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). * indicates significant differences at $P < 0.05$ according to Tukey's test.....118

Annexe II Chapitre 3 :

Table S1. Main crop management practices used during the experiment.....119

Fig. S1 Principal component analysis of cropping system effects on biodiversity and abundance of each macrofauna functional group.

a) Variables factor map. Abundance of natural enemies, detritivores, earthworms, and phytophagous are showed. Detritivores Simpson, and Natural enemies Simpson: detritivores and natural enemies Simpson biodiversity indexes, respectively.

b) Individuals factor map. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).....120

Annexe III Chapitre 4 :

Table S1. Main crop management practices carried out during the experiment.....121

Fig S1. Relative soil water content (RSWC) at 20 cm depth per treatment during the maize crop cycle (ratio). MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilization. Means (\pm standard deviation) are shown.....122

Annexe IV Chapitre 5 :

Fig. A5. Fiche technique du couvert végétal HotMix.....123

Fig A6. Article La Calédonie Agricole 167 Juin-Juillet 2019.....126

1 Introduction générale

1.1. Contexte de l'étude

1.1.1 La nécessité d'une intensification agroécologique en cours

Un des plus importants défis du 21^{ème} siècle est de pouvoir répondre aux besoins alimentaires croissant tout en réduisant l'impact environnemental de l'agriculture (Foley *et al.*, 2011). Au vu de la croissance démographique mondiale, il est estimé qu'un accroissement de 60 à 110 % de la production alimentaire actuelle sera nécessaire d'ici 2050 (Dawson *et al.*, 2016; Godfray *et al.*, 2010; Tilman *et al.*, 2011). La compétition croissante pour les ressources naturelles telles que le sol, l'eau, et l'énergie, ajoutée à la surexploitation des océans, affecte notre capacité à produire de la nourriture (Godfray *et al.*, 2010). Il est indispensable de réduire l'impact de notre système alimentaire sur l'environnement, tout en atténuant le changement climatique. Les terres agricoles représentent 37 % de la surface mondiale. Cette surface globalement stable résulte à la fois d'une expansion significative dans certaines zones, notamment sous les tropiques, et d'une perte dans d'autres, notamment en zones tempérées. Le résultat est une redistribution des surfaces cultivées le long des tropiques avec des implications importantes en termes de production, de sécurité alimentaire et d'environnement (Foley *et al.*, 2011).

L'augmentation de la production agricole doit être réalisée en limitant l'expansion des terres agricoles afin de prévenir les impacts négatifs sur les écosystèmes sensibles et vitaux (*e.g.*, forêts tropicales) responsables du maintien de la biodiversité, de la séquestration du carbone et des services environnementaux (Heck *et al.*, 2018; Hooke and Martín-Duque, 2012). Les zones actuellement les moins productives, où les rendements sont couramment sous la moyenne, illustrant la notion d'« exploitable yield gap » à réduire (*i.e.*, différence entre le rendement potentiel atteignable et le rendement réel d'une culture dans un contexte pédoclimatique donné) (Cassman *et al.*, 2003), doivent être le socle de cette augmentation de la productivité. Malgré l'augmentation constante des rendements des trois principales céréales (*i.e.*, maïs, blé, riz) depuis des dizaines d'années, le changement climatique impactera négativement et de manière significative ces productions si aucune mesure d'amélioration et d'adaptation n'est mise en place, soulignant la nécessité de systèmes de production agricoles productifs et durables (Lizumi *et al.*, 2017; Thierfelder *et al.*, 2018).

La part des cultures à usages non alimentaires (alimentation animale, bioénergie et autres produits) réduit d'autant la part de ressources directement disponible pour l'alimentation humaine (Lichtfouse *et al.*, 2009). A l'échelle mondiale, 62 % de la masse de produits issus de cultures sont destinés à l'alimentation humaine, 35 % à l'alimentation animale (qui contribuent

ensuite à l'alimentation humaine, de manière moins efficiente) et 3 % à la production d'énergie et autres (Dronne, 2018). Une disparité marquée existe entre les régions qui cultivent très majoritairement pour l'alimentation humaine directement (principalement les pays en voie de développement) et celles qui cultivent pour d'autres usages (pays développés) (Valet and Ozier-Lafontaine, 2014). Les systèmes associant cultures, annuelles et/ou pérennes, et élevage sont ainsi pressentis comme des modèles d'agriculture durable (Carvalho *et al.*, 2019; Gliessman, 2014) permettant à la fois de valoriser une biomasse végétale non utilisable par l'homme, de maintenir la fertilité des sols cultivés en réduisant les intrants, et d'augmenter l'efficacité d'utilisation des ressources localement disponibles (Bonaudo *et al.*, 2014; de Moraes *et al.*, 2014).

L'intensification agroécologique, intégrant les processus écologiques dans la gestion des systèmes de production, est à même d'améliorer les rendements tout en réduisant fortement l'utilisation des ressources non renouvelables ; et semble décisive pour répondre aux besoins futurs (Altieri *et al.*, 2012; Garbach *et al.*, 2017; Kremen *et al.*, 2012; Wezel *et al.*, 2015). Ainsi l'intégration, ou la réintégration, de la diversification dans les systèmes de culture (sd) représente un pilier de cette intensification agroécologique. La diversification fait référence à la fois à l'utilisation de différentes cultures, d'associations d'espèces différentes, ou à la valorisation de la biodiversité naturelle pour la fourniture de services écosystémiques tels que la régulation naturelle des ravageurs des cultures (Altieri, 2002; Wezel *et al.*, 2014). Un changement de mode de production, initialement destinée soit à l'alimentation animale, soit à l'alimentation humaine, vers une diversification et une complexification des systèmes pourrait permettre un gain de disponibilité et d'efficacité.

Les systèmes de production agroécologiques diversifiés tels que l'agroforesterie, l'agriculture biologique, les systèmes intégrés de polyculture-élevage, les systèmes en culture-élevage-forêt, ou l'agriculture de conservation (AC), font partie des systèmes les plus prometteurs pour répondre à ces enjeux (Bonaudo *et al.*, 2014; Duru *et al.*, 2015a; Garbach *et al.*, 2017; Kremen *et al.*, 2012). L'AC repose sur le maintien d'une couverture végétale permanente du sol, un travail du sol minimal et la diversification des espèces végétales cultivées (FAO, 2014). Le principal objectif de cette combinaison de principes est de réduire la dégradation des sols et de préserver, voire d'améliorer, leur fertilité (ou santé des sols) en stimulant les processus écologiques naturels qui ont lieu sur et sous la surface du sol. À terme, une utilisation plus efficace de l'eau et des nutriments est attendue, et ainsi une amélioration durable de la production végétale (Hobbs *et al.*, 2008; Lal, 2015a; Scopel *et al.*, 2013; Séguy *et al.*, 2006).

Chacun des principes de l'AC implique la mise en œuvre d'une diversité de pratiques culturelles, dont les effets cumulés dépassent la simple addition des effets de pratiques, du fait des interactions nombreuses entre pratiques culturelles, fonctionnement écologique, et performance globale du système cultivé en termes de production de services et/ou de dis-services écosystémiques (Chabert and Sarthou, 2020; Le Moigne, 1990; Palm *et al.*, 2014). Les interactions complexes entre pratiques, fonctions, et performances sont encore largement méconnues. La quantification des services et/ou dis-services écosystémiques résultant de ces interactions l'est tout autant.

1.1.2 Evaluation des impacts et des performances de systèmes de culture

1.1.2.1 Le système de culture comme objet

Un système de culture (sdc) correspond à l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique (Sebillotte, 1990). Chaque système se définit par : la nature des cultures et leur ordre de succession, les itinéraires techniques appliqués à ces différentes cultures, ce qui inclut le choix des variétés. Le sdc est donc constitué de l'ensemble des interactions entre les pratiques agricoles, les choix de l'agriculteur et l'agroécosystème. Les interactions et les régulations occupent ainsi une place importante dans le raisonnement du système à travers l'itinéraire technique (itk), défini par une combinaison logique et ordonnée de techniques qui permettent de contrôler le milieu et d'en tirer une production donnée (Sebillotte, 1974). Le raisonnement de l'itk se fait généralement sur le court terme, un pas de temps souvent insuffisant pour valoriser les fonctions écologiques et la production de services écosystémiques. Il apparaît donc nécessaire de travailler à l'échelle du système de culture sur plusieurs années.

1.1.2.2 L'analyse systémique comme cadre

L'approche systémique est une approche conceptuelle globale décrivant plusieurs processus et leurs interactions. Elle permet l'étude d'objets et de leurs relations dans leur complexité. Elle tente d'appréhender le fonctionnement du système étudié en tant qu'ensemble d'éléments en interaction les uns avec les autres, dans son environnement (Le Moigne, 1990; Rosnay, 2014). L'ensemble de ces interactions agit sur le fonctionnement et la structuration du système. Elle peut s'appliquer à toute discipline, et a pour objectif de comprendre un système, en représenter le fonctionnement, voire en modéliser la structure (Checkland, 2000; Donnadiou

et al., 2003). L'approche systémique en agriculture reste une approche en construction bien que ses concepts et sa formulation théorique générale soient largement décrits (Checkland, 2000). Cette approche est particulièrement adaptée aux situations pour lesquelles des améliorations ou changements globaux, en rupture des systèmes conventionnels, sont souhaités, *e.g.* recherche en agroécologie (Alrøe and Kristensen, 2002, 2001; Checkland, 2000; Lockeretz, 2000; Pretty, 2018). La situation de départ présentant une complexité ou une incertitude non améliorables par des approches linéaires, déterministes ou réductionnistes (Ackoff *et al.*, 2005). A l'inverse de l'approche analytique qui prend en compte l'élément ou le problème considéré, l'approche systémique prend en compte l'ensemble du système auquel appartient l'élément ou le problème considéré afin de l'appréhender par les interactions qu'il entretient avec les autres éléments du même système (Novak and Emile, 2014; Onofri *et al.*, 2016; Payne, 2015). Les différences entre ces 2 types d'analyse peuvent se traduire ainsi (Tableau 1.1) :

Approche analytique	Approche systémique
- Simplifier - Isoler - Décomposer	- Considérer la totalité des interactions
- Nature des interactions - Lois universelles, prévisibles, reproductibles, et réversibles - Validation par la preuve expérimentale dans un cadre théorique - Indépendant de la durée	- Effets des interactions - Efficacité de l'action imprévisible, non reproductible, irréversible - Validation par la comparaison du fonctionnement du modèle à la réalité - Intègre la durée
- Sert à expliquer un système compliqué - Simplifier pour découvrir son intelligibilité	- Sert à comprendre un système complexe - Modéliser pour construire son intelligibilité
- Juxtaposition des disciplines	- Pluridisciplinaire

Tableau 1.1 Comparaison entre approche analytique et systémique (d'après Le Moigne (1990); Rosnay (2014)).

L'approche analytique et l'approche systémique sont, en dépit de ces différences, complémentaires et non opposées. Dans les travaux présentés ici, essai analytique (ou factoriel) et expérimentation système sont utilisés de manière complémentaire. Les essais analytiques permettent ainsi d'étudier l'effet d'un, ou de quelques facteurs et de leurs interactions pris isolément, toutes choses égales par ailleurs, sur une ou plusieurs variables à expliquer (Reau *et al.*, 1996). Ils peuvent aider à choisir ou à mieux maîtriser une technique à inclure dans une expérimentation système. L'expérimentation système permet de tester la faisabilité technique et la cohérence agronomique d'un sdc, et d'évaluer ses performances en

termes d'atteinte aux objectifs qui lui sont assignés compte-tenu de sa complexité (Deytieux *et al.*, 2012). La démarche appliquée à l'expérimentation système s'inscrit à travers six étapes comprises en deux phases, le prototypage et l'expérimentation au champ (Debaeke *et al.*, 2009; Havard *et al.*, 2017) (Fig. 1.1).

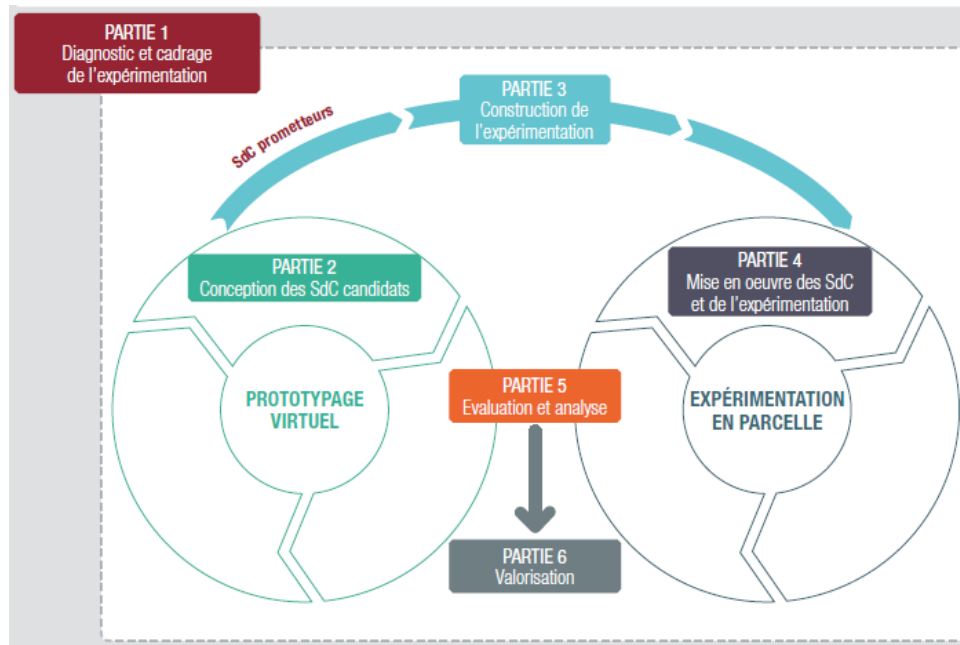


Figure 1.1 Les six étapes de la démarche appliquée à l'expérimentation système (Havard *et al.*, 2017). Sdc : système de culture.

Les travaux réalisés en 2018 dans le cadre de l'expérimentation système appartiennent principalement aux étapes 4, 5, et 6 de la démarche (Fig. 1.1). Les résultats des précédentes années, les travaux d'expérimentation préliminaires menés en 2017, ainsi que l'expérimentation analytique de 2018 ont permis de contribuer aux étapes 2 et 3.

L'approche analytique reste pertinente si les interactions sont linéaires et peu nombreuses. L'approche systémique sera efficace si les interactions sont non linéaires et fortes. Pour un même système étudié on pourra ainsi se reposer sur ces deux approches simultanément.

1.1.2.3 Des indicateurs intégrés

La mise en place de méthodes d'évaluation systémique permettant d'intégrer les interactions entre les composantes de systèmes complexes repose sur des indicateurs fonctionnels évaluant le résultat de ces interactions. Le choix de ces indicateurs est donc crucial et doit s'appuyer sur une démarche préalable structurée et adaptée au système (Bockstaller *et al.*, 2011; Lairez *et al.*, 2016). Une typologie d'indicateurs peut être ainsi proposée :

- indicateurs de cause reposant généralement sur une variable ou une combinaison simple de variables de pratiques (« proxy »),
- indicateurs d'effets mesurés qui correspondent aux indicateurs directs reposant sur des mesures de diversité et/ou d'abondance de groupes taxonomiques,
- indicateurs d'effets prédictifs reposant sur des indicateurs indirects basés sur les indicateurs de cause et l'intégration des processus, rendue possible par les indicateurs d'effets mesurés. Ils permettent de mettre en relation les causes aux effets, et de réaliser la modélisation de systèmes complexes.

Les indicateurs de l'outil Biofunctool® utilisés ici pour l'évaluation de la santé du sol ont été sélectionnés pour mesurer directement les fonctions du sol définies par Kibblewhite *et al.* (2008) (*i.e.*, transformation du carbone, recyclage des nutriments et maintien de la structure du sol). De manière analogue, les indicateurs fonctionnels de l'outil SMS, mesurant les services rendus par la macrofaune du sol, proposent d'intégrer trois fonctions de la macrofaune (*i.e.*, dégradation de la matière organique, ingénierie de l'écosystème et régulation des ravageurs). Ces approches sont dites intégrées pour les différencier des évaluations réductionnistes qui auraient porté sur la somme des différentes propriétés des systèmes étudiés (Thoumazeau *et al.*, 2019b). Les indicateurs de ces deux outils sont construits de manière à être utilisés sur le terrain pour capter les dynamiques des processus, et être à la fois simples et rapides à mettre en œuvre pour pouvoir facilement être transférables aux différents acteurs de terrain (Brauman and Thoumazeau, 2020; Thoumazeau *et al.*, 2019b).

1.1.2.4 Des services à évaluer

Les services écosystémiques sont définis comme les bénéfiques que les hommes peuvent obtenir des écosystèmes (nourriture, qualité de l'eau, paysages, ...) (MEA, 2005). Dans les agro-écosystèmes, les services écosystémiques sont co-produits par la nature et les hommes. La notion de services écosystémiques fait débat, se basant à la fois sur le postulat qu'on peut attribuer une valeur à la nature, ou mettant en avant l'intérêt de la notion pour mieux comprendre les interactions entre l'homme et la nature (Carpenter *et al.*, 2009).

Les services écosystémiques sont classés en 4 catégories présentées ci-après (MEA, 2005) (Fig. 1.2).

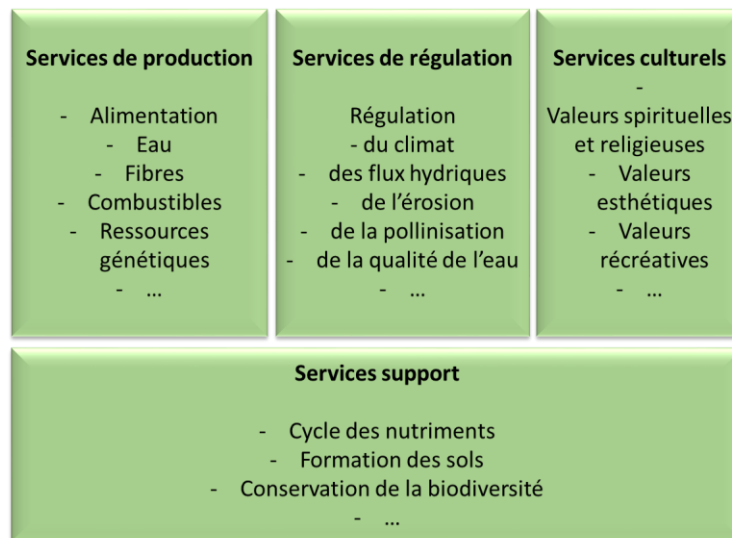


Figure 1.2 Classification des services écosystémiques issue du rapport du Millenium Ecosystem Assessment (d'après la synthèse du Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005)).

1.1.2.5 Une modélisation par équations structurelles adaptée

La modélisation par équations structurelles (SEM) se base sur des réseaux de relations statistiques comprenant des liens de causalité (relations) entre plusieurs variables permettant de rendre compte du fonctionnement global d'un système (Grace *et al.*, 2012; Hoyle, 1995; Shipley, 2009). Cette approche permet d'analyser un système de manière holistique. Les équations structurelles sont ainsi représentées par un modèle causal *a priori*, c'est-à-dire un graphe orienté (path diagram). La SEM a actuellement des applications dans de nombreux domaines tels que la psychologie, la sociologie, l'économétrie, ou l'écologie.

La spécification d'un modèle comprend les étapes suivantes (Kaplan, 2008; Schumacker and Lomax, 2004) : i) la spécification d'un modèle hypothétique initial décrivant les relations *a priori* entre les variables latentes (*i.e.*, non mesurées directement) et les variables manifestes (*i.e.*, mesurées), ii) l'estimation des paramètres du modèle, iii) l'évaluation de la qualité d'ajustement du modèle structurel aux données, et iv) l'interprétation des résultats lorsque cette qualité d'ajustement est jugée satisfaisante.

Appliquée au contexte agroécosystémique, cette modélisation peut expliciter les relations entre les variables de fourniture de services écosystémiques (*e.g.*, services support, de production, de régulation) et les variables agroécologiques résultant des pratiques agronomiques (*e.g.*, AC) ainsi que de leur impact sur les fonctions écologiques (*e.g.*, fonctionnement du sol, de la macrofaune).

1.2 Cas d'étude : la Nouvelle-Calédonie

1.2.1 Un archipel au milieu du Pacifique

La Nouvelle-Calédonie est un archipel situé dans le sud-ouest du Pacifique, en Mélanésie, entre le 18^{ème} et le 23^{ème} parallèle, à proximité du tropique du Capricorne (Fig. 1.3). La Nouvelle-Calédonie est entourée du Vanuatu à 800 km au nord, de l'Australie à environ 1500 km à l'ouest et de la Nouvelle-Zélande 2000 km au sud. Affichant une superficie de 18575 km², elle est la troisième île du Pacifique sud en termes de superficie, après la Papouasie-Nouvelle Guinée et la Nouvelle-Zélande. L'archipel comprend une île principale, Grande Terre, et plusieurs îles (l'île des Pins au sud, et l'archipel des îles Bélep au nord, et les îles Loyauté (Maré, Tige, Lifou et Ouvéa) à l'est). Grande Terre forme deux provinces administratives : la province Nord et la province Sud. La province des îles Loyauté constitue la 3^{ème} province de l'archipel.

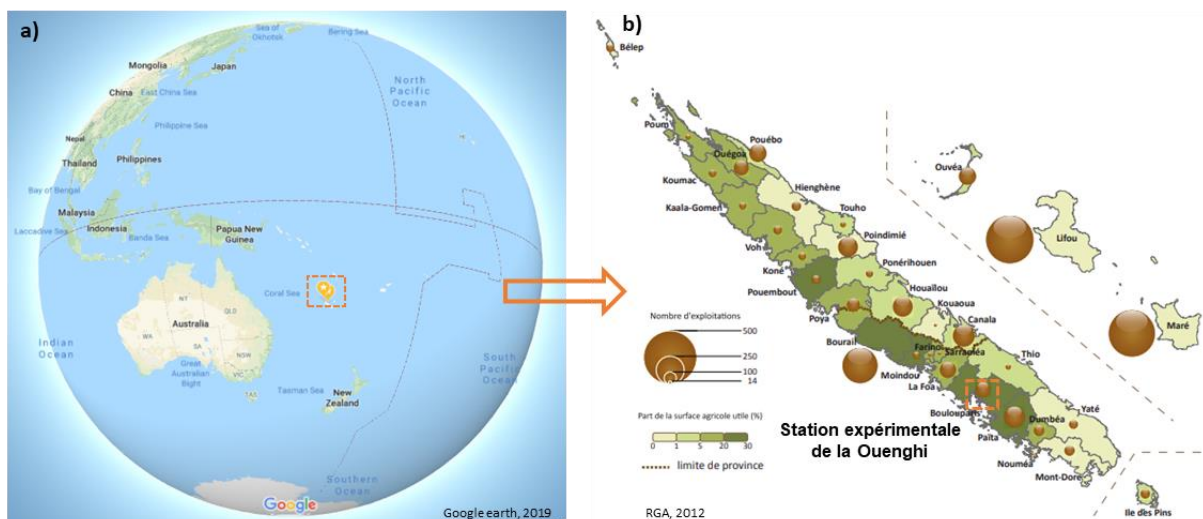


Figure 1.3 a) Localisation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique Sud (Google Earth, 2019), b) Localisation de la station expérimentale de la Ouenghi, nombre d'exploitations agricoles et part de la surface agricole utile par commune de Nouvelle-Calédonie (RGA, 2012).

Grande Terre, orientée nord-ouest/sud-est, s'étend sur une longueur d'environ 400 km et une largeur de 50 km. Elle est traversée sur toute sa longueur par une chaîne montagneuse culminant au Mont Panié à 1628 m. Cette formation montagneuse sépare l'île en deux « zones », la côte Est et la côte Ouest. La côte Est est exposée aux Alizés, elle présente un relief de pentes abruptes, elle est humide avec une végétation dense. La côte Ouest, sous le vent, avec un relief plat à vallonné, plus sec, présente de larges plaines favorables à l'agriculture (Fig. 1.3), ponctuées de massifs miniers. L'écosystème dominant de la zone est celui de la savane à Niaoulis, propice à l'élevage extensif, et favorisée notamment par les feux de brousse.

1.2.2 Un climat capricieux

La Nouvelle-Calédonie présente un climat subtropical. La température moyenne annuelle est d'environ 23,5°C. La pluviométrie annuelle est de 1700 mm avec de très fortes variations pouvant atteindre moins de 600 mm pour certaines zones de la côte Ouest (Fig. 1.4), principalement concentrée pendant les deux derniers mois de la saison chaude, et plus de 4000 mm au niveau des sommets les plus élevés.

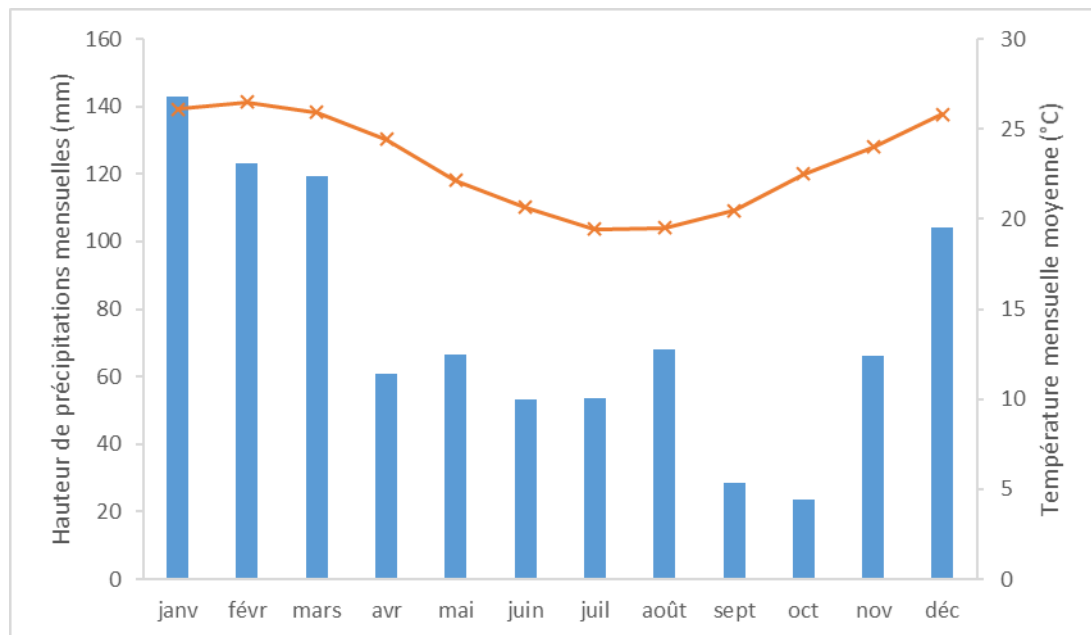


Figure 1.4 Diagramme climatique sur la période 2010-2018 de la zone d'étude (Station Météo France de la Ouenghi). Les moyennes des précipitations mensuelles (mm) (histogramme) et des températures moyennes mensuelles (°C) (courbe) sont représentées.

Généralement, deux saisons et deux inter-saisons se distinguent :

- une saison chaude et humide (décembre à avril), l'été austral, où les pluies peuvent être intenses et accompagnées de cyclones, et les températures maximales oscillent entre 28 et 32°C,
- une saison sèche de transition (avril à mai),
- une saison fraîche et plutôt sèche (juin à septembre) où les précipitations sont d'intensité modérée, voire faible, avec des températures comprises entre 15 et 25°C,
- une saison sèche (octobre à décembre), avec de très faibles, voire l'absence, de précipitations.

Selon les années, les variations saisonnières peuvent être très importantes, notamment sous l'effet de phénomènes périodiques « El Niño » et « La Niña ». Des conditions de sécheresse particulièrement sévères, notamment sur les zones basses des massifs miniers de la côte Ouest, sont régulièrement enregistrées ces dernières années.

1.2.3 Des sols particuliers et contraignants

La nature des sols de Nouvelle-Calédonie est attribuée à l'altération et à l'érosion intense du manteau de roches d'origine océanique qui la recouvrait il y a 30 millions d'années et au climat tropical. La diversité des sols qui en découle est étroitement liée à la variété des substrats rocheux sur lesquels ils se sont formés (Fig. 1.5).

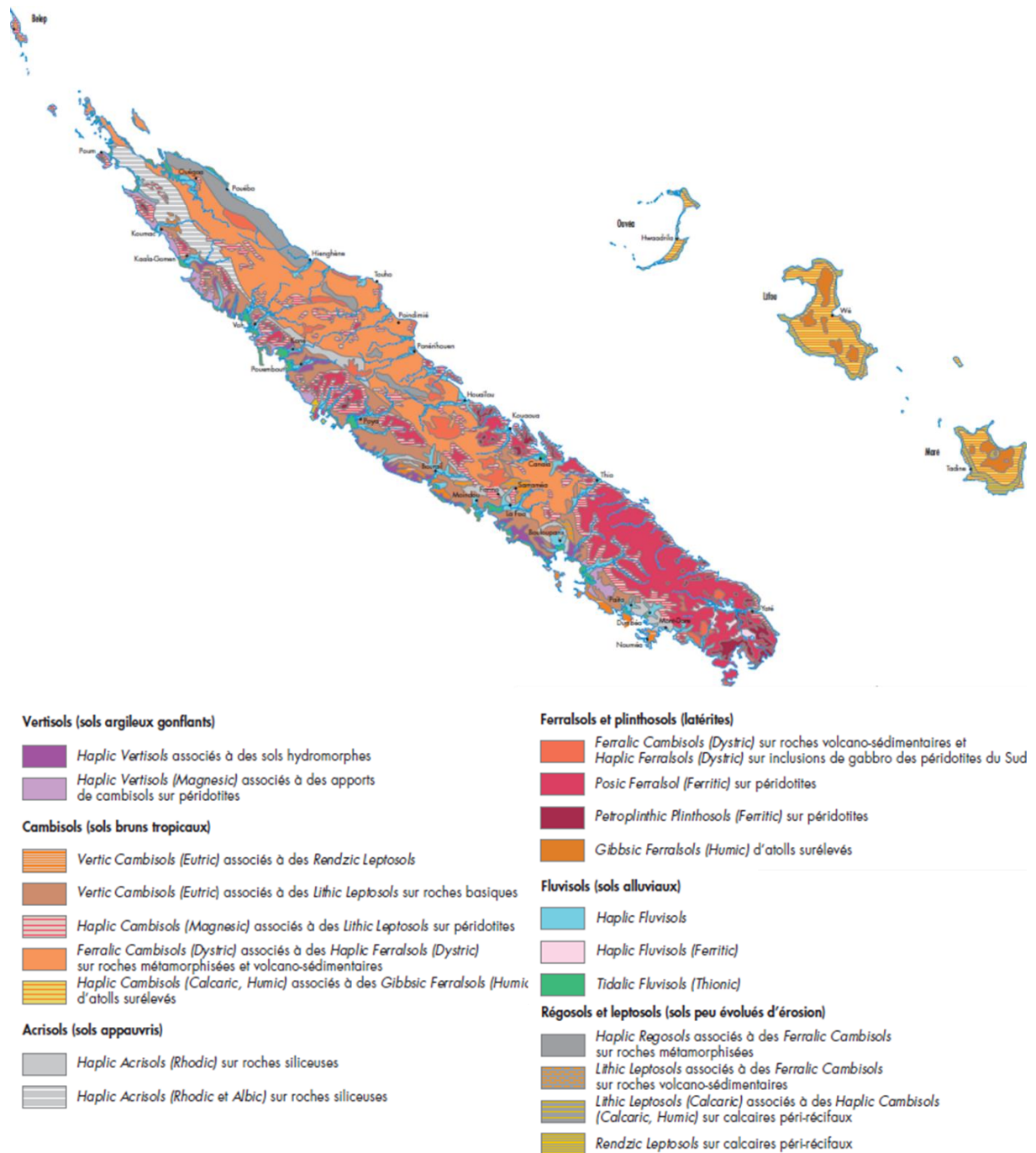


Figure 1.5 Carte pédologique de Nouvelle-Calédonie (d'après l'Atlas de la Nouvelle-Calédonie (Fritsch, 2012)).

L'altération de ces roches a abouti à la formation de sols aux caractéristiques uniques et peu communes aux sols continentaux. Des sols magnésiens, voire hyper-magnésiens, sont communément rencontrés où le rapport Ca/Mg dépasse 1/40, et les teneurs en nickel, chrome, cobalt, et manganèse sont très élevées. Ces sols sont généralement très pauvres en nutriments tels que l'azote, le phosphore et le potassium.

L'érosion alimente les parties basses des paysages en sédiments, représentées notamment par les plaines de la côte Ouest de Grande Terre présentant des colluvions diversifiées issues des massifs qui la surplombent. Les fluvisols (sols alluviaux) qui y sont rencontrés présentent généralement des textures fines à grossières, sont riches en matière organique, déséquilibrés et carencés en phosphore et en potasse. Ces sols, proches des estuaires, sont ainsi enclins à l'érosion, qui représente la principale cause de dégradation des récifs coralliens calédoniens, pour partie inscrits au patrimoine de l'Unesco depuis 2008 (Dumas *et al.*, 2010).

La côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie est ainsi représentative de la majorité des pressions qui s'exercent à l'échelle du territoire, considéré comme un des hotspots de la biodiversité mondiale (Myers *et al.*, 2000). Elles sont à la fois d'origine naturelle, caractérisées principalement par l'érosion naturelle des sols lors des épisodes climatiques extrêmes, et à la fois d'origine humaine, notamment *via* l'activité minière, la pression foncière, les feux de brousse et l'agriculture.

1.2.4 Une agriculture en construction

En Nouvelle-Calédonie, deux formes d'agriculture coexistent aujourd'hui : l'agriculture marchande, insérée dans les circuits commerciaux, et l'agriculture « traditionnelle », majoritairement pratiquée en tribus kanaks. Cette dernière, majoritairement vivrière, peut également être destinée aux échanges et aux ventes de proximité (marchés communaux, de tribu, vente directe).

La superficie agricole utilisée (SAU) représentait, en 2012, 182 026 ha, soit 10 % de la superficie de la Nouvelle-Calédonie (RGA, 2012). L'élevage extensif, principalement bovin, occupe une place importante par la surface qui lui est consacrée (96 % de la SAU en 2012). La production de céréales, principalement localisée sur la côte Ouest de Grande Terre, est basée très majoritairement sur le maïs à destination de l'alimentation animale. Les freins structurels au développement agricole sont multiples : une faible attractivité du domaine agricole, un foncier difficile d'accès, une étroitesse et saisonnalité des marchés ; des sols peu fertiles,

laissant peu de surfaces cultivables, et un climat tropical avec lequel il faut composer, contraignent et limitent le développement de l'agriculture néo-calédonienne.

Le secteur est cependant soutenu notamment au travers de plans de relance ayant pour objectif l'augmentation de l'autosuffisance alimentaire et associant l'ensemble des acteurs de la filière. La production céréalière, qui concerne essentiellement la production de maïs grain, a été multipliée par 4 en 10 ans pour atteindre 10378 tonnes en 2018 (Davar, 2019). La production de maïs tendant à satisfaire les besoins locaux, le développement de la filière céréalière se poursuit à travers la diversification des cultures. Ainsi près de 150 tonnes de sorgho, riz et blé ont été produites en 2018, et en 2019 (SudMag, 2018). Cette reconstruction et diversification des systèmes de production, parallèlement à la structuration des filières, visent à renforcer la production agricole néo-calédonienne, tout en cherchant à préserver au mieux les ressources et l'environnement.

Le développement de l'AC en Nouvelle-Calédonie a commencé au début des années 2010, en réponse à des problématiques rencontrées par les producteurs céréaliers (*i.e.*, perte de fertilité des sols, érosion, compétition importante des adventices, coût du travail du sol élevé, débits de chantiers d'implantation de cultures importants, fenêtres climatiques étroites) (Boulakia, 2009). Le développement de cette technique s'est reposé sur des organismes de recherche (IAC, CIRAD), un centre d'expérimentation (Adecal-Technopole) qui, à travers deux plateformes expérimentales, a pour objectif d'expérimenter et d'évaluer la mise en œuvre technique des principes de l'AC afin de construire des référentiels techniques locaux, et sur des organismes de développement agricole du territoire (Direction du Développement Rural (DDR) de la province Sud, établissements de formation, groupements de producteurs, etc.) afin d'assurer le transfert de ces référentiels techniques aux producteurs, d'effectuer un accompagnement technico-économique des systèmes de production, et d'organiser une animation collective autour des problématiques rencontrées. Des mesures incitatives et de soutien notamment pour l'achat de matériel agricole (semoirs de semis direct) ont également été mises en place. Après plus de cinq ans, plusieurs diagnostics agronomiques réalisés auprès des producteurs céréaliers concernés ont fait état d'un certain nombre de freins et de leviers. Les producteurs semblent notamment satisfaits des bénéfices technico-économiques liés au matériel agricole mais l'utilisent principalement en techniques culturales simplifiées, l'implantation de couverts végétaux concerne ainsi une faible surface de leur parcellaire (couvert végétal monospécifique en interculture (saison chaude) de dolique (*Lablab purpureus*) ou niébé (*Vigna unguiculata*), peu compétitif avec les adventices, difficilement valorisable, produisant une biomasse

relativement faible et peu persistante dans la culture suivante). Par ailleurs, une prise de conscience croissante du rôle du sol et de la biodiversité au sein des systèmes de production, une volonté de réduire l'utilisation des intrants, de gain en maîtrise technique de la mise en place de l'AC, etc. ont émergé ces dernières années.

1.3 Questions de recherche et démarche

1.3.1 Objectifs et questions de recherche

Face à la nécessité de concevoir des systèmes de culture plus respectueux de l'environnement, l'agriculture de conservation, à travers les trois piliers qui la composent, a un rôle majeur à jouer. Plusieurs études antérieures ont souligné l'intérêt de ce type de systèmes dans des contextes de production variés (Chabert and Sarthou, 2020; Garbach *et al.*, 2017; Hobbs *et al.*, 2008; Palm *et al.*, 2014; Scopel *et al.*, 2013; Séguy *et al.*, 2006). Cependant, l'impact de ces pratiques sur les processus écologiques et les services induits sont interdépendants et extrêmement variables d'une situation à une autre. De plus, peu d'études ont caractérisé les effets d'une diversité de couverts végétaux morts et vivants en AC sur le sol, la macrofaune et les cultures, notamment dans les conditions pédoclimatiques néo-calédoniennes (climat subtropical semi-aride, sols magnésiens). Chercher à diversifier les systèmes de culture à l'aide de pratiques améliorant la santé du sol et la santé des plantes nécessite une meilleure compréhension des déterminants des fonctions écologiques, et de leur variabilité (*e.g.*, selon les conditions climatiques, la durée depuis laquelle elles sont mises en place ou encore l'agencement de cultures associées) afin d'assurer une gestion optimale du système.

A travers une démarche originale intégrant approches fonctionnelle et systémique, cette thèse vise à répondre à la question suivante :

Comment quantifier les relations entre pratiques, fonctions et services écosystémiques au sein de sdc complexes ?

Dans le contexte spécifique de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie, trois sous-questions sont apparues importantes à aborder afin de déterminer si des systèmes céréaliers basés sur les principes de l'AC permettent (ou non) de maximiser la fourniture de services écosystémiques :

Sous-question 1 : Quels sont les impacts de sdc en AC sur la santé du sol et les performances agronomiques ?

Hypothèse 1 : L'AC permet une amélioration de la santé du sol et une réduction de l'enherbement conduisant à une performance supérieure comparée à celle en labour.

L'AC est promue pour améliorer la résilience des sdc et réduire les externalités négatives sur l'environnement, telles que l'appauvrissement des sols, tout en maintenant ou améliorant la productivité du système. Cependant, une approche combinant évaluation fonctionnelle et systémique est nécessaire afin de mieux comprendre les relations entre pratiques, fonctions et services écosystémiques. Nous utilisons ici l'outil Biofunctool® afin d'évaluer la santé du sol *via* trois fonctions (*i.e.*, transformation du carbone, recyclage des nutriments, maintien de la structure du sol). Nous combinons à ces résultats une modélisation par équations structurelles (SEM) afin de caractériser les relations entre les différentes composantes du sdc (Fig. 1.6).

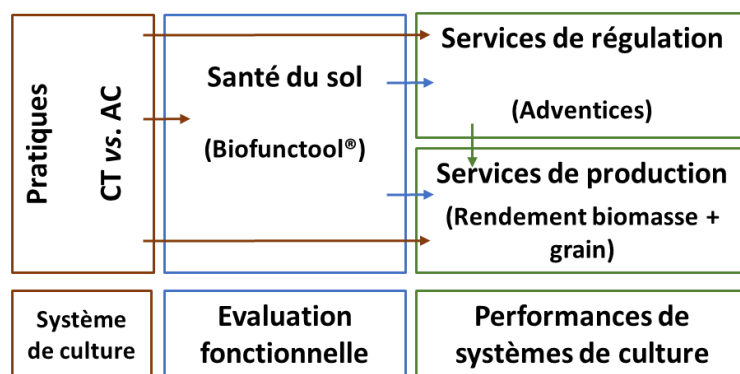


Figure 1.6 Schéma du modèle d'équations structurelles (SEM) caractérisant les relations étudiées entre pratiques culturales, santé du sol et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation.

D'autre part, la nécessité de considérer les interactions entre les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique du sol est une limite de Biofunctool® que nous avons abordé *via* une analyse de la macrofaune du sol. La biodiversité fonctionnelle, notamment celle de la macrofaune du sol, joue un rôle prépondérant dans le maintien et l'amélioration de la santé du sol (Bender *et al.*, 2016; Culliney, 2013; Lavelle *et al.*, 1997). Elle participe à différents processus écologiques, et contribue à la productivité des sdc ainsi qu'à d'autres services écosystémiques (régulation, biodiversité, ...). Ainsi, se pose la question :

Sous-question 2 : Quels sont les impacts de sdc en AC sur la diversité fonctionnelle de la macrofaune du sol et les performances agronomiques ?

Hypothèse 2 : L'AC a un effet positif sur l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol, améliorant le fonctionnement du sol et conduisant à un rendement supérieur à celui en labour.

A travers cette étude, nous proposons et évaluons la pertinence d'un indicateur intégrant trois fonctions de la macrofaune du sol (*i.e.*, dégradation de la MO, ingénierie de l'écosystème, régulation des ravageurs), appelé services de la macrofaune du sol (SMS), permettant de comparer des sdc en termes d'impacts sur la santé des plantes, en complément de ceux sur la santé du sol, et des performances (Fig. 1.7).

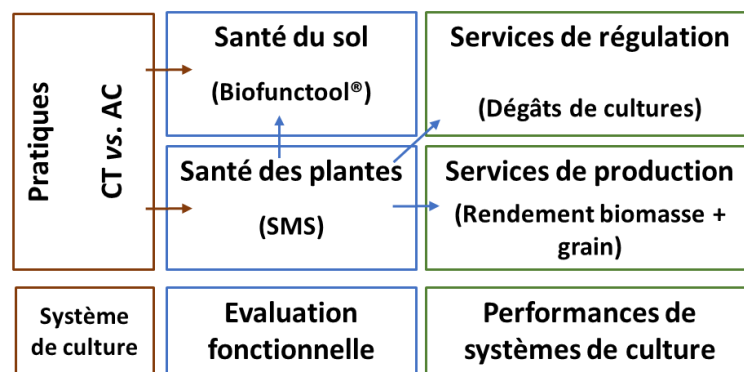


Figure 1.7 Schéma de l'évaluation permise par l'outil SMS, caractérisant les relations entre pratiques culturales, santé du sol, santé des plantes et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, SMS : services de la macrofaune du sol.

Un des critères de durabilité auquel les sdc agroécologiques doivent répondre est celui de l'efficacité d'utilisation des ressources (*e.g.*, eau, azote, lumière, surface). Bien que des études aient montré que l'AC permettait un gain d'efficacité, le cas de systèmes en AC sous couvert végétal vivant (ou intercropping) reste encore peu compris et documenté. Se pose alors la question :

Sous-question 3 : Quelles sont les performances et l'efficacité d'utilisation des ressources de sdc en AC sous couvert végétal vivant ?

Hypothèse 3 : L'AC sous couvert végétal vivant présente une plus grande efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, eau, azote, lumière, surface) conduisant à des performances de sdc supérieures à celles en labour.

Nous évaluons l'efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, eau, azote, lumière, surface) et des performances de ces pratiques contrastées à l'aide d'une modélisation par équations structurelles (SEM) à l'échelle du sdc pouvant être résumée comme ci-après (Fig. 1.8).

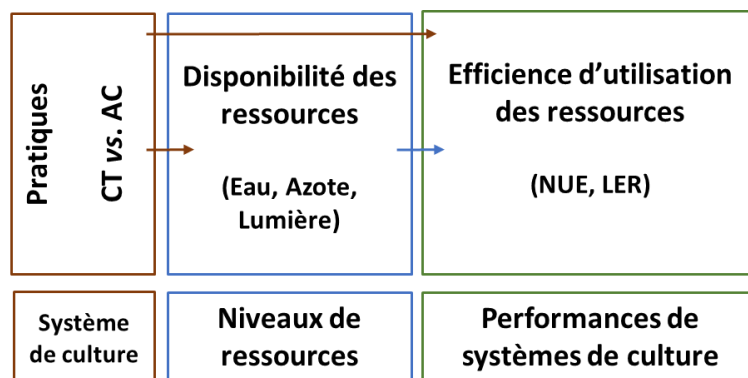


Figure 1.8 Schéma du modèle d'équations structurelles (SEM) caractérisant les relations entre pratiques culturales, ressources disponibles et performances du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, NUE : efficacité d'utilisation de l'azote, LER : rendement par équivalent surface.

1.3.2 Démarche et dispositifs expérimentaux

1.3.2.1 Choix des couverts végétaux

Un couvert végétal vivant pérenne

Dans le cadre de cette étude, une expérimentation préliminaire a été réalisée en 2017 visant à faciliter et préciser le choix des espèces de couverts végétaux, notamment dans le cas de sdc en AC sous couvert végétal vivant (intercropping). Un « screening » de onze modalités d'espèces, ou mélanges d'espèces, différents de couverts végétaux a été réalisé (Tableau 1.2, et illustrations Fig. 1.9).

Modalité	Nom commun	Nom latin	Variété
CV1	Luzerne (densité 2)	<i>Medicago sativa</i>	Sardi
CV2	Trèfle blanc	<i>Trifolium repense</i>	Storm
CV3	Trèfle souterrain	<i>Trifolium subterranean</i>	Seaton Park
CV4	Trèfle renflé	<i>Trifolium vesiculosum</i>	Arrowleaf clover
CV5	Radis chinois	<i>Raphanus longipinnatus</i>	Structurator
	Trèfle souterrain	<i>Trifolium subterranean</i>	Seaton Park
CV6	Luzerne (densité 1)	<i>Medicago sativa</i>	Sardi
CV7	Stylo	<i>Stylosanthes guianensis</i>	Ubon
CV8	Luzerne (densité 3)	<i>Medicago sativa</i>	Melissa
CV9	Témoin (sol nu)		
CV10	Pois d'angole	<i>Cajanus cajan</i>	
	Mungbean	<i>Vigna radiata</i>	Jade
CV11	Vesce velue	<i>Vicia villosa</i>	Capello
CV12	Pois d'angole	<i>Cajanus cajan</i>	
	Crotalaire	<i>Crotalaria spectabilis</i>	
	Stylo campo grande	<i>Stylosanthes capitata + Stylosanthes macrocephala</i>	Campo grande
	Trèfle d'alexandrie	<i>Trifolium alexandrinum</i>	
	Luzerne	<i>Medicago sativa</i>	Melissa

Tableau 1.2 Couverts végétaux testés en association avec du maïs.

Le choix des espèces a été réalisé de façon à intégrer les espèces dont les semences pouvaient être facilement accessibles en Nouvelle-Calédonie, et en tenant compte des connaissances d'experts, de producteurs et de synthèses bibliographiques. L'évaluation d'espèces présentant des caractéristiques morphologiques aériennes et racinaires *a priori* contrastées (*e.g.*, espèces tempérées *vs.* tropicales, avec port rampant *vs.* dressé *vs.* volubile, vitesse de développement lente *vs.* rapide, espèces à grains *vs.* fourrage *vs.* mixtes) a été proposée. Les couverts végétaux à base de légumineuses (Fabaceae) pérennes sont apparus comme étant un critère important et déterminant, du fait des nombreux services reconnus que peut apporter cette famille botanique et la perspective d'association avec des cultures appartenant majoritairement à la famille des graminées (Poaceae). Les critères retenus pour la sélection de ce couvert végétal sont présentés ci-après (Tableau 1.3) :

Critères de sélection de couverts végétaux	
Couverts végétal vivant (CA-LM)	Couverts végétal mort (CA-DM)
Légumineuses en priorité	Mélange d'espèces, avec proportion élevée de légumineuses
Espèces pérennes	Espèces annuelles
Semences accessibles (approvisionnement et prix)	
Espèce de type tropical (développement favorisé en saison chaude)	
Développement en toutes saisons, et limité en saison fraîche	Développement en saison chaude uniquement
Adapté aux types de sols de la côte Ouest (sols magnésiens, tolérance à l'hydromorphie, faibles besoins en nutriments)	
Date de semis en début de saison chaude	
Système racinaire « mixte » (fasciculé et pivotant, superficiel et profond)	Systèmes racinaires divers et complémentaires
Semis simple (possible à la volée et au semoir à petites graines)	
Vitesse de développement lente à modérée	Vitesse de développement rapide
Adapté à un compromis entre concurrence élevée avec les adventices et limitée avec la culture de maïs	Concurrence maximale avec les adventices
Capacité de recouvrement du sol moyenne	Capacité de recouvrement du sol élevée
Vigueur faible à modérée	Vigueur élevée
Densité de semis relativement faible	Densité de semis relativement importante
Port non volubile	Ports divers et complémentaires
Tolérant à l'ombrage	
Capacité à se régénérer à partir de la production de semences	Cycles tardifs pour retarder au maximum la montaison
Valorisation potentielle en fourrage (pâturage, foin ou enrubannage)	
Espèce mellifère	

Tableau 1.3 Critères de sélection des couverts végétaux pour des systèmes de culture en agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM) et vivant (CA-LM).

L'essai a été mené au sein de la station expérimentale de la Ouenghi (Fig. 1.3), sur une parcelle de 3.84 ha divisée en 4 blocs (960 m² chacun), chaque bloc incluant 1 répétition (parcelle élémentaire) de 3 m x 16.25 m (48.75 m²) de chaque modalité (Fig. 1.9).

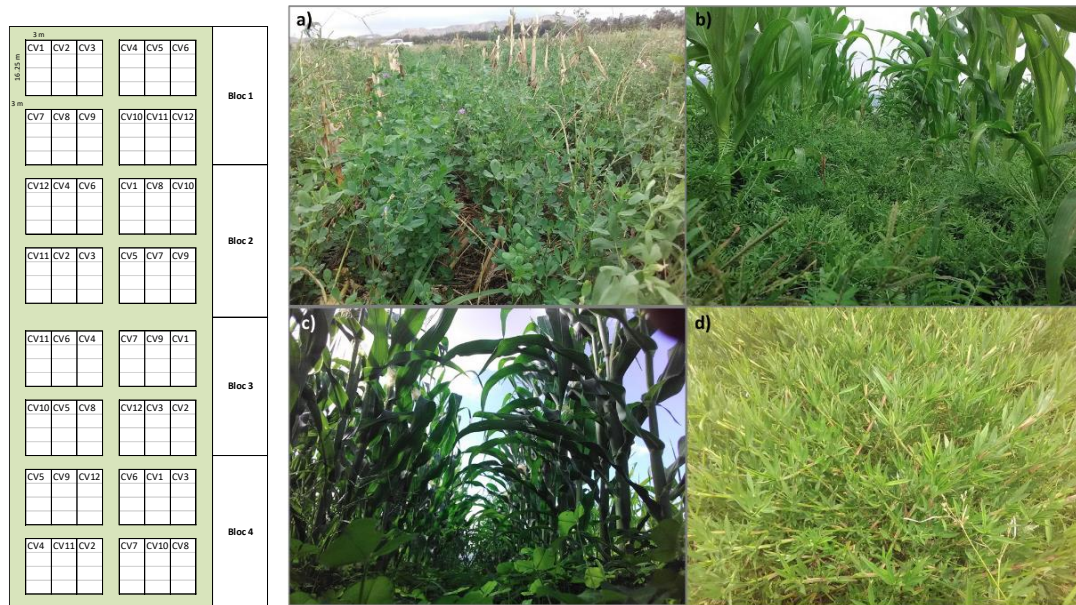


Figure 1.9 Dispositif expérimental et illustration de quatre espèces de couverts végétaux vivants aux traits fonctionnels différents : a) Luzerne (*Medicago sativa*), b) Vesce velue (*Vicia villosa*), c) Trèfle blanc (*Trifolium repense*), d) Stylo (*Stylosanthes guianensis*).

Le suivi et la notation de différents traits fonctionnels des modalités de couverts végétaux testés ont été réalisés pendant la phase d'interculture (2 mois) avant le semis du maïs et le cycle de maïs suivant (semis direct de maïs le 26/06/17). Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, anatomique, physiologique ou phénologique mesurable à l'échelle d'un individu, qui possède des liens, directs ou indirects, avec une fonction de l'individu (croissance, reproduction, survie) (Violle *et al.*, 2007). La mesure de traits fonctionnels peut être utilisée pour quantifier la niche écologique des espèces (*i.e.*, le type, la quantité de ressources qu'elle consomme et la zone spatiale où les ressources sont consommées) (Violle and Jiang, 2009). Pour des raisons logistiques, le suivi durant le cycle du maïs a dû être ponctuel ; il est ainsi incomplet et principalement focalisé sur la fin du cycle du maïs (aux stades floraison et maturité).

Des notations de peuplement, hauteur, recouvrement du sol, biomasse et état végétatif à la fin du cycle du maïs ont été réalisées. La synthèse de ces résultats sous forme d'indicateurs et de codes couleur est présentée ci-dessous (Tableau 1.4) :

Modalité	Espèces	Peuplement (plts m ⁻²)	Biomasse (kg ha ⁻¹)	Hauteur (cm)	Recouvrement sol (%)	Etat fin du cycle maïs (score)
CV1	Luzerne Sardi	9.3	606	36.5	23.8	3.0
CV2	Storm white clover	27.0	1212	16.4	43.4	2.0
CV3	Seaton Park Sub	15.3	1142	14.8	37.5	0.7
CV4	Arrowleaf clover	24.0	3574	51.3	70.5	2.0
CV5	Radis+Trefle (Seaton PS)	0.8	2045	71.1	42.7	1.8
CV6	Luzerne Sardi	4.5	83	26.2	10.7	2.5
CV7	Stylo Ubon	7.0	293	29.4	42.3	3.0
CV8	Luzerne Melissa	81.0	924	37.9	78.8	3.0
CV9	Témoin Sol nu					
CV10	Cajanus cajan + Mungbean	4.0	232	51.7	11.5	2.7
CV11	Vesse velue Capello	0.9	744	53.4	37.6	0.5
CV12	Mega mix: Cc+Cs+Stylo cg+Tr al+Luz M	36.5	832	34.4	48.1	2.9

Tableau 1.4 Résultats des notations des traits fonctionnels des différentes modalités testées (moyennes des notations réalisées aux stades floraison et maturité du maïs). Code couleur : vert : valeurs les plus faibles, rouge : valeurs les plus élevées. Notation de l'état à la fin du cycle de maïs : 0: sénescent, 1: en cours de sénescence, 2: présence de repousses vivantes, 3: vivant.

Les résultats de cette évaluation ont mis en avant le potentiel du stylo (*Stylosanthes guianensis*) en tant que couvert végétal vivant dans l'objectif d'une association avec du maïs dans le contexte donné. Le stylo a présenté des valeurs intermédiaires pour les critères retenus, pouvant permettre un compromis entre développement du couvert végétal et compétition avec la culture de rente. Il a notamment montré une bonne adaptation aux sols magnésiens, une niche écologique opposée à celle du maïs cultivé en saison fraîche, un développement permettant un compromis entre concurrence élevée avec les adventices et limitée avec la culture de maïs, une certaine tolérance à l'ombrage, et une capacité à se régénérer à partir de production de semences. Ce choix d'espèces a également contribué à la conception du sdc AC sous couvert végétal vivant (CA-LM) de l'expérimentation système.

Un couvert végétal vigoureux, compétitif et diversifié avant destruction

En parallèle à la sélection d'espèces de couvert végétal vivant, un travail d'expérimentation chez les producteurs de la région a été réalisé dans le but de préciser le choix d'espèces, ou de mélanges d'espèces, concernant le couvert végétal mort.

Suite à de multiples échanges avec les producteurs, experts, synthèses bibliographiques et expérimentations au champ, les critères retenus pour ce couvert végétal sont présentés dans le

tableau 1.3. Un couvert végétal mort annuel de saison chaude, présentant une très forte capacité de compétition envers les adventices était recherché.

Ce travail réalisé en partenariat avec les agriculteurs et les différents acteurs concernés a donné lieu à l'expérimentation et au développement d'un mélange de 4 espèces : 1 graminée et 3 légumineuses : sorgho (*Sorghum bicolor*), crotalaire (*Crotalaria juncea*), niébé (*Vigna unguiculata*), et dolique (*Lablab purpureus*). Ce couvert végétal devait pouvoir répondre aux différents besoins des systèmes de production présents, et notamment à celui de producteurs souhaitant réaliser une transition de leur système de production vers l'AC. Ce mélange d'espèces a été utilisé au sein du sdc AC sous couvert végétal mort (CA-DM) de l'expérimentation système.

1.3.2.2 Dispositifs expérimentaux

Ce travail de thèse s'appuie à la fois sur une expérimentation système, et une expérimentation analytique. Afin de faciliter la compréhension de la démarche expérimentale mobilisée, ces expérimentations sont décrites au sein de ce paragraphe, puis plus largement détaillées dans chacun des chapitres où elles sont traitées.

Une expérimentation système pour évaluer l'impact des sdc sur la santé du sol et la macrofaune du sol

Pour répondre aux deux premières questions portant sur les performances et l'impact de l'AC sur la santé du sol et la macrofaune du sol, une expérimentation système a servi de support pour la mise en place de différents outils et mesures. Cette expérimentation a été initiée en 2011 au sein de la station expérimentale de la Ouenghi (côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie) de l'Adecal Technopole (Fig. 1.3). L'objectif de cette expérimentation système est de pouvoir évaluer les performances agronomiques, économiques et environnementales de sdc représentatifs de la production céréalière de la région. La production céréalière se caractérise par des rotations courtes, voire de la monoculture, très majoritairement basée sur la production de maïs grain, l'absence d'utilisation de fertilisation organique, et la possibilité d'utiliser l'irrigation. L'expérimentation consiste en une parcelle de 1.2 ha divisée en 3 blocs randomisés comprenant les 3 modalités testées sur une superficie élémentaire de 1200 m² (24 m x 50 m) pour chaque répétition (Fig. 1.10).

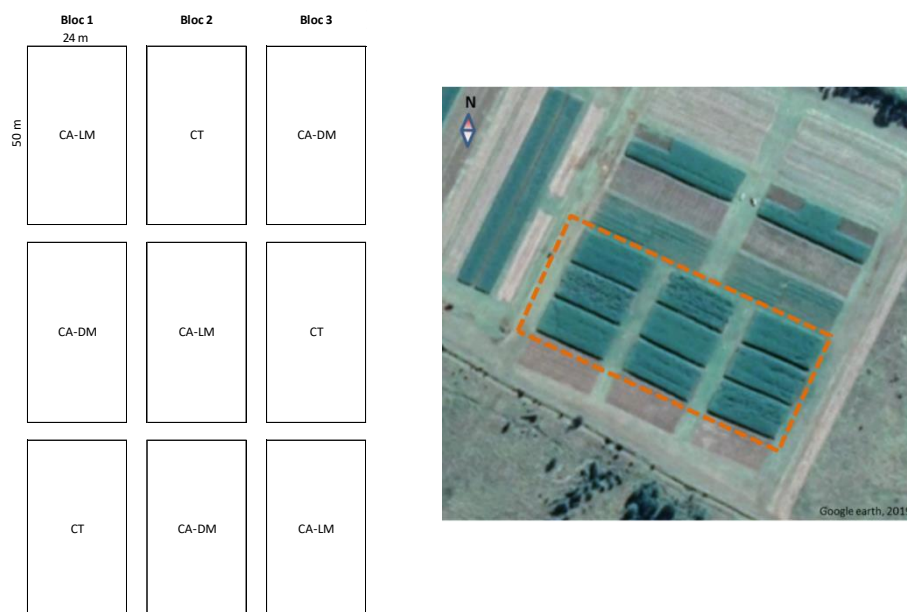


Figure 1.10 Dispositif expérimental et illustration de l'expérimentation système au sein de la station expérimentale de la Ouenghi (Google Earth, 2019). CT : labour, CA-DM : AC sous couvert végétal mort, CA-LM : AC sous couvert végétal vivant.

En 2018, trois sdc à base de maïs sont évalués (Fig. 1.11) :

- i) Monoculture de maïs en labour, représentant la pratique de référence de la région (CT),
- ii) Production de maïs en AC sous couvert végétal mort (CA-DM),
- iii) Production de maïs en AC sous couvert végétal vivant (CA-LM).

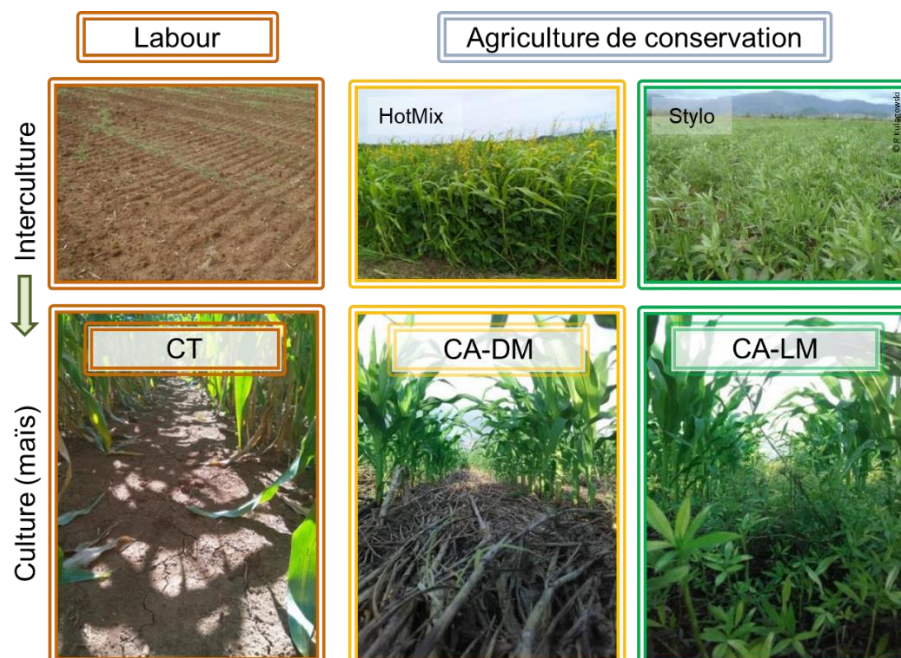


Figure 1.11 Illustrations de l'interculture et du cycle cultural 2018 de l'expérimentation système. Trois systèmes de culture sont évalués : Labour (CT), Agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM), et sous couvert végétal vivant (CA-LM). HotMix : mélange de 4 espèces annuelles, Stylo : *Stylosanthes guianensis*.

L'ensemble des modalités, différenciant les systèmes en AC et CT, a été mis en place à partir de 2011. La succession culturale de l'expérimentation est présentée ci-après (Tableau 1.5).

Modalité	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CT	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Mz	Mz
CA-DM	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Cp/Mz	Hm/Mz
CA-LM	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Mz+Lz	Mz+St

Tableau 1.5 Assolement de l'expérimentation système pour chaque modalité. CT : labour, CA-DM : agriculture de conservation sous couvert végétal mort, CA-LM : agriculture de conservation sous couvert végétal vivant. Mz: maïs (*Zea mays*); Cp: niébé (*Vigna unguiculata*); Cm: squash (*Cucurbita maxima*); Sg: sorgho (*Sorghum bicolor*); Lz: luzerne (*Medicago sativa*); St: Stylo (*Stylosanthes guianensis*); Hm: HotMix: sorgho, niébé, dolique (*Lablab purpureus*), et crotalaire (*Crotalaria juncea*). “/” : succession annuelle; “+” : association de cultures.

La modalité CA-LM sous couvert vivant de stylo a été initiée en 2017 après avoir été menée comme la modalité CA-DM depuis 2011, et après une implémentation préliminaire d'un couvert vivant de luzerne (*Medicago sativa*) non convaincante en 2017. La conduite de ces trois sdc varie en termes de travail du sol et de couverts végétaux ; l'irrigation, la fertilisation et la protection des cultures sont identiques pour les trois sdc.

Une expérimentation analytique pour évaluer l'efficacité d'utilisation des ressources de sdc en AC sous couvert végétal vivant

Dans l'objectif de traiter la troisième question évaluant les performances et l'efficacité d'utilisation des ressources en AC sous couvert végétal vivant, une expérimentation analytique a été mise en place en 2018 au sein de la station de la Ouenghi (Fig. 1.3). L'expérimentation consiste en une parcelle de 3.84 ha divisée en 3 blocs (1280 m² chacun) randomisés, chaque bloc incluant 1 répétition (parcelle élémentaire) de 12 m x 26.6 m (319 m²) de chacune des quatre modalités testées (Fig. 1.12).

Les quatre modalités évaluées sont :

- i) Monoculture de maïs, représentant la pratique de référence de la région (MMC),
- ii) Monoculture de stylo (*Stylosanthes guianensis*) (SMC),
- iii) Association maïs-stylo (MSI) (intercropping),
- iv) Association maïs-stylo en fertilisation azotée réduite de 30 % (MSI_{70%N}).



Figure 1.12 Dispositif expérimental et illustrations des modalités de l'expérimentation analytique : a) MMC : monoculture maïs, b) SMC : monoculture stylo, c) MSI : association maïs-stylo, d) MSI_{70%N} : association maïs-stylo avec fertilisation azotée réduite.

1.4 Organisation du manuscrit

Le manuscrit est structuré en quatre chapitres. Trois chapitres sont rédigés sous forme d'articles scientifiques et traitent de chacune des thématiques évoquées précédemment (Fig. 1.13) : i) impacts sur la santé du sol et performances de l'AC, ii) impacts sur la macrofaune du sol et performances de l'AC, et iii) efficacité d'utilisation des ressources et performances de l'AC sous couvert végétal vivant. Enfin, un quatrième et dernier chapitre de discussion générale permet de faire une synthèse des résultats présentés et un travail réflexif sur l'approche originale utilisée. Une mise en perspective scientifique de l'étude et ses implications pour le développement de systèmes en AC est également abordée.

Comment quantifier les relations entre pratiques, fonctions et services écosystémiques au sein de sdc complexes ?

Cas de systèmes de culture céréaliers en agriculture de conservation sur sols magnésiens en Nouvelle-Calédonie

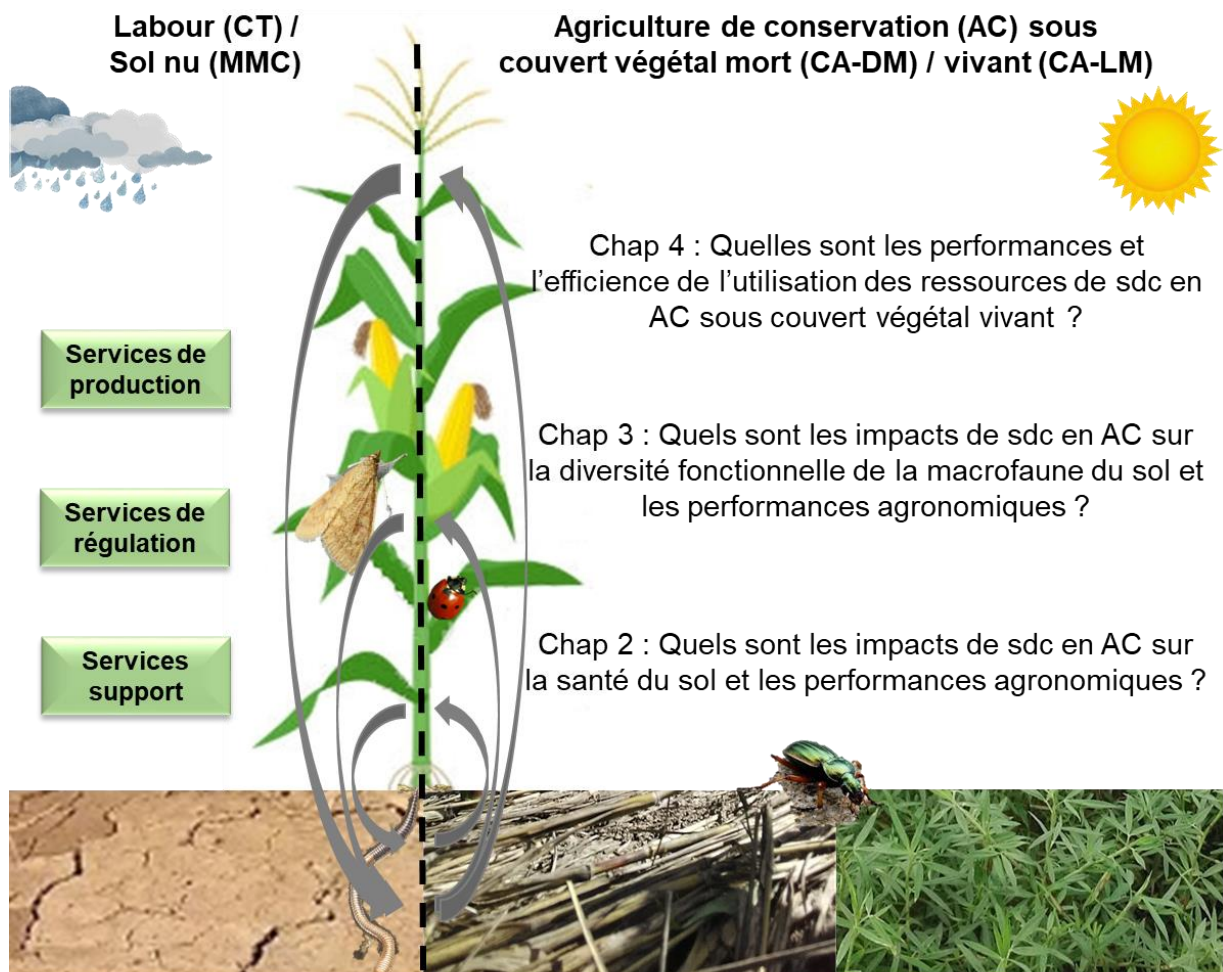


Figure 1.13 Démarche générale de la thèse représentant schématiquement les sous-questions et leur positionnement au sein du manuscrit. Les services écosystémiques évalués sont rappelés : services de production (rendement de biomasse), services de régulation (contrôle des bioagresseurs [adventices, ravageurs]), et services support (cycle des nutriments et des ressources). Sdc : système de culture, CT : labour, MMC : monoculture maïs, AC : agriculture de conservation sous couvert végétal mort (CA-DM) et sous couvert végétal vivant (CA-LM).

2 Impact de systèmes de culture en AC sur la santé du sol et leurs performances agronomiques

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article scientifique qui a été accepté, avec modifications modérées à venir, pour publication dans la revue *Soil and Tillage Research Journal*.

Ce chapitre répond à la sous-question 1 par l'évaluation de l'impact de l'AC sur la santé du sol et des interactions entre les composantes de sdc permettant une meilleure compréhension des performances agroécologiques de ce type d'agriculture.

En se situant dans le cadre d'analyse proposé dans le chapitre précédent, il s'agit ici de qualifier et quantifier les relations entre les pratiques de labour et d'AC, les fonctions du sol et la production de services écosystémiques. Nous appliquons ce cadre d'analyse à trois sdc contrastés : sdc conventionnel en labour (CT), en AC sous couvert végétal mort (CA-DM) et vivant (CA-LM), au sein d'une expérimentation système initiée en 2011.

En 2018, nous évaluons tout d'abord l'impact de ces trois sdc sur la santé du sol *via* l'outil Biofunctool®, un set de dix indicateurs au champ caractérisant les fonctions de maintien de la structure du sol, de recyclage des nutriments et de transformation du carbone. Nous évaluons ensuite le développement des adventices et les composantes de rendement de la culture de maïs. Enfin, nous nous sommes appuyés sur la modélisation par équations structurelles (SEM) afin de définir les relations entre les pratiques, fonctions et services rendus par ces sdc.

L'évaluation de la santé du sol montre des valeurs de l'indicateur Biofunctool® 1.3 fois supérieures en AC qu'en CT. L'analyse systémique montre que l'AC présente des effets directs et indirects sur la santé du sol améliorant les performances du sdc en comparaison avec le labour, engendrant un rendement 1.3 fois supérieur en AC.

Impact of conservation agriculture maize-based cropping systems on soil health and crop performances in New Caledonia

Rémy Kulagowski^{a,b,c,d,e}, Alexis Thoumazeau^{f,g}, Audrey Leopold^c, Pascal Lienhard^{d,e}, Stéphane Boulakia^{d,e}, Aurélie Metay^f, Tobias Sturm^{a,b,c}, Philippe Tixier^{h,i}, Alain Brauman^j, Bruno Fogliani^{b,k}, Florent Tivet^{l,e}

^a Province Sud, Direction du Développement Rural, 98890, Païta, Nouvelle-Calédonie

^b IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), ARBOREAL, 98890, Païta, Nouvelle-Calédonie

^c IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), SolVeg, 98848, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

^d CIRAD, UPR AIDA, F-34398 Montpellier, France

^e AIDA, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

^f ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

^g CIRAD, UMR ABSyS, F-34398 Montpellier, France

^h CIRAD, UR GECO, F-34398, Montpellier, France

ⁱ GECO, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

^j Eco&Sols, CIRAD, INRA, IRD, Montpellier SupAgro, Univ Montpellier, F-34398, Montpellier, France

^k ISEA, Université de la Nouvelle-Calédonie, BP R4, 98851, Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

^l CIRAD, UPR AIDA, Phnom Penh, Cambodge

Abstract

Conservation agriculture (CA) is one strategy with which both sustainability and productivity can be achieved by improving soil health. However, soil health and soil multifunctionality in such cropping systems remain poorly understood. A randomized three-block design experiment was set up in 2011 to assess the relationships between three maize-based cropping systems, soil health and cropping system performances in New Caledonia. Maize is the main cereal crop grown for animal feed in New Caledonia. Two CA practices: direct seeding in a mixed species dead mulch (CA-DM) and stylo living mulch (CA-LM), were assessed and compared with a conventional tillage (CT) system. In 2018, soil health was evaluated using Biofunctool®, a set of 10 in-field tools that assess soil carbon transformation, structure maintenance and nutrient cycling functions. The performances of the three cropping systems were assessed by monitoring weeds, maize growth and yield components. Structural equation modeling (SEM) was used to disentangle the links between agricultural management, soil health and cropping system performances. The Biofunctool® soil health index (SHI) was generally 1.3-fold higher under CA than under CT. Cropping system management had both direct and indirect effects on soil functioning and crop productivity leading to a 1.3-fold higher yield under CA than under CT. The direct and indirect effects of CA systems on soil health had positive impacts on ecosystem services. Such integrative approaches that account for the relationships between cropping system components enable a better understanding of the impacts and the performances of practices and support adaptive agricultural management.

Keywords Cover crop; Living mulch; Magnesian fluvisol; No tillage; Soil functions; Systemic approach

2.1 Introduction

Agricultural practices are key drivers of agroecosystem functions and their negative impacts have increased in recent decades. The land use changes, the intensive use of chemical inputs, and the fragmentation of habitats have contributed to the depletion of soil fertility, biodiversity, water quality and availability, and to the magnitude of climate change (Foley *et al.*, 2011; Rockström *et al.*, 2017). These rapid changes have also had positive effects including increasing food production at global scale, but strong trade-offs have been observed, particularly in environmental compartments (Tilman *et al.*, 2011). Soil is one of the key components of ecosystems and is under serious pressure from human activities. To mitigate the negative impacts of agricultural systems, some approaches promote agronomic technical levers such as soil conservation practices or agroforestry (Altieri and Nicholls, 2013; Wezel and Soldat, 2009). Agriculture represents less than two per cent of the gross domestic product of New Caledonia where the economy is mainly driven by the nickel industry and the service sector (ISEE, 2016). However, islands in the South Pacific need to increase their agricultural production to respond to population growth and to increasing demand from the commercial sector (Murray, 2001; Naidu, 2010). Like in many developing countries, agricultural intensification in these islands has had positive impacts on agricultural production and food security (Naidu, 2010; van der Velde *et al.*, 2007). Unfortunately, agricultural intensification in New Caledonia, a hotspot of biodiversity (Myers *et al.*, 2000), has also had detrimental impacts on soil and water resources, including significant soil erosion (Dugain, 1953; Losfeld *et al.*, 2015).

Conservation agriculture (CA) is a farming system that promotes minimum soil disturbance (*i.e.*, no tillage), maintenance of a permanent soil cover, and diversification of plant species (FAO, 2014). Through the application of these three principles, the maintenance and improvement of soil functioning is driven by (i) high and continuous production of above and belowground biomass, (ii) a permanent soil cover which supports a continuous flow of nutrients and organic compounds and improves the water balance, and (iii) enhanced soil biological activity which regulates carbon transformation, soil structure maintenance, and improved nutrient cycling. CA is being promoted to improve the resilience of cropping systems and reduce their negative externalities (Hobbs *et al.*, 2008; Lal, 2015b; Séguy *et al.*, 2006). CA can help reduce physical, chemical and biological soil depletion and production costs (Palm *et al.*, 2014; Scopel *et al.*, 2013; Sithole *et al.*, 2016; Thierfelder and Wall, 2012). CA practices are thus a promising way to reduce the negative impacts of agriculture, especially on soil, while conserving production and ecosystem services (Pittelkow *et al.*, 2015; Verhulst *et al.*, 2010).

The relationships among practices, soil health, crop performances and ecosystem services are poorly described in the literature (Palm *et al.*, 2014; Ranaivoson *et al.*, 2017; Verhulst *et al.*, 2010). Multifunctional assessments are needed to better understand the relationships between cropping system management, soil health and crop productivity. Appropriate sensitive indicators to key biological processes should be selected to assess agrosystem multifunctionality. Soil health is defined as “the capacity of a soil to produce a good quantity and quality food and fibre together with the delivery of other ecosystem services” (Kibblewhite *et al.*, 2008). Although many approaches are available to assess soil health, Thoumazeau *et al.* (2019a) proposed an integrative, multifunctional, and easily transferable approach, named Biofunctool®. Biofunctool® makes it possible to assess the three main soil functions identified by Kibblewhite *et al.* (2008): i) carbon transformation, ii) nutrient cycling, and iii) soil structure maintenance with a core set of ten in-field and low-tech indicators. To properly assess cropping system performance, compartments such as weed and crop development need to be included. Weeds are indeed a major factor affecting yields (Teasdale *et al.*, 2007) and weed control is one of the farmer’s main concerns in agricultural systems (Hobbs, 2007; Nichols *et al.*, 2015; van Heemst, 1985). On the other hand, grain yield is the main indicator used by farmers to assess the performance of their system. Combining these measurements should help understand the synergies and trade-offs between the components that may affect cropping system performances.

We hypothesise that CA practices have both direct and indirect effects on weeds and crop productivity by influencing soil health, thereby increasing the performance of CA compared to that of CT. The overall objective of the study was to conduct an integrative and quantified assessment of the relationships between contrasted maize-based cropping management (*i.e.*, conventional plough-based tillage (CT), and CA with a diversity of cover crops and managements), soil health and cropping system performances in New Caledonia.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Site description

The study site is located at the Adecap Technopole Ouenghi experimental station in Boulouparis, South province, New Caledonia (21°53'50" S, 166°06'45" E). The west coast of New Caledonia is characterised by a semi-arid subtropical climate with a cool, dry season from May to September, and a warm, wet season from December to April. Intense rainfall associated with thunderstorms peaking in austral summer are usually followed by recurrent drought

periods from October to November. Data from the Ouenghi Meteo-France station were used to characterise the meteorological conditions. Mean annual precipitation between 2011 and 2018 was 909 mm with the majority of rainfall occurring from February to April. In the same period, the monthly average minimum and maximum temperatures were 17 °C and 29 °C, respectively. Soil is classified as a silty loam soil according to the USDA classification with 33.6% sand, 51.6% silt and 14.8% clay (Euro-analyse laboratory soil analysis, 2011). It is a magnesian alkaline soil ($\text{pH}_{\text{water}} = 8.1$) with high concentrations of Mg^{2+} (exchangeable magnesium accounts for 76% of cation exchange capacity) and $\text{Ca/Mg} = 0.3$ ($\text{K/Mg} = 0.01$). The average bulk density (in the 0-10 cm layer) was $1.01 \pm 0.08 \text{ g cm}^{-3}$ and soil organic carbon (0-20 cm depth) was $28.1 \pm 1.1 \text{ g kg}^{-1}$ (LAMA laboratory soil analysis, 2017).

2.2.2 Experimental design

The experiment was set up in 2011 to assess the agronomic, economic, and environmental performances of contrasted cropping systems representative of cereal production along the west coast of New Caledonia, characterised by short rotations, absence of organic amendment, and important production of maize grain. A randomised block design experiment was used consisting in three treatments with three replicates and a plot measuring 1,200 m² (50 m x 24 m) for each system (Supplementary information, Fig. A.1).

Three maize-based cropping systems were tested: (i) maize (*Zea mays* L.) monocropping under CT, which is the main practice in the region, (ii) maize production under CA with direct seeding of maize in a dead mulch (CA-DM), and (iii) maize production under CA with direct seeding of maize in a living mulch (CA-LM). All three cropping systems began in 2011, and CA-LM began again in 2017 after having been managed under CA-DM treatment since 2011 and a preliminary use of *Medicago sativa* L. as living mulch in 2017 (Supplementary information, Table A.1). Their management differed in terms of soil tillage and cover crop use, but irrigation, pesticide, and fertiliser applications were uniform. Irrigation and fertiliser applications were adjusted to maximise crop biomass production. Crop residues were not exported in all the cropping systems, and soil was ploughed once a year with a mouldboard plough to a depth of 25–30 cm under CT.

The cover crops were cultivated during the wet season (January - April) under the two CA treatments, whereas no cover crop was sown under CT (conventional fallow) (Supplementary information, Table A.2). In 2018, all cover crops were sown on the 24th of January with a no-till seeder (Semeato PD 17). The cover crop used under CA-DM consisted of a mix of four

species: sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench, cv. sweet jumbo; sowing density 15 kg ha⁻¹), sunnhemp (*Crotalaria juncea* L., cv. crescent sunn; 10 kg ha⁻¹), cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp., cv. ebony; 10 kg ha⁻¹), and lablab (*Lablab purpureus* L. Sweet, cv. highworth; 15 kg ha⁻¹). The cover crop used under CA-LM was stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.; 10 kg ha⁻¹). The mouldboard plough was used on the 19th of March 2018 before maize was sown under CT. Under CA-DM, the cover crop was terminated by rolling combined with herbicide spraying on the 20th of April 2018, 15 days before the maize was sown. Under CA-LM, the maize was sown directly in standing green stylo. The aboveground biomass of the cover crops was assessed before maize was sown and ranged from 22.6 ± 8.8 t_{dry matter} (DM) ha⁻¹ to 2.5 ± 0.8 t_{DM} ha⁻¹ under CA-DM and CA-LM, respectively. Under CA-DM, 100% of the soil surface was covered by mulch at sowing and about 80% under CA-LM.

In all cropping systems, maize was grown during the dry, cool season (May - September) with 223 mm cumulative precipitation during the crop cycle. Maize was sown on the 7th of May 2018 in 76-cm rows, using a no-till seeder (Jumil JM3090 PD). A hose reel irrigation system was used to supply additional 290 mm of water on 13 occasions. The water balance method was used to determine water amounts, and irrigation uniformity was controlled by rain gauges. Herbicide treatments included pre- and post-emergence herbicides. Pre-emergence herbicides were applied immediately after sowing, while reduced rates of post-emergence herbicides were applied 10 and 31 days after sowing (DAS).

2.2.3 Soil monitoring and analysis

Biofunctool[®] consists in a core set of 10 functional indicators that assess three main soil functions (Thoumazeau *et al.*, 2019b). We used four indicators to study the impact of each cropping system on soil carbon transformation function in order to estimate the labile fraction of the soil organic carbon (permanganate oxidizable carbon (POXC)) (Weil *et al.*, 2003); basal soil respiration (SituResp[®]) (Thoumazeau *et al.*, 2017); and soil biological activity using the bait lamina test (scored from 0 [no degradation] to 1 [complete degradation]) (Törne, 1990; van Gestel *et al.*, 2003) and the green tea bag (GTB) score (adapted from Keuskamp *et al.* (2013)). For the bait lamina method, we used the standard substrate, made of cellulose powder, bran flakes and active carbon (70:27:3). Bait laminas were incubated in the soil for seven days, and for the analysis, we used the average of holes 1-4 (0-2 cm) only, as it was the only depth that allowed us to significantly distinguish the treatments (Supplementary information, Fig. A.2). The GTB indicator consisted in the decomposed fraction of green tea after a burial period of 30

days. We then used three indicators to study the impact of each cropping system on soil structure maintenance function by assessing soil aggregate water stability (AggSoil) at a depth of 0-10 cm (scored from 1 [poor] to 6 [high stability]) (Herrick *et al.*, 2001), water infiltration (Beerkan) (Thoumazeau *et al.*, 2019b), and soil structure (visual evaluation of soil structure (VESS)) in the 0-30 cm layer (scored from 1 [good] to 5 [poor soil structure]) (Guimarães *et al.*, 2011). The VESS consists of visually assessing the size and porosity of aggregates, the strength of aggregates, the presence of roots and the colour of the soil. Finally, we used three indicators to study the impact of each cropping system on soil nutrient cycling function. We quantified available ammonium (N-NH_4^+) and nitrates (N-NO_3^-) in the soil after extraction with 1M KCl (Maynard *et al.*, 1993; Thoumazeau *et al.*, 2019b). Soil nitrate dynamics were evaluated using the anion exchange membrane (AEM- NO_3^-) method and a 10 day burial period (Qian and Schoenau, 2002; Thoumazeau *et al.*, 2019b).

Except for the VESS, soil samples were collected in June 2018 in the 0-10 cm soil layer. Three sampling points (internal replicates) were collected per plot giving a total of 27 soil samples for Biofunctool[®] analysis (except for available nitrogen (N-NH_4^+ , N-NO_3^-) for which only one replicate per plot was analysed).

2.2.4 Agronomic data collection

Weed biomass was assessed using a quadrat sampling method at four maize stages: sowing, 6-leaf (25 DAS), flowering (80 DAS), and post-harvest. In each repetition (three repetitions per treatment), three quadrats of 0.25 m² were delimited to count weeds. Weed biomass was then determined for each sampling period after drying at 80 °C until constant mass was reached.

Maize density was monitored weekly in three subplots per repetition (three repetitions per treatment) on two contiguous maize rows two meters in length (3.04 m²) from emergence to the 8-leaf (35 DAS) stage.

At harvest on the same subplots, thousand kernel weight (TKW) was measured at random from the grain lot of five maize plants per repetition (three repetitions per treatment). Three subsamples per repetition of one hundred kernels were dried at 80 °C until constant mass was reached and weighed. TKW was then standardized to 13% moisture content.

The yield was recorded at random from five maize plants per repetition (three repetitions per treatment). The ears were counted, and hand-shelled. The kernels of each ear were dried, and weighed. The grain yield was calculated as follows and standardized to 13% moisture content:

Maize yield (t ha^{-1}) = Maize density (plants m^2) *

Number of ears per plant (ear plant^{-1}) * Kernel weight per ear (g ear^{-1}) * 10^{-2}

2.2.5 Statistical analysis

All statistical analyses were performed using R software 3.6.0 (R Development Core Team, 2008).

First, each Biofunctool[®] indicator was studied separately using a linear-mixed effects model (package lme4, (Bates *et al.*, 2015)). Treatment was defined as fixed factor and replicates (plots and internal replicates) as random factors. After checking the normality of the model residuals and the homoscedasticity of the variance residuals, ANOVAs were run using the car package (Fox and Weisberg, 2011). This was followed by a post-hoc mean comparison, using Tukey's test with Bonferroni adjustment (Hothorn *et al.*, 2008).

After studying each indicator separately, indicators were computed within a principal component analysis (PCA) (FactoMineR package, (Lê *et al.*, 2008)). The last step of analysis consisted in calculating the Biofunctool[®] soil health index (SHI), according to the methodology defined by Obriot *et al.* (2016) and Thoumazeau *et al.* (2019a). First, a weight was applied to the PCA variable to give the same weight to each soil function. The scoring function of the indicators was based on the “more is better” response curve, except for the VESS indicator where the “less is better” was used (Obriot *et al.*, 2016). The SHI finally ranged from 0 (low) to 1 (high soil health). After calculation of the index, a variance analysis of the contribution of each soil function to the final score was run using one-way ANOVA.

Next, we used SEM (Grace *et al.*, 2012, 2007) to explicit relationships from a web of possible causal pathways, including direct and indirect effects between practices (CT and CA systems), soil health and cropping systems performance. CA-DM and CA-LM were grouped into a single cropping system modality (CA). The three Biofunctool[®] aggregated functions (*i.e.*, structure maintenance, nutrient cycling, and carbon transformation) were used in the SEM as soil health indicators. Cumulative weed aboveground biomass during the maize cycle, maize thousand kernel weight (TKW) and grain yield were used as cropping system performance parameters for the SEM. Weeds are a major factor that affects yields (Teasdale *et al.*, 2007). TKW was used to assess maize growth performance, providing insight into the strength of late competition (Meynard and David, 1992). Grain yield expresses the overall conditions of the crop cycle, and is the main indicator used to assess system productivity. Strength and directionality (positive or

negative) of the relationship between variables are indicated through the path coefficients. The SEM was performed using the piecewiseSEM package (Lefcheck, 2016).

2.3 Results

2.3.1 Impacts of the cropping systems on soil health

For carbon transformation, mean POXC and SituResp[®] values as well as bait lamina scores were significantly higher under the two CA cropping systems than under CT (Table 2.1). The GTB score was significantly higher under CA-DM (0.46 ± 0.03) than under CT (0.43 ± 0.02) but did not significantly differ from CA-LM (0.45 ± 0.02).

Treatment	Carbon transformation							
	POXC		SituResp [®]		Laminas		GTB	
	(mgc kg soil ⁻¹)		(Absorbance difference)		(Score)		(Score)	
	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
CT	1070.5 a	27.1	0.87 a	0.05	4.91 a	4.0	0.43 a	0.02
CA-DM	1124.4 b	27.0	0.96 b	0.06	8.71 b	4.3	0.46 b	0.03
CA-LM	1122.2 b	34.3	0.95 b	0.06	7.17 b	4.0	0.45 ab	0.02
ANOVA	<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001	

Tableau 2.1 Biofunctool[®] indicators of soil carbon transformation per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). POXC: Permanganate OXidizable Carbon, SituResp[®]: basal soil respiration, Laminas: lamina bait degradation, GTB: fraction of Green Tea Bag decomposed. The analysis was conducted in the 0-10 cm layer, except for laminas (in the 0-2 cm layer) and GTB (at a depth of 8 cm); n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test ($P<0.05$).

Concerning structure maintenance, the same trend was recorded for the three indicators (Table 2.2). Mean VESS scores were significantly higher for soils under CT (2.11 ± 0.4) suggesting that soils were less structured than under CA soils (1.45 ± 0.3 and 1.28 ± 0.3 for CA-DM and CA-LM, respectively). Mean AggSoil scores were significantly lower under CT soil (1.22 ± 0.4) than CA soils (2.00 ± 0.8 and 2.15 ± 0.9 for CA-DM and CA-LM, respectively). Finally, water infiltration was two-fold lower in soil under CT (93.4 ± 20.5 mL min⁻¹) than in soil under CA (176.5 ± 71.5 and 226.0 ± 117.3 mL min⁻¹ for CA-DM and CA-LM, respectively). No

significant differences were found in VESS, AggSoil, and Beerkan scores between CA-DM and CA-LM.

For nutrient cycling, the mean AEM-NO₃⁻ score was two-fold higher under CT than under CA (20.4 ± 6.4 vs. 10.5 ± 4.0 and 9.8 ± 5.0 µg cm⁻² d⁻¹ for CA-DM and CA-LM, respectively) (Table 2.3). In contrast, the concentration of N-NH₄⁺ was two-fold higher under CA-DM than under CT (6.1 ± 0.2 mg kg⁻¹ vs. 2.6 ± 0.3 mg kg⁻¹). The concentration of N-NO₃⁻ tended to be higher under CA than under CT but the differences were not statistically significant.

The PCA performed on the 10 functional indicators allowed to separate the treatments (Fig. 2.1). The differences between Biofunctool® indicators appeared mainly between the CT and CA cropping systems. Total variability was represented at 45.7% on the first axis and at 14.2% on the second axis. The difference in soil health between the two CA cropping systems and CT was mainly based on indicators linked with the first axis: AEM-NO₃⁻ and N-NH₄⁺ (nutrient cycling), VESS and AggSoil (structure maintenance), and POXC (carbon transformation).

Treatment	Structure maintenance					
	VESS		Beerkan		AggSoil	
	(Score)		(mL min ⁻¹)		(Score)	
	mean	sd	mean	sd	median	sd
CT	2.11 b	0.4	93.4 a	20.5	1.22 a	0.4
CA-DM	1.45 a	0.3	176.5 b	71.5	2.00 b	0.8
CA-LM	1.28 a	0.3	226.0 b	117.3	2.15 b	0.9
ANOVA	<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001	

Tableau 2.2 Biofunctool® indicators of soil structure maintenance per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). VESS: Visual Evaluation of Soil Structure, Beerkan: water infiltration, AggSoil: soil aggregate water stability. The analysis was made in the 0-10 cm layer, except for VESS (in the 0-30 cm layer); n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.

Nutrient cycling

Treatment	AEM-NO ₃ ⁻		N-NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺	
	(μg _{N-NO₃⁻ cm⁻² d⁻¹)}		(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	
	mean	sd	mean	sd	mean	sd
CT	20.4 b	6.4	10.9 ns	4.1	2.6 a	0.3
CA-DM	10.5 a	4.0	14.7 ns	2.2	6.1 b	0.2
CA-LM	9.8 a	5.0	14.7 ns	3.2	4.7 ab	1.3
ANOVA	<i>P</i> <0.001		<i>P</i> =0.4		<i>P</i> <0.001	

Tableau 2.3 Biofunctool® indicators of soil nutrient cycling per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). AEM-NO₃⁻: nitrate evaluated with anion exchange membrane, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻: available ammonium and nitrate. The analysis was conducted in the 0-10 cm layer, except for AEM-NO₃⁻ (at a depth of 8 cm); n=9 for each treatment except for N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ where n=3 per treatment (no internal replicates); sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.

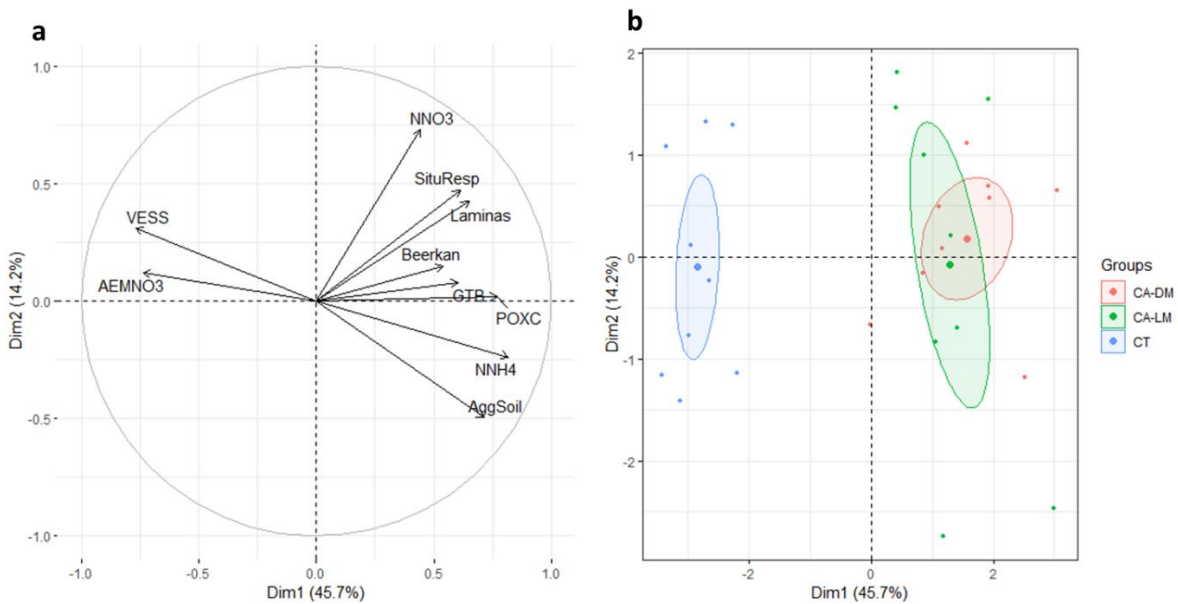


Figure 2.1 Principal component analysis of the impacts of the cropping system on soil health. **a** Variables factor map. POXC: Permanganate OXidizable Carbon, SituResp®: basal soil respiration, Laminas: lamina bait degradation, GTB: fraction of Green Tea Bag decomposed, VESS: Visual Evaluation of Soil Structure, Beerkan: water infiltration, AggSoil: soil aggregate water stability, AEMNO3: nitrate evaluated with anion exchange membrane, NNH4, NNO3: available ammonium and nitrate.

b Individual factor map. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).

Note: AggSoil median score and 0-2cm depth laminas score were used to run the PCA.

Biofunctool® SHI values for CA treatments were about 1.3-fold higher than under CT (mean value of 0.7 vs. 0.5) (Fig. 2.2). For the nutrient cycling and the structure maintenance functions, the main differences were observed between CT and CA with mean CA scores (CA-DM and CA-LM) 20% and 46% higher than under CT, respectively. Concerning soil carbon transformation function, only the CA-DM score was significantly higher than CA-LM and CT, representing an increase of 12%.

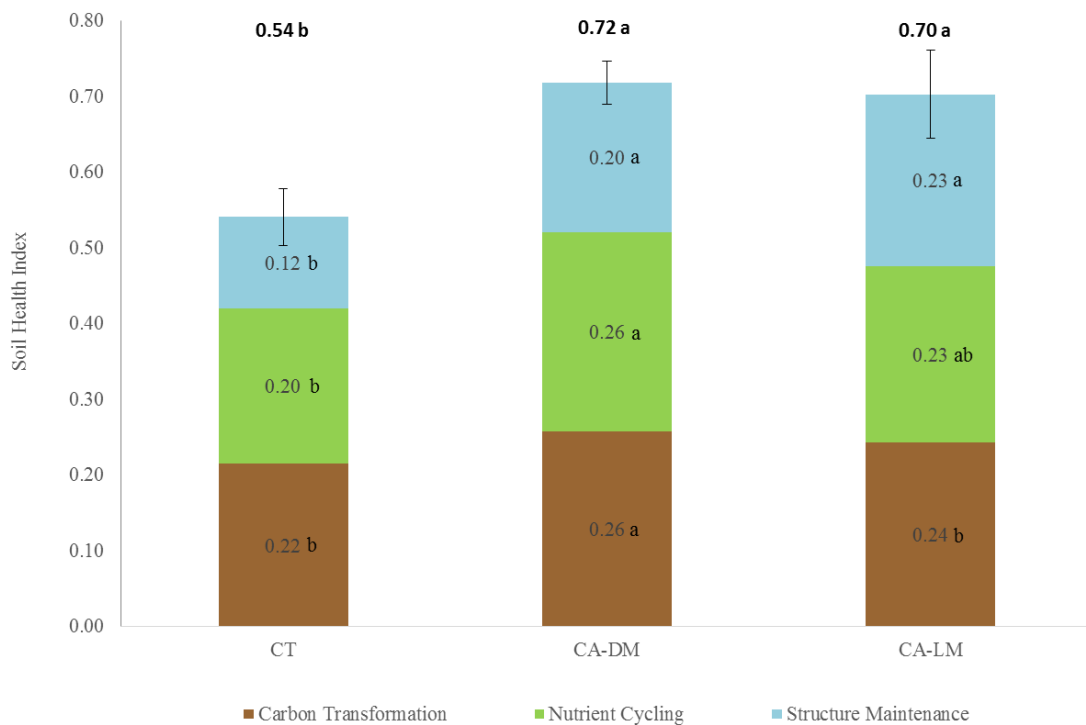


Figure 2.2 Biofunctool® Soil Health Index (SHI) per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). n=9 for each treatment. Standard error of the index is given for each treatment. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ according to Tukey's test.

2.3.2 Performance of the cropping systems

The cumulative aboveground weed biomass differed significantly among the three treatments with higher weed biomass under CT (mean value of 12.7 ± 0.7 t_{DM} ha⁻¹) than under CA-LM (1.6 ± 0.1 t_{DM} ha⁻¹) and CA-DM (6.5 ± 0.3 t_{DM} ha⁻¹) (Table 2.4).

Maize density also differed significantly among the treatments: the maize plant population was higher under CA-LM (10.3 ± 0.5 plants m⁻²) than under CT (9.0 ± 0.4 plants m⁻²) and CA-DM (8.0 ± 1.1 plants m⁻²).

There was one ear per plant for all the maize plants sampled. The kernel weight per ear was significantly higher under CA-DM (158.6 ± 25.5 g) than under CA-LM and CT (125.8 ± 18.2 g and 107.8 ± 21.0 g, respectively). The TKW followed the same trend and was significantly higher under CA-DM (388.2 ± 7.5 g) than under both CA-LM and CT (364.2 ± 12.9 g and 355.1 ± 16.3 g, respectively).

Maize grain yields ranged from 9.7 ± 2.0 t ha⁻¹ under CT to 12.7 ± 2.9 t ha⁻¹ and 12.9 ± 1.8 t ha⁻¹ under CA-DM and CA-LM, respectively, and were significantly higher under the two CA treatments than under CT.

Treatment	Weeds		Maize density		Kernel weight		TKW		Yield	
	(t _{cumulative DM} ha ⁻¹)		(plants m ⁻²)		(g ear ⁻¹)		(g)		(t ha ⁻¹)	
	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
CT	12.7 c	0.7	9.0 b	0.4	107.8 a	21.0	355.1 a	16.3	9.7 a	2.0
CA-DM	6.5 b	0.3	8.0 a	1.1	158.6 b	25.5	388.2 b	7.5	12.7 b	2.9
CA-LM	1.6 a	0.1	10.3 c	0.5	125.8 a	18.2	364.2 a	12.9	12.9 b	1.8
ANOVA	<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001		<i>P</i> <0.001	

Tableau 2.4 Cropping system performance indicators per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Weeds: Weed cumulative aboveground dry matter during crop cycle, Maize density: Maize plant population, Kernel weight: Total kernel weight per maize ear, TKW: Maize Thousand Kernel Weight, Maize yield: grain yield; n=9 for each treatment; sd: standard deviation. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.

2.3.3 Links between practices, soil health, and cropping system performance

The SEM fitness index was significant (Fisher's test $P = 0.255$), and six of the 21 relationships tested were significant (Fig. 2.3). SEM revealed significant links between agricultural practices and soil health: CT had a negative influence on soil structure maintenance (path coefficient = -0.55) while CA had positive effects on carbon transformation and nutrient cycling (path coefficient = 0.38 and 0.33, respectively). SEM also confirmed significant links between agricultural practices and cropping system performances: CT had a positive impact on weed development with higher biomass collected (path coefficient = 0.40) whereas CA had a positive influence on TKW (path coefficient = 0.46). Finally, SEM highlighted significant links between soil functions and cropping system performances with a positive correlation between nutrient cycling and weed development (path coefficient = 0.36). However, no significant indirect effects of soil health on maize crop performance emerged.

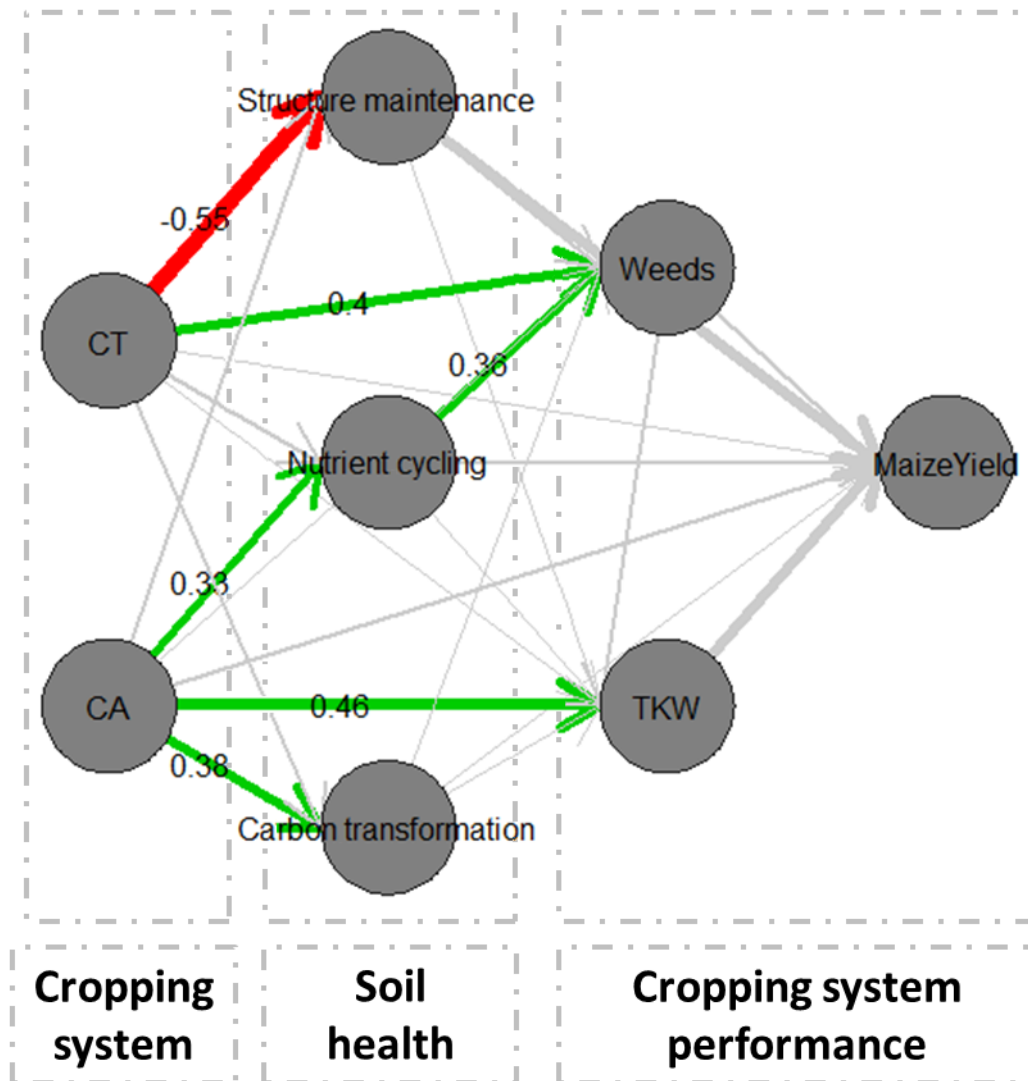


Figure 2.3 Structural Equation Modeling (SEM) linking the cropping system, soil health, and cropping system performance (Fisher's $C=14.76$, $df=12$, $P=0.26$). CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture systems (direct seeding in dead mulch and living mulch not differentiated). Weeds: Weed cumulative aboveground dry matter during the crop cycle, Maize Yield: grain yield, TKW: Maize Thousand Kernel Weight. The arrows indicate unidirectional relationships between the variables (direct effects of one variable on the others). Green arrows indicate significant positive effects, red arrows indicate significant negative effects, and grey arrows indicate non-significant relationships at $P=0.05$. Path coefficients are indicated adjacent to the corresponding arrows. Arrow widths are proportional to the path coefficients.

2.4 Discussion

2.4.1 What are the impacts of CA cropping systems on soil functions?

The Biofunctool[®] set of indicators was used to assess the impacts of cropping systems on soil health. First, higher POXC and SituResp[®] scores were measured under CA treatments than under CT. POXC is sensitive to management practices, and mainly depends on the amount of residues returned to the soil (Bongiorno *et al.*, 2019; Chan *et al.*, 2002). Plant material including above- and below-ground biomass and living organisms mainly contribute to the labile carbon fraction. The higher basal soil respiration observed in soils under CA can be explained by the increased labile carbon fraction, which stimulated microbial pools and activity (Balota *et al.*, 2004; Bongiorno *et al.*, 2019). Bait laminas and GTB bioindicators showed greater biological activity in CA cropping systems than under CT. Concerning laminas, feeding activity was mainly observed in the 0-2 cm layer. This vertical feeding pattern has already been reported in the literature and the 0-2 cm layer was mentioned as a key layer (Gongalsky *et al.*, 2004; Hamel *et al.*, 2007; Rozen *et al.*, 2010). In our system, the vertical pattern can be explained by the effects of cover crop residues on the soil surface and root systems of dead and living mulches that may affect specific organisms such as earthworms (van Gestel *et al.*, 2003) and soil mesofauna (Helling *et al.*, 1998), and then reflected in the bait lamina score. Concerning the GTB indicator, only CA-DM had a higher score than CT. CA-DM thus enhanced decomposition of the green tea at a depth of 8 cm thanks to soil biological activity (Tóth *et al.*, 2018). The larger quantity of mulch under CA-DM (22.6 t_{DM} ha⁻¹) than under CA-LM (2.5 t_{DM} ha⁻¹) may have had a positive effect on the environmental variables (*e.g.*, soil moisture) resulting in differences in soil biological activity (Arroita *et al.*, 2013). The difference in mulch quality (N contents: 1.14% and 2.82% of DM for CA-DM and CA-LM, respectively) is also an important factor that may have influenced the activity under CA-DM compared with CA-LM (Lienhard *et al.*, 2013; Nemergut *et al.*, 2010; Pascault *et al.*, 2010).

The VESS, Beerkan and AggSoil indicators were significantly improved by CA management. The absence of tillage combined with the presence of plant residues on the soil surface, and living or dead cover crop root systems globally improved the structure maintenance function (Indoria *et al.*, 2017; Tivet *et al.*, 2013). The addition of residues and mulches stimulated microbial activity, which, along with root exudates, enhanced aggregate stability (Lal, 2015b; Zuber *et al.*, 2017). In contrast, tillage destroyed soil aggregates, thereby increasing slaking and pore clogging, which could reduce porosity and infiltration rates (Mitchell *et al.*, 2017; Rosolem *et al.*, 2016).

Measurement of the AEM-NO₃⁻ indicator provided key information on nutrient cycling in each system (Le Cadre *et al.*, 2018). Indeed, compared to other measurements such as nitrate and ammonium extracted from the soil, the quantity of nitrate adsorbed on the membrane was two-fold higher under CT than CA. Ion exchange membranes aim at mimicking plant-rooting systems and hence plant nutrient absorption (Qian and Schoenau, 2002). Tillage may expose previously protected organic matter which may then serve as a substrate for microbial growth (Rovira and Greacen, 1957), stimulating mineralisation and nitrification (Calderón *et al.*, 2001; Muruganandam *et al.*, 2010), explaining higher nitrate dynamics under CT. However, this tillage-induced nitrate dynamics can lead to N losses through denitrification and nitrate leaching, which could explain the smaller amounts of available N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ from soil extraction measured under CT (Boulakia *et al.*, 2019; Calderón *et al.*, 2001; Chatskikh and Olesen, 2007; Ruan and Robertson, 2013).

The differences in soil functions observed between CT and CA management are in general agreement with those obtained in the study conducted by Pheap *et al.*, (2019) in Cambodia using Biofunctool[®] under CT and various CA practices. The contrasted pedoclimates (red oxisol *vs.* magnesian fluvisol; wet tropical *vs.* semi-arid subtropical) emphasise the robustness of the method.

At multivariate and Biofunctool[®] index analysis scales, the results generally reflect the trend observed at indicator scale, *i.e.*, the improvement in soil functioning was mainly observed between CT and the two CA systems (CA-DM and CA-LM). The Biofunctool[®] index showed better soil health under CA than under CT. The three soil functions also mainly reflected the difference between CT and CA. However, the carbon transformation function under CA-LM did not differ significantly from that under CT. This may be directly linked to the quality and the larger quantity of the biomass inputs under CA-DM than under CA-LM and CT, although the living root biomass may have affected soil biological activity and carbon turnover under CA-LM. Thus, no significant differences in SHI were observed between CA-DM and CA-LM probably due to the relatively recent implementation of the CA-LM cropping system (2 years).

2.4.2 What are the impacts of CA cropping systems on crop performance?

CA has significant and positive impacts on soil functions that are likely to produce similar or even higher crop yields than CT (Thierfelder *et al.*, 2015; Triplett and Dick, 2008). In this study, regardless of the cropping system, maize yields were generally high compared to current average farm yield of 9 t ha⁻¹. Moreover, maize yields were 1.3-fold higher under CA-DM and

CA-LM than under CT. These results are consistent with those of other studies, in which the positive impact of CA on crop yield was also demonstrated (Lal, 2014; Pittelkow *et al.*, 2015; Ranaivoson *et al.*, 2019; Rusinamhodzi *et al.*, 2011). At the same time, these results contrast with other studies with mixed conclusions (Erenstein *et al.*, 2012; Pittelkow *et al.*, 2015; Thierfelder *et al.*, 2015) that may arise from geographical and environmental patterns of CA implementation, duration, quality and quantity of the biomass-C inputs (DeFelice *et al.*, 2006; Fujisaki *et al.*, 2018; Gruber *et al.*, 2012; Thierfelder *et al.*, 2015).

In the present experiment, the physical barrier of the high biomass input of the dead mulch under CA-DM may have reduced maize emergence compared with CT and CA-LM. Thick mulch could hamper crop emergence due to poor seed–soil contact, and early season insect damage (Bezuidenhout *et al.*, 2012; Pantoja *et al.*, 2015). In contrast, maize density with direct sowing in standing green stylo under CA-LM was higher than under CT because it avoids the formation of a slaking crust and provides better maize emergence conditions.

CA-DM produced a better yield in terms of kernel weight and TKW. The large amount of cover crop residues under CA-DM provided better growth conditions at grain filling and enhanced available resources for maize due to less competition thanks to lower maize density and reduced weed development, increased soil water infiltration and water holding capacity (Ranaivoson *et al.*, 2017). In comparison, higher yield was also observed under CA-LM compared with CT, with similar kernel weight and TKW values. This suggests the same late cycle crop conditions as CT with advantages in the early stages due to better weed control, reduced formation of a slaking crust (Scopel and Findeling, 2001; Sithole *et al.*, 2016; Verhulst *et al.*, 2010), with higher maize density and complementarity of stylo and maize during the growth period (Birteeb *et al.*, 2011; Edye *et al.*, 1977). A short period (2 years) of CA-LM practice may not be sufficient for the soil to reach a new equilibrium and may thus fail to provide all the effects related to cropping system services (Gruber *et al.*, 2012; He *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2008).

2.4.3 Systemic approach of CA cropping systems

SEM analysis was used to obtain a systemic understanding of how tillage and residue management affected maize yield. SEM confirmed direct causal relationships of management practices on soil functioning revealed by Biofunctool[®]. CT had the strongest factor on soil quality by reducing structure maintenance, disrupting soil aggregation and structure, exposing the labile carbon pool encapsulated within the aggregates to microbial oxidation, increasing slaking and reducing water infiltration (Mitchell *et al.*, 2017). In contrast, CA positively

influenced carbon transformation and nutrient cycling functions. In this way, CA systems tend to increase carbon transformation, highlighting the potential of carbon accumulation of the system (Cheesman *et al.*, 2016; Lal, 2015b; Powlson *et al.*, 2016), primarily due to stabilisation of the biomass inputs and protection of the carbon pool from microbial transformation (Fujisaki *et al.*, 2018; Virto *et al.*, 2012). Concomitantly, this could lead to a higher nitrogen concentration in the top soil, thereby promoting crop growth supported by a higher structure maintenance function under CA systems, and consequently limiting nitrogen losses compared to under CT (Calderón *et al.* 2001; Chatskikh et Olesen 2007).

In the short term, management practices had direct effects on the performance of the cropping systems. During the early stages of maize growth, more weeds were recorded under CT while the physical barrier and the allelopathy effect of dead or living mulch under CA systems reduced weed pressure (Altieri *et al.*, 2011; Burgos and Talbert, 1996; Murphy *et al.*, 2006). On the other hand, SEM highlighted a positive effect of CA systems on TKW. The period from flowering to grain filling is highly sensitive to water stress, and the higher kernel weight was the result of better conditions under CA (Bolaños and Edmeades, 1996; NeSmith and Ritchie, 1992). Mulch was shown to be an effective way to reduce soil evaporation and to moderate the temperature at the surface of the soil, which, along with the higher infiltration rate, improved water-use efficiency notably during the maize grain filling period (Hartkamp *et al.*, 2004).

These results emphasize the long-term indirect effects of soil health on cropping system performances, highlighting the importance of weed management. Weaver *et al.* (1992) reported that nutrient availability could influence the duration and extent of weed competition. Weeds could have responded positively to nutrient availability (mainly N and P) possibly due to differential nutrient-use efficiency compared with crops (Bajwa *et al.*, 2015; Sheibani and Ghadiri, 2012). Conversely, by promoting faster growth of the crop, which in turn, increased crop competitiveness versus weeds, nutrient cycling could reduce weed development (Tang *et al.*, 2014). Further, as crop density influences yield, the different maize populations in the treatments may have reduced the relationship between TKW and yield. As a result, different growing conditions at early and late crop stages were triggered, leading to better growing conditions and higher maize yield under CA than under CT (Khaledian *et al.*, 2012). Finally, cropping system performances depended simultaneously on the short-term direct effects of agricultural practices, and subsequently on the direct and indirect impacts on soil health improvement and related ecosystem services (Pheap *et al.*, 2019; Sithole *et al.*, 2016).

2.4.4 Toward the quantification of linkages between soil health, productivity, and ecosystem services

This study is the first to link agricultural practices and soil functions to agroecosystem performances. The comprehensive links between agricultural practices, soil functions and soil ecosystem services were tested with the SEM approach. This study provides first insights into the quantification of ecosystem services provided by soil which remains a key question in the literature (Adhikari and Hartemink, 2016; Palm *et al.*, 2014; Vereecken *et al.*, 2016). In our study, the link between soil health and plant productivity was not significant and cropping system management was the main direct factor explaining differences in yield components. However, with same fertilisation and irrigation management, the CA cropping systems improved the overall crop conditions leading to a higher yield than under CT. Further understanding of the indirect effects of agricultural practices and soil health on crop productivity are needed. Long-term agronomic trial would make it possible to apply such a systemic approach and would be particularly helpful in quantifying the links between system management, soil functioning and crop productivity. Finally, we focussed on the links between soil functions and productivity, but other ecosystem services also need to be tackled, for example, pest regulation, pollination, or biodiversity maintenance (Chabert and Sarthou, 2020).

2.5 Conclusions

In this study, three contrasted annual cropping systems, (CT, CA-DM and CA-LM), were assessed and compared in an 8-year experiment on a magnesian fluvisol in New Caledonia. Overall, the results identified marked differences between the impacts of CT and CA management on soil functioning. The soil health index (SHI) was 1.3-fold higher under CA systems than under CT although it did not differ between CA-DM and CA-LM, probably because the CA-LM cropping system only began 2 years ago, and due to the relative importance of short- and long-term effects of CA on system performance.

By combining these results with the application of SEM, we identified the framework of the relationships between soil functions and crop yield sensitive to cover crop and tillage practices. Our results suggest that, as strong drivers of yield performance, CA practices have both a direct and indirect influence on soil health, thereby improving system performances compared to CT. In the short term, cropping system management can have both direct and indirect effects on soil functioning and crop growth conditions. The different cropping systems induced different conditions at the early and late stages of the maize crop. The better overall crop growth

conditions under CA systems finally led to a 1.3-fold higher maize yield under CA treatments than under CT. In turn, soil health, through the nutrient cycling function, contributed positively to weed development, but had no negative impact on crop yield at the time scale of our experiment. These findings indicate that CA systems are a promising alternative to the conventional plough-based system with positive impacts on soil health and production services in the magnesian fluvisol context of the west coast of New Caledonia.

Acknowledgments The authors thank DDR Province Sud NC, Adecap Technopole, and IAC for funding the project, Adecap Technopole for technical assistance, and LAMA laboratory (LAMA-US IMAGO-IRD, NC) for laboratory work. We thank Joséphine Peigné (UR AE, ISARA-Lyon) for comments on an earlier version of this manuscript.

3 Impacts de l'AC sur l'abondance, la diversité et les traits fonctionnels de la macrofaune du sol

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article scientifique en cours de finalisation.

Ce chapitre nous permet de répondre à la sous-question 2 par l'évaluation de l'impact de l'AC sur la macrofaune du sol à travers un outil fonctionnel original, et permet d'identifier des relations entre pratiques culturales, santé du sol, santé des plantes et performances agroécologiques.

Après avoir appliqué le cadre d'analyse proposé aux trois sdc (CT, CA-DM CA-LM) de l'expérimentation système, nous en concluons que les sdc en AC présentent des performances supérieures à celles en CT liées à une amélioration de la santé du sol. D'autres effets peuvent aussi influencer et expliquer les performances de ces sdc. Nous proposons dans ce chapitre d'évaluer l'impact de la macrofaune du sol sur les performances de ces sdc.

Nous évaluons l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol (*i.e.*, détritivores, vers de terre, ravageurs et ennemis naturels) pendant le cycle du maïs en 2018. Afin de caractériser l'impact des sdc, nous utilisons l'index V pour l'abondance, l'index de Simpson pour la diversité et l'index Biofunctool® pour la santé du sol. Nous proposons et calculons l'indicateur SMS (Soil Macrofauna Services) afin de traduire trois fonctions clés de la macrofaune du sol (*i.e.*, décomposition de la MO, ingénierie de l'écosystème, régulation des ravageurs).

Nos résultats montrent d'une part une valeur de l'indicateur SMS plus de deux fois supérieure en AC qu'en CT. D'autre part, les niveaux de dégâts sur la culture de maïs, notamment liés aux foreurs de l'épi, traduisent une régulation de ces ravageurs plus importante en AC qu'en CT. Enfin, l'évaluation des relations entre Biofunctool®, les niveaux de dégâts sur maïs et SMS montre des effets positifs sur la santé du sol et la santé des plantes pouvant expliquer les performances des sdc en AC.

**Effect of conservation agriculture on abundance, diversity, and functional traits of soil
macrofauna in maize-based cropping systems**

Rémy Kulagowski^{a,b,c,d}, Ana Llandres-Lopez^{a,b}, Bruno Fogliani^e, Florent Tivet^{a,f}, Christian Mille^g, Régis Goebel^{a,b}, Thierry Brévault^{h,b}

^a CIRAD, UPR AIDA, F-34398 Montpellier, France

^b AIDA, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

^c Province Sud, Direction du Développement Rural, 98890, Païta, Nouvelle-Calédonie

^d IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), SolVeg, 98848, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

^e UNC (Université de la Nouvelle-Calédonie), ISEA, BP R4, 98851, Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

^f CIRAD, UPR AIDA, Phnom Penh, Cambodge

^g IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), Laboratoire d'Entomologie Appliquée, Station de Recherches Fruitières de Pocquereux, La Foa, Nouvelle-Calédonie

^h CIRAD, UPR AIDA, Centre commun ISRA-IRD, Dakar, Sénégal

Abstract

Soil macrofauna activity plays an essential role in ecological processes supporting soil health and contributing to sustainable agricultural intensification. Conservation agriculture (CA) is promoted as an alternative system to revert soil degradation and to maintain the productivity of maize-based farming systems of the west coast of New Caledonia. The objective of the study was to assess the effects of CA *vs.* conventional tillage (CT) on soil macrofauna abundance and diversity, with a focus on the suitability of a soil macrofauna services (SMS) index, and on cropping system performances (*i.e.*, crop health and yield). Since 2011, CA treatments under dead (CA-DM) and living mulch (CA-LM) are compared to the conventional CT practice. In 2018, soil macrofauna was sampled during the maize cycle. In addition, maize damage (black cutworm and maize borer damages) and yield components were monitored. Index V, for abundance of the macrofauna functional groups (*i.e.*, detritivores, earthworms, pests, and natural enemies), Simpson index for diversity and Biofunctool® soil health index (SHI) were calculated. We proposed an SMS index to assess the impact of cropping systems on soil macrofauna functioning. This index integrates abundance and diversity indicators to monitor changes in three key macrofauna functions (*i.e.*, decomposition of organic matter, ecosystem engineering, and pest control) using multivariate analysis (PCA) weighting. Firstly, as an integration of abundance and diversity scores, SMS index showed a more than 2-fold higher score under CA systems (mean of 0.8) than under CT (0.3), with no significant differences between CA-DM and CA-LM. Secondly, the assessment of maize damages highlighted higher pest control under CA, especially for maize borers. Thirdly, SHI, maize damage and SMS index analysis showed positive effects of soil macrofauna functioning on soil health and plant health explaining higher CA system performances. SMS index provides a relevant tool that could be useful for an integrative assessment of the impacts of agricultural practices.

Keywords Cover crops, Soil health, Plant health, Functional biodiversity, Macrofauna services

3.1 Introduction

Soil macrofauna includes organisms like earthworms, millipedes, centipedes, ants, spiders, slugs, snails, termites, Coleoptera, Isopoda, Dermaptera, Lepidoptera and Diptera larvae that play an essential role in the maintenance of soil functions and agricultural productivity (Bender *et al.*, 2016; Culliney, 2013; Lavelle *et al.*, 1997). These organisms are known to support various ecological processes and related ecosystem services. For example soil arthropods are known as key factors influencing comminution and mineralisation throughout the stimulation of microbial activity (decomposition of organic matter), formation of soil structure and porosity (ecosystem engineers) and control of crop pests and diseases (regulation service) in agricultural ecosystems (Brussaard *et al.*, 2007; Lavelle *et al.*, 2006; Schowalter, 2016). Stimulating, conserving or restoring the activity of soil macrofauna using appropriate crop management practices is thus viewed as a way to maintain and improve soil health and cropping system performances.

With the intensification of arable land use over the last decades, degradation of soil through soil erosion and depletion of soil fertility have emerged as major issues for the sustainability of agricultural production systems in New Caledonia (Dugain, 1953; Losfeld *et al.*, 2015). Alternative models of crop management such as conservation agriculture (CA) are needed to better manage soil functions and ultimately related ecosystem services (Altieri and Nicholls, 2003; Chabert and Sarthou, 2020; Garbach *et al.*, 2017). Although soil macrofauna response to CA could vary among agroecosystems and geographical context, there is some evidence that the abundance and diversity of soil macrofauna under CA systems are greater than under conventional tillage (Brévault *et al.*, 2007; Henneron *et al.*, 2015; Ranaivoson *et al.*, 2017; Sithole *et al.*, 2018). Higher abundance of arthropods, and particularly the subterranean network of tunnels built by ecosystem engineers (*e.g.*, earthworms, ants) improves soil porosity and water-holding capacity, shapes and regulates activities of microorganisms, facilitates root penetration, and prevents surface crusting and erosion of topsoil (Blanchart, 1992; Castellanos-Navarrete *et al.*, 2012). However, the abundance and diversity of crop pests and their natural enemies exhibit inconsistent responses to CA management (Bender *et al.*, 2016; Kladviko, 2001; Langellotto and Denno, 2004; Ranaivoson *et al.*, 2017). A deep understanding of the effect of CA on abundance, diversity, and functional traits of soil macrofauna is necessary to better manage associated ecosystem services and ultimately improve the performance of cropping systems.

A comprehensive approach assessing the multifunctional performance of a given cropping system is required to evaluate its sustainability. This involves considering multiple criteria and interconnected agroecological outputs (Garbach *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2015). From such a perspective, integrative functional indicators are useful tools to link soil management to soil functions and provision of ecosystem services for crop production. For example, Biofunctool® (Thoumazeau *et al.*, 2019b) has been designed to assess soil health based on the integration of three main soil functions (*i.e.*, carbon transformation, nutrient cycling and structure maintenance) assessed by a core-set of ten functional indicators. Similarly, the abundance, diversity and functional traits of soil macrofauna could be reliable indicators for evaluating soil health by being closely related to soil processes as well as being sensitive to changes in soil and crop management. In addition, these indicators could be used to assess the impacts of cropping systems on soil and plant health (de Groot *et al.*, 2010).

In this study, the abundance and diversity of soil macrofauna were assessed for three contrasted cropping systems including conventional tillage (CT), CA under dead mulch (CA-DM) and CA under living mulch (CA-LM). We hypothesized that CA would have a positive effect on soil macrofauna abundance and diversity, leading to enhanced soil ecological functions such as decomposition of organic matter, ecosystem engineering, pest control, and ultimately crop yield, compared to CT. We assessed the suitability of an index of soil macrofauna functions as an integrative tool to compare cropping systems or to drive them in a way that improve soil and plant health, crop productivity and agricultural sustainability.

3.2 Materials and methods

3.2.1 Study site and experimental design

The study site, experimental design and cropping systems were previously detailed by Kulagowski *et al.* (Accepted). Briefly, the study site is located in the Adecal Technopole Ouenghi experimental station at Boulouparis, South province, New Caledonia (21°53'50" S, 166°06'45" E). Three maize-based cropping systems were studied: maize (*Zea mays* L.) monocrop under CT, which is the local farming practice, maize under CA with direct seeding in a dead mulch (CA-DM), and maize under CA with direct seeding in a living mulch (CA-LM). The experiment was conducted under a complete randomized block design, with three replicates of 1200 m² per treatment. The three cropping systems were implemented in 2011, except for CA-LM that was initiated in 2017 with alfalfa (*Medicago sativa* L.) as living mulch after having been managed like CA-DM since 2011.

Cover crops under the two CA treatments were sown on 24 January 2018 with a no-till seeder (Semeato PD 17) while bare soil was maintained under CT (cultural practices are detailed in Table S1). Cover crop used under CA-DM consisted of a mix of four species: *Sorghum bicolor* L. Moench, *Crotalaria juncea* L., *Vigna unguiculata* L. Walp and *Lablab purpureus* L. Sweet. Non-selective herbicide was sprayed on the cover crop under CA-DM on 20 April 2018. Cover crop used for living mulch under CA-LM was stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.). Above ground biomass of cover crops was assessed before maize sowing and ranged from 22.6 ± 8.8 and 2.5 ± 0.8 t dry matter ha⁻¹ under CA-DM and CA-LM, respectively. Mouldboard plough was operated under CT on 19 March 2018 to a depth of 25–30 cm.

Maize was sown on 7 May 2018 in 76-cm rows, using a no-till seeder (Jumil JM3090 PD). A hose reel irrigation system was used to supply additional 290 mm water. Fastac® (alphametrine) and Dipel® (*Bacillus thuringiensis* subsp. kurstaki) insecticides were applied 10 and 14 days after maize sowing, respectively, to control the black cutworm (*Agrotis ipsilon* Hufnagel (Lepidoptera: Noctuidae)).

In 2018, the Biofunctool® soil health index (SHI), based on ten functional indicators of soil physical, biological and chemical properties (Obriot *et al.*, 2016; Thoumazeau *et al.*, 2019a) was calculated for the three cropping systems (Kulagowski *et al.*, 2021). This index ranges from 0 (low) to 1 (high soil health). Yield components of maize crop were also collected.

3.2.2 Macrofauna sampling method

Arthropod sampling was conducted in May, June and September 2018, at 2-leaf, 14-leaf, and maturity stages of maize, respectively. Two pitfall traps were placed 20 m apart in between maize rows in each plot, resulting to a total of six traps per treatment. Each pitfall trap consisted of 15 cm deep and 10 cm diameter plastic pots filled with water and 2-3 drops of soap and detergent (Barber, 1931). Traps were protected by a roof. Pitfall traps were collected after 8 days for each trapping period. Pitfalls were emptied, closed and left in the same field position between each sampling period. Sampled soil macrofauna included all animal organisms measuring more than 1 mm. Collected arthropods were preserved in 70% alcohol and assigned to functional guilds based on species (or family) and feeding habits (Gunawardana and Sarnat, 2007; Paulian, 1991; New Caledonian Invertebrate Reference Collection – Xavier Montrouzier (CXMNC)).

In addition to pitfall traps, three samplings of earthworms were conducted in each plot at two sampling dates (May and September 2018). The sampling method consisted in an excavation

of a 25cm x 25cm x 30cm-deep soil monolith (Bouché, 1972). Earthworms were extracted manually, counted and preserved in 70% alcohol.

3.2.3 Assessment of crop damage

Black cutworm damages were monitored weekly from maize emergence up to maize 8-leaf stage, on plants from three subplots of 3 m² (two contiguous maize rows of two meters length) per replicate (three replicates per treatment). Five maize plants per plot were randomly selected at harvest to evaluate damage to cobs caused by maize borers (*Ostrinia* and *Sesamia* spp. (Lepidoptera: Crambidae and Noctuidae, respectively)).

3.2.4 Data analysis

To assess the effect of CA-based cropping systems (CA-DM and CA-LM) on the abundance of soil macrofauna, we calculated, for each functional group (*i.e.*, detritivores, earthworms, crop pests and their natural enemies), the index *V* adapted from Wardle (1995), as follows:

$$V = \frac{2M_{CA}}{M_{CA} + M_{CT}} - 1$$

where M_{CA} and M_{CT} are the abundance of different organisms under CA (CA-DM or CA-LM) and CT, respectively. *V* ranges from -1 (maximum inhibition: organisms were observed only in CT cropping system) to +1 (maximum stimulation: organisms were observed only in CA cropping system), while 0 represents equal densities.

Diversity of functional groups of soil macrofauna was estimated by calculating the Simpson's index of diversity (*D*) as follows (Magurran, 1988):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$$

where p_i is the relative abundance of species *i* in a sample of *n* species. This index is commonly used to characterize species diversity and equitability in a community. The value of this index ranges between 0 and 1 and represents the probability that two individuals randomly selected from a sample will belong to different species. The higher the value, the higher diversity the sample has. We preferred the Simpson over the Shannon's index of diversity because it gives more weight to evenness and common organisms, that were expected here, to most contribute to key soil functions.

To test the effect of cropping systems on the abundance and diversity of soil macrofauna, but also on maize crop damage, linear-mixed effect models were used (Bates *et al.*, 2015). "Cropping system" was defined as a fixed factor and "block" as a random factor. The normal

distribution and the homoscedasticity of residuals were checked using Shapiro-Wilk and Levene test, respectively. ANOVAs were followed by a post-hoc mean comparisons using Tukey with Bonferroni adjustment (Hothorn *et al.*, 2008).

A soil macrofauna index was computed in two steps. The first step consisted in a principal component analysis (PCA) including the abundance of each functional group (*i.e.*, natural enemies of crop pests, detritivore and phytophagous arthropods, and earthworms) as well as diversity (D) for detritivores and natural enemies (Lê *et al.*, 2008). The second step consisted in calculating an index of soil macrofauna services (SMS) according to the methodology described by Obriot *et al.* (2016) and Thoumazeau *et al.* (2019a). Ecological functions such as decomposition of organic matter (*i.e.*, abundance + diversity of detritivores), ecosystem engineering (*i.e.*, abundance of earthworms), and pest control (*i.e.*, abundance + diversity of natural enemies - abundance of phytophagous arthropods). For abundance and diversity, we made the assumption that the higher the value, the higher positive effect on ecological functions is, except for crop pests for which we assumed that higher abundance would negatively impact pest control. It has to be noted that diversity of crop pests was not included in the PCA because no consistent assumption was established on how this trait would affect pest control. A weight was implemented on PCA variables to provide the same weight to each of the three ecological functions. The SMS index ranged from 0 (low) to 1 (high provision of macrofauna-mediated ecosystem services). After calculation of the index, the contribution of each ecological function (*i.e.*, decomposition of organic matter, ecosystem engineering, and pest control) to the final score was assessed using a one-way ANOVA.

A PCA was then run to visualize the relationships between the studied ecological functions (*i.e.*, decomposition of organic matter, ecosystem engineering, and pest control) and the three Biofunctool® indicators (*i.e.*, structure maintenance, nutrient cycling and carbon transformation functions). In addition, general linear models (glm) were used to assess the relationships between SMS (including ecological functions) and SHI (Biofunctool® soil health index), crop damage and yield (McCullagh and Nelder, 1989). Poisson or binomial distributions with log- or logit-link function were adjusted for model fitting, respectively. Statistical analyses were performed using R version 4.0.2 software, particularly with *car* and *FactoMineR* packages (Fox and Weisberg, 2011).

3.3 Results

3.3.1 Effect of CA on soil macrofauna abundance and diversity

The implementation of both CA-based systems resulted in a high increase of the abundance of detritivores and earthworms (Fig. 3.1). There was also a mild to moderate increase of the abundance of natural enemies of crop pests under CA-DM and CA-LM, respectively. CA-LM showed a moderate decrease of crop pests whereas CA-DM exhibited same density of phytophagous compared to CT.

Diversity of arthropod functional groups (not studied for earthworms) was generally higher for natural enemies (mean of 0.9) than for detritivores and phytophagous (mean of 0.6) ($P < 0.001$) (Fig. 3.2). Within functional groups, the index did not differ among cropping systems except for detritivores for which the index was higher under CA systems (0.7 and 0.6 for CA-DM and CA-LM, respectively) than under CT (0.5) ($P < 0.001$).

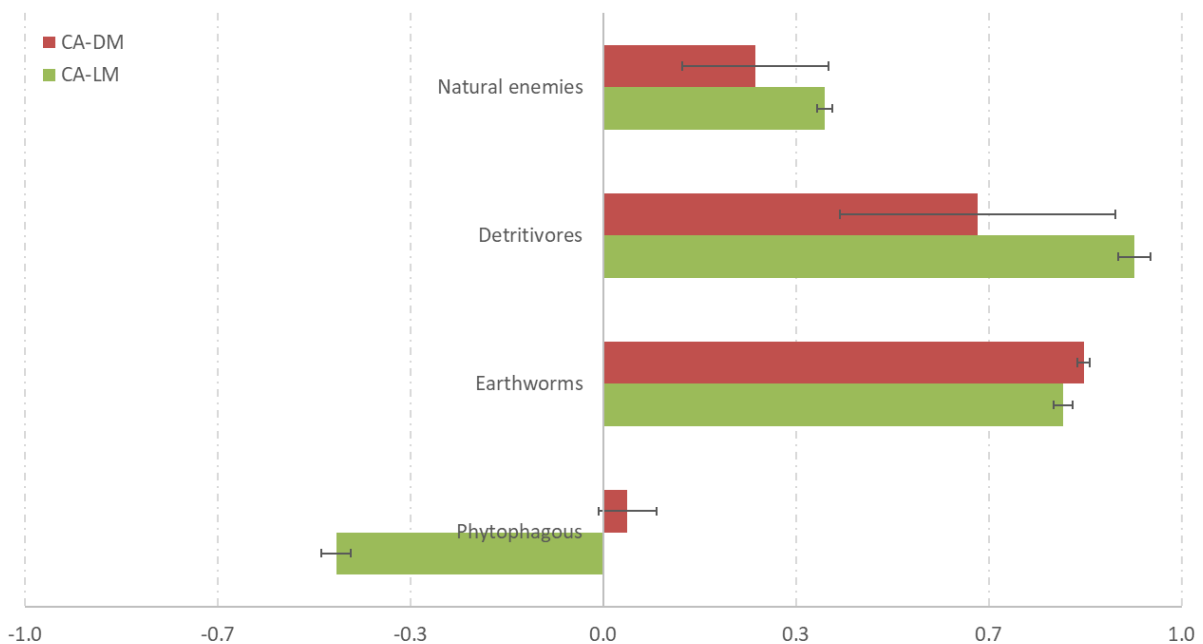


Figure 3.1 Index V (representing the level of response to CA-DM and CA-LM versus CT cropping system) of the abundance of each macrofauna functional groups (adapted from Wardle, 1995). CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM) (mean \pm 95 % confidence interval).

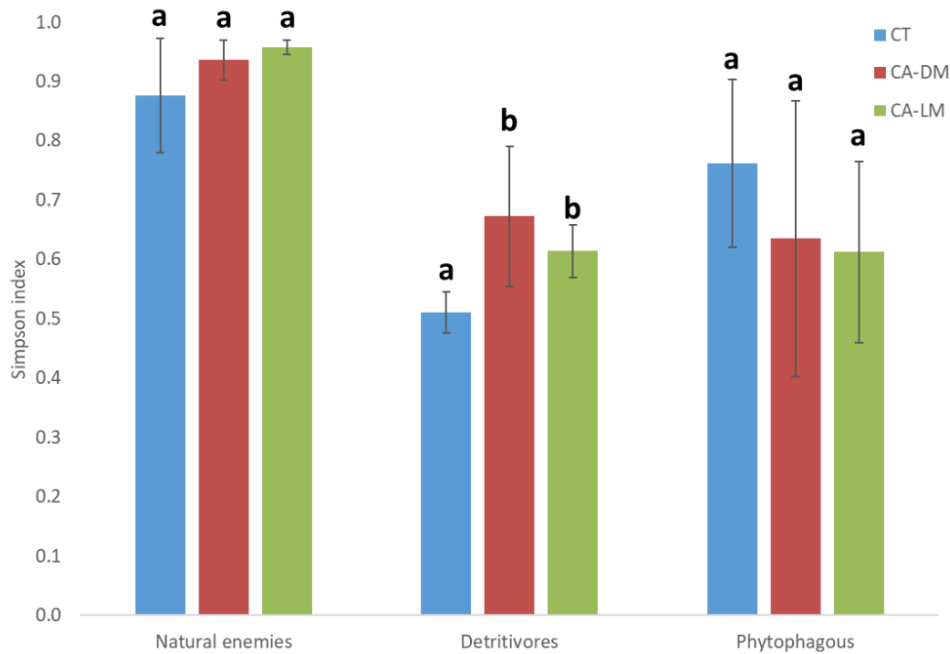


Figure 3.2 Simpson biodiversity index score of each arthropod functional group per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Different letters indicate significant differences according to Tukey's test ($P < 0.05$).

3.3.2 Effect of CA on soil macrofauna functional traits

The PCA performed on abundance and diversity of the four functional groups enabled to separate the three cropping systems (Fig. S1). The difference between the two CA cropping systems and CT was mainly based on indicators linked to the first axis (Dim1): abundance of natural enemies and earthworms, and diversity of natural enemies and detritivores. Indicators of the second axis (Dim2), *i.e.*, abundance of phytophagous and detritivores, best separated CA-DM than CA-LM.

SMS index ranged from 0.3 for CT to 0.7 and 0.8 for CA-DM and CA-LM, respectively ($P < 0.001$) (Fig. 3.3). Decomposition of organic matter was higher in CA-LM than in CA-DM and CT ($P < 0.001$). Ecosystem engineering was about 10-fold higher under CA (CA-DM and CA-LM) than CT ($P < 0.001$). For pest control, CA-DM and CA-LM scores were about 1.3- and 1.6-fold higher than CT, respectively ($P < 0.01$). Ecosystem engineering and decomposition of organic matter especially under CA-LM were the most contributing functions explaining the SMS index.

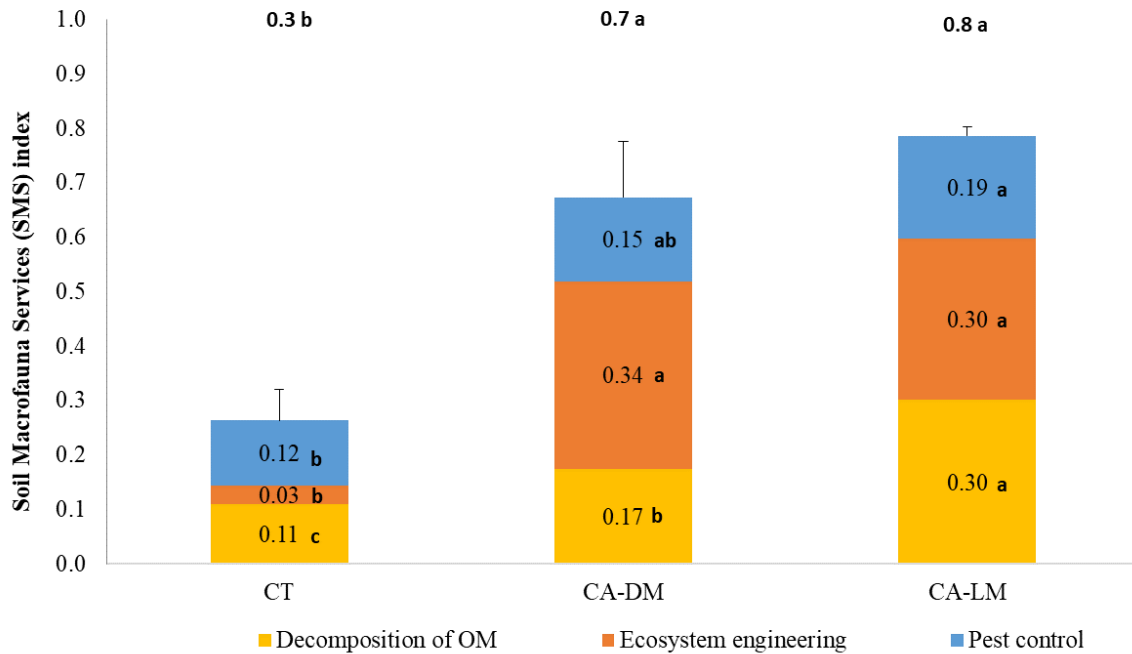


Figure 3.3 Soil macrofauna services (SMS) index per treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). n=3 for each treatment. Standard deviation of the index is represented for each treatment. Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ according to Tukey's test.

3.3.3 Effect of CA on crop damages

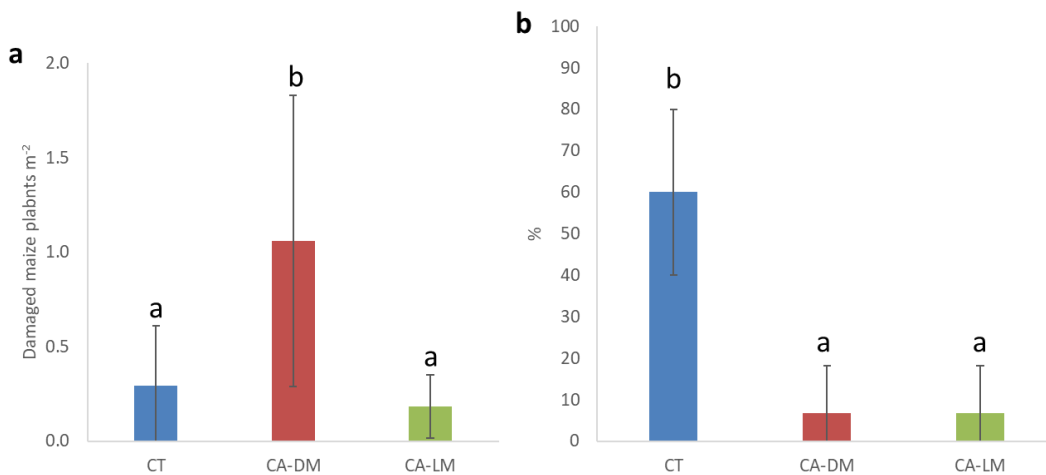


Figure 3.4 Pest incidence on maize crop according to cropping system.
 a) Damages of black cutworm (*Agrotis ipsilon*) (damaged plants m^{-2}).
 b) Damages of maize borer (*Ostrinia* sp., and *Sesamia* sp.) (damaged maize cobs (%)).
 CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Different letters indicate significant differences according to Tukey's test ($P < 0.05$).

The number of maize plants presenting feeding damage caused by the black cutworm was significantly higher under CA-DM (1.1 damaged plants m⁻²) than under CT and CA-LM (0.3 and 0.2 damaged plants m⁻², respectively) (P<0.001) (Fig. 3.4a). Damage caused by borers on cobs were about 10-fold higher under CT than under CA-DM and CA-LM (P<0.001) (Fig. 3.4b).

3.3.4 Links between macrofauna, soil health and crop performances

The SMS index was positively correlated with SHI ($F_{(1,25)}=51.62$, $p<0.001$) (Table 3.1, Fig. 3.5). The SMS index was also negatively related to maize damage but positively to maize yield ($F_{(1,25)}=15.77$, $p<0.01$; and $F_{(1,25)}=21.88$, $p<0.01$, respectively). Pest control and ecosystem engineering indexes were positively linked with SHI ($F_{(1,25)}=57.18$, $p<0.001$; and $F_{(1,24)}=47.06$, $p<0.01$, respectively) and maize yield ($F_{(1,25)}=11.63$, $p<0.05$; and $F_{(1,24)}=15.08$, $p<0.05$, respectively). Pest control showed a significant negative relationship with maize damage ($F_{(1,25)}=29.14$, $p<0.01$). Decomposition of organic matter by detritivores did not show significant relationship with SHI ($F_{(1,23)}=0.04$, $p=0.80$) neither with maize damage or yield ($F_{(1,23)}=2.66$, $p=0.16$; and $F_{(1,23)}=0.50$, $p=0.51$, respectively).

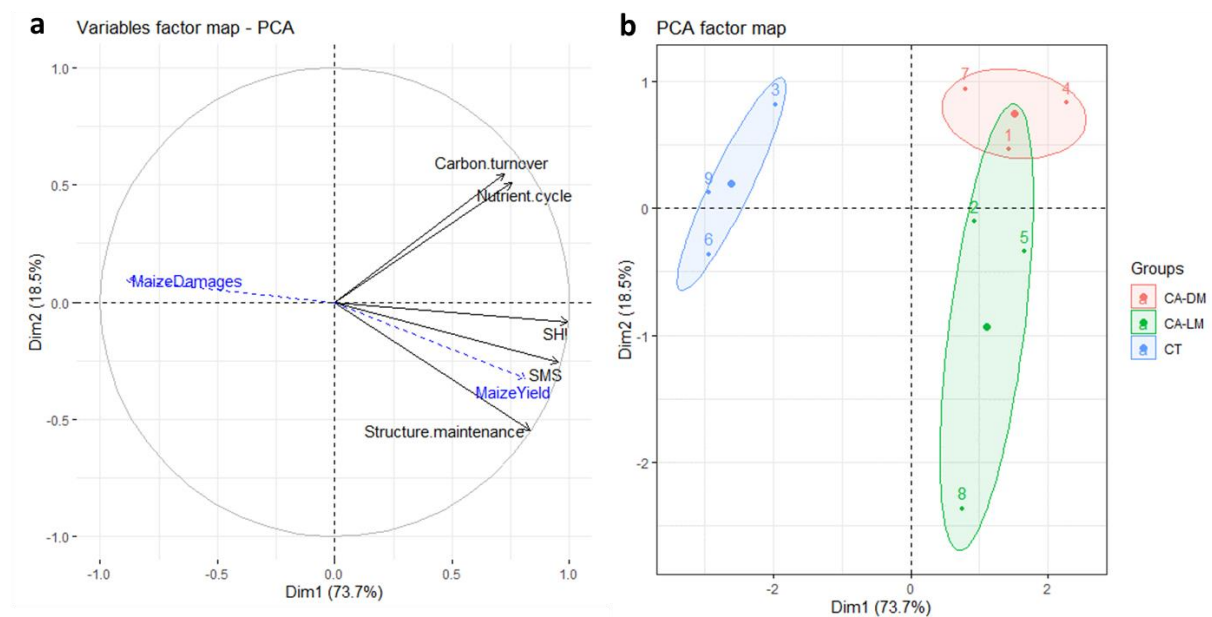


Figure 3.5 Principal component analysis of soil macrofauna services index effects on soil health indicators.

a) Variables factor map. Soil macrofauna services (SMS) index, and soil health index (SHI) *i.e.*, nutrient cycling, structure maintenance, carbon turnover are shown. Maize damages and yield in blue are supplementary values, they are not used in the calculation of the PCA.

b) Individuals factor map. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).

F-test	SHI			Maize damages			Maize yield		
	Estimate	F-value	p	Estimate	F-value	p	Estimate	F-value	p
SMS index	1.41	51.62	0.0002 ***	-4.61	15.77	0.0054 **	0.62	21.88	0.0023 **
Decomposition of OM	0.15	0.04	0.8513	10.77	2.66	0.1637	0.41	0.50	0.5118
Ecosystem engineering	2.19	47.06	0.0010 **	-6.15	4.05	0.1004	1.01	15.08	0.0116 *
Pest control	0.86	57.18	0.0006 ***	-35.05	29.14	0.0029 **	0.25	11.63	0.0190 *

Tableau 3.1 Relationships between soil macrofauna services (SMS) index and related indicators (*i.e.*, OM decomposition, ecosystem engineering, pest control), and Biofunctool® soil health index (SHI), maize damage, and maize yield. Glm followed by Anova. ***P<0.001; **P<0.01; *P<0.05.

3.4 Discussion

3.4.1 Soil macrofauna response to CA

Our study showed that the abundance of soil macrofauna was significantly higher under CA than CT cropping systems. This was particularly the case for beneficial organisms such as natural enemies of crop pests, detritivores and earthworms. CA with cover crop residues retention on the soil surface provide complex habitats buffering from environmental extremes (microclimate) and offering a range of resources for different groups of arthropods (Janssen *et al.*, 2007; Langellotto and Denno, 2004; Rypstra *et al.*, 1999).

For natural enemies, habitat structure can play a role in mediating interactions occurring between individuals, including their foraging success, the risk of intraguild predation, and the outcome of competitive interactions (Finke and Denno, 2004; Schmidt and Rypstra, 2010). Concomitantly, tillage can directly affect and reduce the population of beneficial arthropods by habitat and reproduction site disruption (Robertson *et al.*, 1994). CA-LM as a perennial crop system is potentially more prone to a higher abundance response of natural enemies than are ephemeral annual systems as CA-DM and CT due to lower levels of disturbance. Thus, resident populations of natural enemies may persist from year to year in perennial crops (Prasifka *et al.*, 2006). In our study, while not significant, the abundance of natural enemies was higher in CA-LM compared to CA-DM. A possible explanation is that CA-LM was initiated in 2017 after having been managed like CA-DM treatment since 2011. It is therefore possible that natural enemies in CA-LM did not have enough time to build-up stable populations by the continued presence of living mulch over time.

Several studies, including those by Brown *et al.* (2003) and Henneron *et al.* (2015) emphasized that greater abundance of detritivores, and particularly earthworms, was observed in CA-DM and CA-LM than in CT soils. The presence of an abundant litter on the top soil (along with

aboveground biomass and root residues) and the absence of tillage, which directly impacts earthworms by the mechanical actions of the tillage operations, may have led to higher abundances under CA systems (Chan, 2001; Pulleman *et al.*, 2003). The fact that the abundance of detritivore arthropods was higher in CA-LM compared to CA-DM could be due to the presence of the perennial stylo that enhanced decomposition, which consequently increased the community of structural decomposers.

Our results showed that CA-LM presented a moderate inhibition of the abundance of phytophagous arthropods whereas CA-DM had no significant effect. We found higher overall abundance of phytophagous insects under CT and CA-DM compared to CA-LM. The lower abundance of phytophagous insects under CA-LM could be explained by the fact that control by natural enemies was more efficient in the latter cropping system (Kulagowski *et al.*, 2016; Rendon *et al.*, 2015; Schmidt and Rypstra, 2010). Ratnadass *et al.* (2012) reported that plant diversity in agroecosystems should favour natural pest control through facilitation of the action of natural enemies, but also perturbation of host location by pests *via* direct and indirect architectural/physical effects.

Diversity of soil macrofauna functional groups were equal between cropping systems for natural enemies and phytophagous arthropods, but higher values were observed for detritivores under CA compared to CT. Several studies have highlighted that diversity of soil macrofauna was increased in cropping systems integrating no tillage with mulch, which could in turn affect several important soil functions impacting crop yield (Brévault *et al.*, 2007; Wilson-Rummenie *et al.*, 1999). For example, diversity of decomposers can increase crop yield by enhancing carbon and nutrient turnover and availability for crops (Hättenschwiler *et al.*, 2005). The lack of difference in diversity between the cropping systems for other functional groups such as crop pests and natural enemies appears more difficult to explain. Furthermore, there is no clear evidence on how diversity within functional groups affect the provision of ecosystem services and cropping system performances (Ratnadass *et al.*, 2006; Stinner and House, 1990). Some studies reported that simply increasing diversity within the habitat can exacerbate crop damage (Gurr *et al.*, 1998; Landis *et al.*, 2000; Ratnadass *et al.*, 2006), whereas other studies reported higher ecosystem service supply, and especially pest regulation (Verhulst *et al.*, 2010; Wilson-Rummenie *et al.*, 1999). Identifying key species, structure, and complementarities within soil macrofauna communities could better link macrofauna diversity with crop performance. In a meta-analysis, Letourneau *et al.* (2009) demonstrated that 71% of studies involving arthropods

revealed positive effects of natural enemy richness on control, with consistent effects in agricultural systems.

The SMS index calculated by integrating abundance and diversity indicators to monitor changes in three key macrofauna functions (*i.e.*, decomposition of organic matter, ecosystem engineering and pest control), was higher under CA compared to CT. Especially, decomposition of organic matter and ecosystem engineering functions showed higher scores. Although climate, soil type, nutrient and water availability are the primary determinants of organic matter decomposition rates (Arroita *et al.*, 2013; Six *et al.*, 2004), the higher abundance and diversity of organic matter decomposers communities (detritivores), as well as the quantity and quality of available substrate can explain the higher values of decomposition of organic matter function under CA (Balota *et al.*, 2004; Fujisaki *et al.*, 2018; Lienhard *et al.*, 2013). The higher decomposition of organic matter index value under CA-LM than under CA-DM could be linked to the continuous type of feeding environment due to the perennial stylo that enhanced the community of decomposers (Sithole *et al.*, 2018), to the high quantity of mulch under CA-DM, and to the quality of the biomass inputs (N contents: 1.14% and 2.82% of dry matter for CA-DM and CA-LM, respectively). The absence of tillage in CA likely contributed to population increase of earthworms in the absence of physical injuries, compared to CT. The ecosystem engineering function is expected to improve soil physical components and nutrient cycling (Henneron *et al.*, 2015; Pelosi *et al.*, 2009). The ecosystem engineering function filled by earthworms did not show however significant differences between CA-DM and CA-LM. This result suggests that the differences in earthworm abundance were mainly due to physical injuries caused by tillage tools which did not operate under any of the two CA systems. For pest control, significant differences were found between CT and CA-LM, CA-DM being not significantly different from the other two systems. This result may be explained by the earlier establishment of natural enemies in the stylo living mulch under CA-LM (Landis *et al.*, 2000). In contrast, the annual traits of the CA-DM cover crop may have not favoured this earlier colonization and establishment of the higher trophic level.

3.4.2 Effect of soil macrofauna on crop damage

Damage caused by the black cutworm were significantly higher under CA-DM compared to the other two systems. The high amount of dead mulch residues (22.6 t dry matter ha⁻¹) before maize seeding may have provided suitable conditions for oviposition and larval survival under CA-DM compared to CT and CA-LM. Although high abundance of natural enemies under CA

systems could presumably have played an important role in the regulation of cutworm's populations, high biomass inputs under CA-DM may have provided an alternative habitat that may have compensated the decline of cutworm populations due to regulation service provided by predators. In addition, the presence of alternative food resources for natural enemies is known to impact the consumption of target pests by arthropod predators (Symondson *et al.*, 2002). In our experiment, alternative food provided by important communities of detritivores or phytophagous arthropods under CA-DM, may have reduced the consumption and parasitisation of cutworms by predators and parasitoids at early stages of maize development. Our results showed that both CA systems significantly reduced borer infestation compared to CT. This suggests that dead and living mulches may have provided favourable conditions for natural enemies of maize borers throughout the maize cycle. Additionally, living stylo under CA-LM may have led to two other mechanisms reducing pest infestations as described by Vandermeer (1992): i) the disruptive-crop hypothesis, in which a second non-host plant species disrupts the ability of the pest to attack its proper host plant species, and ii) the trap-crop hypothesis, where a second non-suitable host plant species attracts the pest away from its primary host thereby reducing pests on the maize crop plant.

3.4.3 Relationships between soil macrofauna, soil health, and crop performance

The SMS index was positively correlated with SHI. The results exploring the relationships between soil health and the macrofauna functions calculated to compute the SMS index, showed that SHI was positively linked to both pest control and ecosystem engineering functions. This result is in accordance with Culliney (2013) establishing that soil macrofauna can influence soil physical structure, organic matter composition, and nutrient and energy flow. A healthier soil could, in turn, impact the biocontrol function by favouring the colonization and establishment of natural enemies. Surprisingly, links between soil health and decomposition of organic matter function were not evident in this study suggesting that the indicators used to compute this particular function, *i.e.* abundance and diversity scores of detritivores, were not linked to the underlying ecosystem functions of soil health, at least nutrient cycling and carbon turnover. Our study highlights that the abundance and diversity scores of detritivores are good indicators to discriminate the cropping systems but they do not seem to be the drivers of soil health functions. Further research is needed to get accurate indicators of the decomposition of organic matter function as relevant proxy of the ecological services provided.

The SMS index was negatively related to maize damage but positively to maize yield. Higher levels of soil cover through dead or living mulch under CA-LM and CA-DM systems can explain predation before and after sowing of maize (Pearsons and Tooker, 2017; Rivers *et al.*, 2016). CA systems increased plant diversity through cover crop species during the non-crop period under CA-DM, and also during maize crop cycle under CA-LM. Increased plant species diversity can improve pest control *via* bottom-up (*i.e.*, plants more tolerant or resistant to pest attacks) and top-down effects (*i.e.*, higher natural enemy effectiveness) (Ratnadass *et al.*, 2006; Tooker and Frank, 2012). The cover crop bottom-up effects *via* detritivores abundance and activity enhancement can also make crops to be more tolerant and/or resistant to pest damage (Ratnadass *et al.*, 2012). Litter biomass inputs under CA can have positive effects on biogeochemical cycles (nutrient cycling) through the decomposition process and rate (Hättenschwiler *et al.*, 2005) which can in turn affect plant physiology and the processes affecting plant defence such as, plant growth, *i.e.* improved plant nutrition by increasing uptake of nutrients and tolerance to herbivory, and plant-induced systemic resistance, *i.e.* the response of plants to cope with biotic stress mediated by beneficial microbes living in the rhizosphere (Crutsinger *et al.*, 2006; Tooker and Frank, 2012).

Interestingly, our results showed a significant relationship between pest control and maize damage suggesting that the indicators used to compute this function were indeed good indicators of the pest regulation service. Non-significant relationships were found between decomposition of organic matter, ecosystem engineering functions and maize damage. This suggest that the pest regulation service operated mainly *via* top-down instead of bottom-up processes in our particular system.

Finally, SMS index was linked to maize yield through positive relationships with pest control and ecosystem engineering functions as a result of the effect of macrofauna activity on soil properties and maize damage. This result highlights the importance of taking into account both soil and plant health components as important factors that influence crop yield.

3.5 Conclusion

This study highlighted the macrofauna response to three contrasted cropping systems (CT, CA-DM and CA-LM) in a 8-year experiment in the west coast of New Caledonia. CA systems (CA-DM, and CA-LM) offer a complex habitat leading to higher abundance of natural enemies, detritivores arthropods and earthworms. Response of phytophagous group was inhibited under CA-LM and neutral under CA-DM. Although no differences in diversity were found for natural

enemies and phytophagous groups, diversity response was significantly higher for detritivores under CA systems than under CT. The SMS index showed large differences between CT and CA management on soil macrofauna functioning with a more than 2-fold higher SMS index under CA systems than under CT. No significant differences between CA-DM and CA-LM were observed. The ecosystem engineering and decomposition of organic matter functions were the most contributing functions explaining CT-CA difference.

Crop damage were differently impacted between the cropping systems by early- and late-season pests: higher damaged observed on maize seedlings by black cutworms were present under CA-DM, and significant less maize cob damage of maize borers at harvest were present under CA systems compared to CT. This pest regulation service can explain CA yield advantages. A top-down control effect of macrofauna under CA systems, especially *via* pest control function, highlighted the indirect effects of macrofauna on cropping system performances.

Lastly, relationships of SMS index with Biofunctool® SHI and maize damage were characterized. We emphasized that combined effects of SMS index on soil and plant health can help to evaluate cropping system performances. Characterizing plant and soil health *via* functional indicators could contribute to an integrative approach of cropping systems offering a simple and powerful tool to quickly assess land management impacts and allow for a better-informed answer to new issues as they arise.

Acknowledgments The authors thank DDR Province Sud (NC), Adecap Technopole (NC), and IAC (NC) for funding the project, Adecap Technopole for technical assistance, and LAMA laboratory (LAMA-US IMAGO-IRD, NC) for laboratory work. We thank Sylvie CAZERES (IAC, La Foa, NC), Janine JEAN (CIRAD, Montpellier, France), Michaël DIERKENS (Lyon, France) and Hervé JOURDAN (IMBE, IRD, Nouméa, NC) for their help in the identification of macrofauna.

4 Amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, surface, azote, lumière et surface) en AC sous couvert végétal vivant (intercropping)

Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article scientifique soumis à *Agronomy*.

Ce chapitre répond à la sous-question 3 sur l'évaluation de l'efficacité d'utilisation des ressources de systèmes en AC sous couvert végétal vivant (association de cultures) et permet de caractériser les relations entre modes de gestion des sdc, disponibilité des ressources, et performances de l'association de cultures.

De la même manière qu'au sein du chapitre 2, nous appliquons ce même cadre d'analyse au sein d'une expérimentation analytique réalisée en 2018. Cette expérimentation permet d'évaluer et de comparer quatre sdc : monoculture de maïs, représentant la pratique de référence de la région (MMC), monoculture de stylo (SMC), association maïs-stylo (MSI), association maïs-stylo en fertilisation azotée réduite de 30 % (MSI_{70%N}). Cette analyse permet i) d'évaluer l'efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, eau, azote, lumière, surface) de systèmes en association de cultures en comparaison avec une monoculture de maïs, et ii) de caractériser les relations entre conduite de sdc, disponibilité des ressources, et performances.

Nous réalisons tout d'abord le suivi des composantes de rendement de la culture de maïs et de stylo. Nous caractérisons ensuite l'efficacité d'utilisation de l'eau (WUE), de la lumière (LUE), de l'azote (NUE), et de la surface (LER) de ces sdc. Enfin, nous nous appuyons sur la modélisation par équations structurelles (SEM) afin de définir comment les performances de l'association de cultures sont déterminées par la disponibilité en ressources et par les modes de conduite des systèmes.

Les résultats montrent que la production de maïs n'a pas été significativement différente entre les sdc en association de cultures et en monoculture. Cependant les sdc en AC sous couvert végétal vivant, associant la production de biomasse du stylo, présentent un gain d'efficacité d'utilisation de 20 % de lumière, de 20 à 45 % d'azote, et de 20 % de surface utilisée. L'analyse systémique révèle des liens de causalité directs entre la conduite de l'association de cultures, les ressources du sol et de la lumière. La complémentarité d'acquisition des ressources, notamment en eau et en lumière, des sdc en association s'est traduite par une plus grande efficacité d'utilisation de l'azote et une productivité pour une même surface plus élevée comparées à la monoculture.

Maize-Stylosanthes intercropping system improves light, nitrogen and land resource use efficiency in New Caledonia

Rémy Kulagowski^{a,b,c,d}, Audrey Leopold^d, Pascal Lienhard^{a,b}, Aurélie Metay^e, Thomas Pibrac^{c,d}, Nathalie Ayrault^f, Laurent Desvals^c, Philippe Tixier^{g,h}, Bruno Fogliani^{d,i}, Florent Tivet^{j,b}

^a CIRAD, UPR AIDA, F-34398 Montpellier, France

^b AIDA, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

^c Province Sud, Direction du Développement Rural, 98890, Païta, Nouvelle-Calédonie

^d IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), SolVeg/ARBOREAL, 98848, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

^e ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

^f Adecal-Technopole, Pôle terrestre, 98848, Nouméa, Nouvelle-Calédonie

^g CIRAD, UR GECO, F-34398, Montpellier, France

^h GECO, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France

ⁱ Université de la Nouvelle-Calédonie (UNC), ISEA, BP R4, 98851, Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

^j CIRAD, UPR AIDA, Phnom Penh, Cambodge

Abstract

Agroecological intensification is based on ecologically complex cropping systems aimed at addressing sustainability challenges. Intercropping, e.g., cereal-perennial legume combination, relied on an improved resource-use efficiency may promote crop diversity thereby stabilizing or increasing yields. This study assesses the effects of intercropping on resource use efficiency compared with monoculture, and describes relationships between cropping systems, available resources, and intercropping performances. Four treatments were tested: maize-stylo intercropping with, and without reduced nitrogen fertilisation (MSI70%N and MSI, respectively) were compared with maize (MMC), and stylo monoculture (SMC). Water use efficiency (WUE), light use efficiency (LUE), nitrogen use efficiency (NUE), and land equivalent ratio (LER) indicators were computed. Maize and stylo yield components were monitored. Structural equation modeling (SEM) was used to test how intercropping performances (i.e., biological efficiency and NUE) were mediated by resource availability linked to cropping system management. At harvest, mean maize grain and stylo biomass yield did not significantly differ between the treatments. Despite a higher trend under MSI treatments, mean system total DM biomass and grain (19.4 t ha⁻¹) did not differ significantly between treatments. MSI treatments enabled a 20% gain in light, a 20-45% gain in nitrogen-, and a 20% gain in land-use efficiency. SEM highlighted direct causal links between system management, and soil and light resources. The higher NUE and overyielding in intercropping were intimately mediated by a combined effect of water and nitrogen resource acquisition driving system biomass production. Approaches that investigate direct and indirect systemic mechanisms and performances are needed as decision support tools to better design and manage complex cropping systems adapted to the west coast of New Caledonia.

Keywords Nitrogen fertilisation, Perennial forage legume, LER, Integrative approach, Crop-livestock system

4.1 Introduction

Future agricultural sustainability will be achieved through a balance of productive, environmental, and socioeconomic issues (Lichtfouse *et al.*, 2009; Tilman *et al.*, 2011). Among these, improved resource use management and cropland productivity have been identified as crucial to close the yield gap of main cereal crops (Mueller *et al.*, 2012). Agroecological intensification of agriculture should therefore define sustainable pathways towards increasing water, light, nitrogen, and land use efficiency.

Maize is the main staple food for people in many developing countries and is also used as a fodder crop and as an industrial raw material worldwide (Ranum *et al.*, 2014). Maize is a popular crop mainly because of its adaptability, high yields and valuable by-products (Shiferaw *et al.*, 2011). Cereal production in the New Caledonia archipelago (South West Pacific) is mostly based on maize. The main island, Grande Terre, covers 16 700 km² of which 10% are utilized agricultural land (UAL). Maize is mainly grown on the West coast where extensive cattle farming also holds a prominent position occupying 96% of the UAL.

Intercropping, *i.e.*, growing two or more crops together on the same land at the same time is expected to significantly optimize cropping systems thanks to higher yields on a given land area (Willey, 1990), with diversification offering better protection against crop failure (Hassen *et al.*, 2017; Hauggaard-Nielsen *et al.*, 2008). Intercropping maize and annual legumes is widely documented, which can be explained by the complementary mineral nutrition of the two crops, their importance worldwide, and the fact they improve resource- and land-use efficiency (Li *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2011). Legumes are also key species in promoting ecosystem efficiency (Duchene *et al.*, 2017; Malézieux *et al.*, 2009). However, the impacts of perennial legumes intercropped with maize on the overall efficiency of the cropping systems have rarely been described and need wider attention.

Stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.) is a perennial legume cultivated in many tropical and subtropical regions, including New Caledonia, mainly as a forage crop (Edye, 1987). Perennial and annual crops have different physiological traits, root spatial distribution and nutritional requirements (Jeuffroy and Ney, 1997). Perennial legumes may have greater ability than annuals to exploit residual water and subsoil nutrients that the main cash crops cannot reach, to withstand drought, and to produce additional biomass. The advantages of perennial legumes include no recurring establishment costs, opportunity to grow two crops simultaneously without using additional land, improving soil health through their continuous root activity (Kulagowski *et al.*, 2021; Rao and Mathuva, 2000), while maintaining or increasing the maize yield (Birteeb

et al., 2011; Hassen *et al.*, 2017). Despite the ecosystem services provided by maize-legume intercropping, adoption by farmers remains relatively low due to initial concerns about interspecific competition or yield variability, technical complexity or cultural preferences (Alomia-Hinojosa *et al.*, 2018; Bedeke *et al.*, 2019; Lienhard *et al.*, 2020).

The objectives of the present study were thus (i) to assess the effect of two maize-based intercropping systems (*i.e.*, with and without reduced nitrogen application) compared with maize monoculture on resources (*i.e.*, water, light, nitrogen, and land) use efficiency, and (ii) to explore the relationships between agricultural practices, use of resources, and cropping system performances. We hypothesized greater resource use efficiency in intercropping systems leading to improved system performances compared to maize monoculture.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Site description and experimental design

The study site is located at the Adecap Technopole Ouenghi experimental station in Boulouparis, South province, New Caledonia (21°53'50" S, 166°06'45" E). Soil at the site is classified as a silty loam soil according to the USDA classification with 33.6% of sand, 51.6% of silt and 14.8% of clay. It is a magnesian alkaline soil ($\text{pH}_{\text{water}} = 8.1$), with high content of Mg^{2+} (exchangeable magnesium accounts for 76% of cation exchange capacity) and $\text{Ca}/\text{Mg} = 0.3$ ($\text{K}/\text{Mg} = 0.01$). The climate on the west coast of New Caledonia is semi-arid subtropical characterized by recurrent drought periods exacerbated by El Nino-Southern oscillation events, which pose a threat to agricultural development (Cavarero *et al.*, 2012). Four treatments were tested: (i) maize (*Zea mays* L.) monoculture (MMC), which is the main cropping system in the region and was used as the control treatment, (ii) stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.) monoculture (SMC), (iii) maize-stylo intercropping system (MSI), and (iv) maize-stylo intercropping with only 70% of N fertilisation ($\text{MSI}_{70\%N}$). The experiment was conducted under a complete randomized block design, with three replicates of 319 m² per treatment.

4.2.2 Cropping systems management

Cropping operations are detailed in Table S1 (Supplementary data). On 24 January 2018, stylo was sown in all treatments at a rate of 10 kg ha⁻¹ using a no-till seeder (Semeato PD 17). Stylo aboveground biomass was measured five days before maize was sown and represented a mean dry matter (DM) biomass of 1.4 t ha⁻¹ (no significant difference was observed between treatments). Stylo was then close cut to the ground and exported from the MMC plots. On May

7, 2018, using a no-till seeder (Jumil JM3090 PD) with 76-cm row spacing, maize was sown in all treatments, directly into standing green stylo in the MSI treatment.

A hose reel irrigation system was used in all treatments so the maize crop did not experience water stress over the course of the experiment (Fig. S1). N fertilisers were applied as follows: urea (46% N) was broadcast 18 days after sowing (DAS) at a rate of 350 kg ha⁻¹ in all the treatments; ammonium sulphate (21% N) was applied 51 DAS at a rate of 300 kg ha⁻¹ only in MMC and MSI treatments.

4.2.3 Data collection

4.2.3.1 Crop growth, biomass and grain production

Stylo aboveground biomass was assessed using a quadrat sampling method at three maize stages: 6-leaf, flowering, and maturity. In each replicate (three replicates per treatment), stylo fresh biomass was collected from three 0.25 m² quadrats and dried at 60 °C until constant mass was reached to determine stylo DM biomass.

Maize density was monitored weekly from emergence to the maize 8-leaf stage in subplots measuring 3.04 m² (*i.e.*, two contiguous maize rows of two meters length), with three subplots per replicate.

Maize root biomass was determined from three randomly selected maize plants per replicate. The maize roots were collected to a depth of 30 cm at the 6-leaf stage, and at flowering. The maize roots were washed in tap water and dried at 60 °C to constant mass before the DM biomass of the maize root system was determined.

Maize aboveground biomass was determined using five randomly selected maize plants in the 3.04 m² subplots (*i.e.*, two contiguous maize rows of two meters length) with three subplots per replicate at the 6-leaf stage, at flowering, and finally, at maturity. The aboveground biomass was dried at 60 °C to constant mass.

The maize shoot-root ratio (SRR) was calculated at the maize 6-leaf and flowering stages.

Grain yield was recorded using five randomly selected maize plants per replicate. The ears were counted, and the husks removed by hand. The kernels of each ear were dried at 60 °C to constant mass, then weighed. Maize grain yield was calculated as follows:

$$\text{Grain yield (t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}) = \text{Maize}_{\text{Density}} \times \text{Ear number} \times \text{Kernel weight} \times 10^{-2} \quad (1)$$

where $\text{Maize}_{\text{density}}$ is the crop plant density (plants m⁻²), Ear number the number of ears per maize plant (ear plant⁻¹), and Kernel weight the weight of the grain per ear (g ear⁻¹).

4.2.3.2 Available resources for crops

4.2.3.2.1 Water resource

Daily precipitation data were collected from the Ouenghi Meteo-France station, and the amount of irrigation water was recorded throughout the maize crop cycle. Soil water content was monitored at a depth of 20 cm using time domain reflectometry (FieldScout TDR 350, Aurora, IL, USA). Six sampling points per replicate (three replicates per treatment) were monitored using a transect sampling method every week from the 2-leaf stage to maize grain maturity (24 May to 14 September 2018).

4.2.3.2.2 Photosynthetically active radiation (PAR)

Photosynthetically active radiation (PAR) was measured using an AccuPAR LP-80 (Decagon Devices, Pullman, WA). Data were recorded at four maize stages: 6-leaf, 12-leaf, end of flowering and maturity. Each value was the average of three successive readings per replicate (three replicates per treatment). Measurements were taken under clear-sky conditions between 10 am and 2 pm to avoid the influence of neighbouring plots and minimize sun zenith angle variation among plots.

4.2.3.2.3 Soil available nitrogen

Soil available nitrogen (N-NO₃⁻ and N-NH₄⁺) was monitored five times at a depth of 0-20 cm, and twice at a depth of 20-40 cm. In the 0-20 cm layer, one composite soil sample per sampling date and replicate (three replicates per treatment) was pooled using seven soil subsamples randomly collected using a 2 cm diameter auger. In the 20-40 cm layer, the composite soil sample was made of four subsamples randomly collected using a 5-cm diameter auger per replicate (three replicates per treatment) and sampling date. The soils were then sieved through a 2 mm mesh and analysed at the LAMA IRD Noumea laboratory.

4.2.4 Indicators of cropping systems performance and resource sharing

4.2.4.1 Water use efficiency (WUE)

Soil water storage (SW) in the soil profile was calculated using the equation:

$$SW \text{ (mm)} = \sum_{i=1}^n \theta_i \times Z_i \quad (2)$$

where θ_i is the soil water content of the i^{th} layer (%), and Z_i the i^{th} soil layer depth (mm).

Relative soil water content (RSWC) was calculated as:

$$RSWC = \frac{SW}{SW_{FC}} \quad (3)$$

where SW is the soil water storage in 20 cm depth layer monitored (mm), and SW_{FC} the field capacity of the same layer (mm). Following Chai *et al.* (2009), three water stress levels were

determined by the RSWC in the maize root zone: slight stress: 0.6, medium stress: 0.5, and severe stress: 0.4.

The water use efficiency (WUE) index was then calculated as follows:

$$\text{WUE (kg}_{\text{DM}}\text{mm}^{-1}) = \frac{\text{System BM}}{\text{Rainfall} + \text{Irrigation}} \quad (4)$$

where System BM is the total aboveground DM biomass and grain produced in the system ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1}$), Rainfall the cumulative rainfall during the maize cycle (mm), and Irrigation the amount of irrigation water supplied (mm). Runoff was negligible during the maize cycle and was consequently not considered.

4.2.4.2 Light use efficiency (LUE)

Intercepted PAR (IPAR) was calculated as follows (Gallo and Daughtry, 1986):

$$\text{IPAR (\%)} = \left[1 - \left(\frac{\text{PAR}_{\text{Ground}}}{\text{PAR}_{\text{Above}}} \right) \right] \times 100 \quad (5)$$

where $\text{PAR}_{\text{Above}}$ and $\text{PAR}_{\text{Ground}}$ are the incident PAR intercepted by the crops above and below the canopy (W m^{-2}), respectively.

Cumulative light intercepted (LI) during the maize crop cycle was calculated as follows:

$$\text{LI (W m}^{-2}\text{)} = \sum_{i=1}^n \text{PAR}_{\text{Above}} - \text{PAR}_{\text{Ground}} \quad (6)$$

where $\text{PAR}_{\text{Above}}$ and $\text{PAR}_{\text{Ground}}$ are the incident PAR intercepted by the crops above and below the canopy (W m^{-2}), respectively.

Finally, light use efficiency (LUE) was calculated as follows:

$$\text{LUE (g}_{\text{DM}} \text{W}^{-1}) = \frac{\text{System BM}}{\text{LI}} \quad (7)$$

where System BM is the total aboveground DM biomass and grain produced in the system ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1}$), and LI the cumulative light intercepted during the maize crop cycle (W m^{-2}).

4.2.4.3 Nitrogen use efficiency (NUE)

Nitrogen use efficiency (NUE) index was calculated as follows (Moll *et al.*, 1982):

$$\text{NUE (kg}_{\text{DM}} \text{kg}_{\text{N}}^{-1}) = \frac{\text{System BM}}{\text{N}_{\text{available}}} \quad (8)$$

where System BM is the total aboveground DM biomass and grain produced in the system ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1}$), and $\text{N}_{\text{available}}$ the amount of soil available N in the 0-40 cm layer and the amount of N coming from the fertilisers ($\text{kg}_{\text{N}} \text{ha}^{-1}$).

Partial factor productivity of nitrogen (PFPN) was used to assess cropping systems efficiency more specifically related to N application. PFPN was calculated as follows (Yadav *et al.*, 2003):

$$\text{PFPN (kg}_{\text{DM}} \text{ kg}_{\text{N}}^{-1}) = \frac{\text{System BM}}{N_{\text{fertilisers}}} \quad (9)$$

where System BM is the total aboveground DM biomass and grain produced in the system ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$), and $N_{\text{fertilisers}}$ the amount of N originating from the fertilisers ($\text{kg}_{\text{N}} \text{ ha}^{-1}$).

4.2.4.4 Competitive ratio (CR)

The competitive ratio (CR) measures the degree of competition of one plant over another in an intercropping system and was used to assess possible competition of stylo over maize ($\text{CR}_{s/m}$) in the MSI treatments using the following formula (Wahla *et al.*, 2009; Willey and Rao, 1980):

$$\text{CR}_{\frac{s}{m}} = \frac{\frac{Y_{i\text{-stylo}}}{Y_{s\text{-stylo}} * F_{\text{stylo}}}}{\frac{Y_{i\text{-maize}}}{Y_{s\text{-maize}} * F_{\text{maize}}}} \quad (10)$$

where $Y_{i\text{-stylo}}$ and $Y_{i\text{-maize}}$ are the aboveground DM biomass yields of stylo and maize in the intercropping system ($\text{t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$), $Y_{s\text{-stylo}}$ and $Y_{s\text{-maize}}$ the aboveground DM biomass yields of stylo and maize under sole cropping ($\text{t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$), and F_{stylo} and F_{maize} the proportion of the area occupied respectively by stylo and maize in the intercropping system at maize sowing. A $\text{CR}_{s/m}$ greater than one indicates a competition of stylo over maize in the intercropping system.

4.2.4.5 Land equivalent ratio (LER)

The benefit of intercropping on yields was assessed by calculating the land equivalent ratio (LER), an index of intercropping advantage and a reflection of the degree of interspecific competition or facilitation in an intercropping system. LER was calculated as follows (Li *et al.*, 1999; Vandermeer, 1992):

$$\text{LER} = \frac{Y_{i\text{-maize}}}{Y_{s\text{-maize}}} + \frac{Y_{i\text{-stylo}}}{Y_{s\text{-stylo}}} \quad (11)$$

where $Y_{i\text{-maize}}$ and $Y_{s\text{-maize}}$ are the maize grain yields under intercropping and sole cropping systems respectively ($\text{t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$), $Y_{i\text{-stylo}}$ and $Y_{s\text{-stylo}}$ the stylo biomass yields under intercropping and sole cropping systems respectively ($\text{t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$). An LER greater than 1 reveals an intercropping advantage or demonstrates that interspecific complementarity (or facilitation) is higher than interspecific competition so that intercropping increases greater land-use efficiency.

4.2.5 Statistical analyses

All statistical analyses were performed using R software 3.6.0 (R Development Core Team, 2008).

First, each indicator was studied separately using a linear-mixed effects model (package lme4, (Bates *et al.*, 2015)). Treatment was defined as a fixed factor and replicates as random factors.

After checking the normality of the model's residuals and homoscedasticity of variances' residuals, ANOVAs were run using the car package (Fox and Weisberg, 2011). This was followed by a post-hoc mean comparison using a Tukey test with Bonferroni adjustment (Hothorn *et al.*, 2008).

A glmer (package lme4, (Bates *et al.*, 2015)) adapted to repeated measures over time based on the Poisson distribution was applied for N available in the 0-20 cm soil layer, and IPAR measurements. Treatment was defined as a fixed factor and replicates as random factors. The factors tested were treatment, date, and interactions between the factors.

We used structural equation modeling (SEM) (Grace *et al.*, 2012, 2007) to explain the possible causal pathways between cropping systems (*i.e.*, MMC and MSI), available resources for crops (*i.e.*, cumulative soil water content, soil available nitrogen, and LI during the maize crop cycle), and cropping system performances (*i.e.*, LER and NUE). MSI and MSI_{70%N} were grouped in a single cropping system modality (MSI). Strength and directionality (positive or negative) of the relationship between variables are indicated by the path coefficients. The SEM was performed using the piecewiseSEM package (Lefcheck, 2016).

4.3 Results

4.3.1 Crop growth, biomass and grain production

There was no difference in maize density between the treatments, a mean density of 10.2 plants m⁻² was recorded in all the treatments (Table 4.1).

The SRR at the maize 6-leaf stage was significantly higher under MMC (5.4) than MSI and MSI_{70%N} (3.7 and 3.6, respectively) due to significantly higher root biomass under MSI and MSI_{70%N} (0.63 and 0.58 g_{DM} plant⁻¹, respectively vs 0.48 g_{DM} plant⁻¹ under MMC). There was no significant difference in the maize SRR between the treatments at maize flowering stage.

There were no significant differences in maize aboveground DM biomass between the treatments at harvest (mean value of 7.2 t_{DM} ha⁻¹), maize grain yield (mean value of 12.0 t_{DM} ha⁻¹), and system total aboveground DM biomass and grain (mean value of 19.4 t_{DM} ha⁻¹).

Treatment	Maize _{density} (plants m ⁻²)		Maize SRR _{6-leaf} (ratio)		Maize _{Biomass} (t _{DM} ha ⁻¹)		Maize _{grain} (t _{DM} ha ⁻¹)		System BM (t _{DM} ha ⁻¹)	
	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
MMC	10.2	0.5	5.4 b	1.6	6.4	1.1	12.0	1.2	18.4	2.1
MSI	10.2	0.6	3.7 a	1.0	7.9	2.1	12.6	1.0	20.7	2.5
MSI _{70%N}	10.2	0.5	3.6 a	1.0	7.3	0.8	11.5	2.3	19.0	2.8
ANOVA	ns		P < 0.001		ns		ns		ns	

Tableau 4.1 Maize density, shoot-root ratio, biomass, grain production, and system total biomass production per treatment. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. Maize SRR_{6-leaf}: 6-leaf maize stage shoot-root ratio, Maize_{Biomass}: Maize aboveground biomass at harvest (t_{DM} ha⁻¹), Maize_{grain}: Maize grain yield (t_{DM} ha⁻¹), System BM: Total aboveground DM biomass and grain produced in the system (t_{DM} ha⁻¹); n=9 for each treatment; sd: standard deviation; ns: not significant. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.

Stylo aboveground DM biomass was not significantly different between the two MSI treatments regardless of the sampling dates, and decreased from 1.4 t_{DM} ha⁻¹ at maize sowing to 0.15 t_{DM} ha⁻¹ at maize harvest.

CR_{s/m} values of MSI treatments remained lower than one from the maize 6-leaf stage to maize harvest under the two MSI treatments (Fig. 4.1).

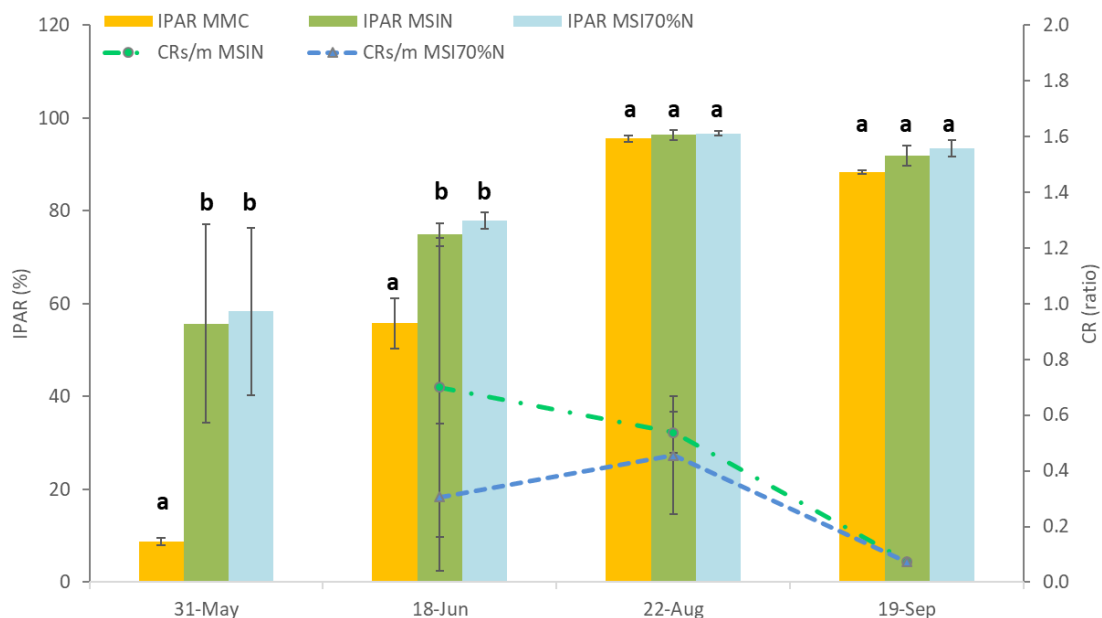


Figure 4.1 IPAR and CR_{s/m} per treatment during the maize cycle. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. IPAR: Intercepted photosynthetically active radiation (%), CR_{s/m}: Competitive ratio of stylo relative to maize. n=9 for each treatment. Different letters indicate significant difference according to ANOVA (P < 0.05).

4.3.2 Relative soil water content (RSWC) and water use efficiency (WUE)

RSWC at a depth of 20 cm did not differ significantly between the treatments during the maize cycle (Fig. S1), and was continuously above the maize water stress level during the 2018 growing season.

WUE did not significantly differ between the treatments with a mean value of 40.1 kg_{DM} mm⁻¹ (Table 4.2).

Treatment	WUE (kg _{DM} mm ⁻¹)		LUE (g _{DM} W ⁻¹)		LI (W m ⁻²)		NUE (kg _{DM} kg _N ⁻¹)		PFPN (kg _{DM} kg _N ⁻¹)		LER (ratio)
	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	
MMC	38.1	4.4	2.6	0.3	709.7 a	20.1	61.5 a	5.5	80.0 a	9.3	
MSI	42.9	5.2	2.5	0.1	844.5 b	27.0	74.1 b	9.1	90.1 a	10.9	1.23
MSI _{70%N}	39.3	5.8	2.2	0.3	857.9 b	15.9	89.3 c	14.4	118.6 b	17.5	1.15
ANOVA	ns		ns		P < 0.001		P < 0.001		P < 0.001		

Tableau 4.2 Resource use efficiency indexes per treatment. MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. WUE: Water use efficiency (kg_{DM} mm⁻¹), LUE: Light use efficiency (g_{DM} W⁻¹), LI: Cumulative light intercepted during maize cycle (W m⁻²), NUE: Nitrogen use efficiency (kg_{DM} kg_N⁻¹), PFPN: Partial factor productivity of nitrogen (kg_{DM} kg_N⁻¹), LER: Land equivalent ratio; n=9 for each treatment; sd: standard deviation; ns: not significant. Different letters indicate significant differences according to Tukey's test.

4.3.3 Cumulative light intercepted (LI) and light use efficiency (LUE)

IPAR differed between the treatments during the maize cycle (treatment*date: $\chi^2 = 0.72$, df = 6, P < 0.001), and varied significantly across weeks depending on crop growth (date: $\chi^2 = 9.94$, df = 3, P < 0.001) (Fig. 4.1). IPAR was higher under MSI treatments than under MMC (treatment: $\chi^2 = 1.94$, df = 2, P < 0.001) particularly at the 6-leaf and 12-leaf maize stages.

LI was significantly higher under MSI and MSI_{70%N} (844.5 and 857.9 W m⁻², respectively) than under MMC (709.7 W m⁻²) (Table 4.2).

There was no significant difference in LUE between treatments: mean value 2.4 g_{DM} W⁻¹.

4.3.4 Soil available nitrogen and nitrogen use efficiency (NUE)

Soil available nitrogen in the 0-20 cm layer did not differ significantly between the treatments during the maize cycle (treatment*date: $\chi^2 = 15.86$, df = 10, P = 0.10) (Fig. 4.2a). Available nitrogen varied significantly across the weeks (date: $\chi^2 = 393.88$, df = 2, P < 0.001) depending

on the fertiliser application dates, with a tendency to be higher under MMC than under MSI treatments, and reached a peak on 18 June 2018.

Soil available nitrogen in the 20-40 cm layer did not differ significantly between the treatments before maize sowing, mean value 30.5 mg_N kg_{soil}⁻¹, but after maize harvest, was significantly higher under MMC (34.6 mg_N kg_{soil}⁻¹) than under MSI and MSI_{70%N} (29.4 and 27.7 mg_N kg_{soil}⁻¹, respectively) (Fig. 4.2b).

NUE ranged from 61.5 kg_{DM} kg_N⁻¹ to 89.3 kg_{DM} kg_N⁻¹, and increased significantly in the following sequence: MMC < MSI < MSI_{70%N} (Table 4.2).

PFPN under MSI_{70%N} (118.6 kg_{DM} kg_N⁻¹) was significantly higher than MSI (90.1 kg_{DM} kg_N⁻¹) and MMC (80.0 kg_{DM} kg_N⁻¹).

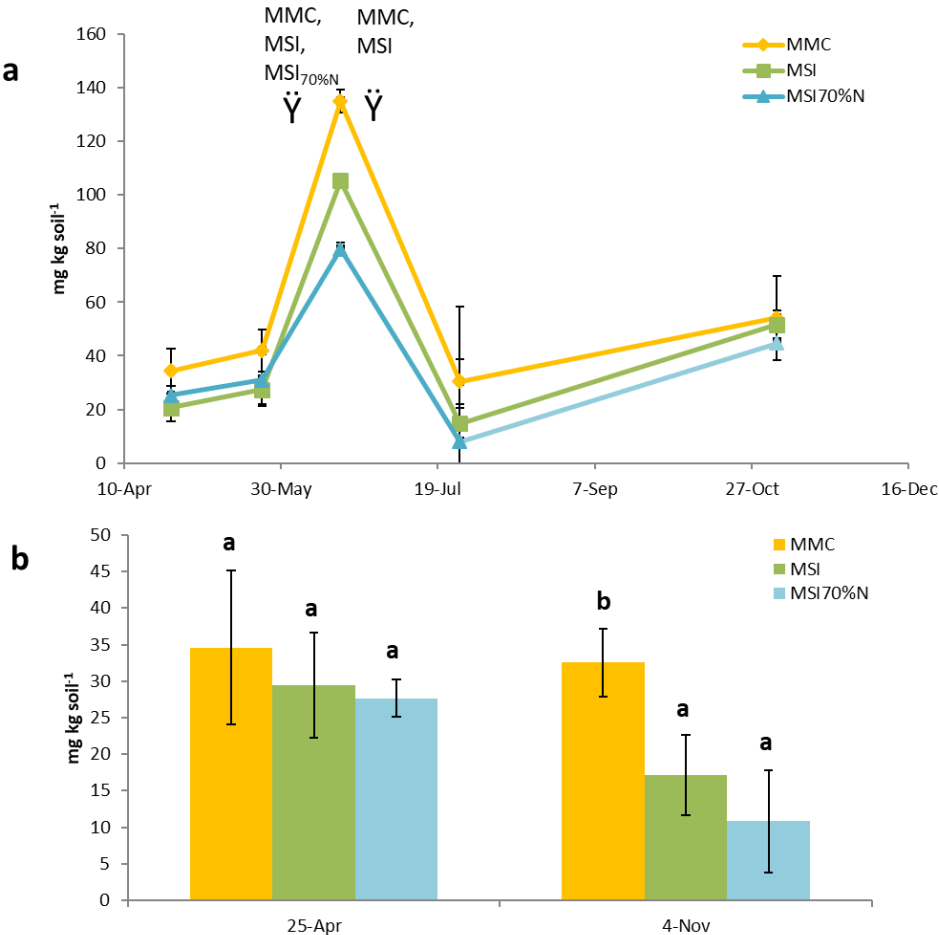


Figure 4.2 . Soil available nitrogen (N-NO₃⁻, N-NH₄⁺) per treatment on (a) 0-20 cm, and (b) 20-40 cm depth (mg kg soil⁻¹). MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. Ÿ: fertiliser application. n=3 for each treatment. Different letters indicate significant difference according to ANOVA (P < 0.05).

4.3.5 Land equivalent ratio (LER)

Regarding land resource management, LER of maize–stylo intercropping ranged from 1.23 to 1.15 under MSI and MSI_{70%N}, respectively (Table 4.2).

4.3.6 Links between agricultural practices, available resources, and cropping systems performances

SEM fitness index was significant (Fisher's test $P = 0.24$), and six of the 17 relationships tested were significant (Fig. 4.3). SEM revealed significant links between agricultural practices and resources that were made available for crops: MMC influenced positively soil available nitrogen content (path coefficient of +0.64) and negatively LI (-0.78). Significant links between agricultural practices and cropping system performances were also confirmed: MSI had a positive impact on LER (+0.57). SEM highlighted significant links between available resources and cropping systems performances through positive influence of soil water content on NUE (+0.4) and, interestingly, through negative influence of soil available nitrogen content on NUE (-0.39). Finally, SEM revealed a positive influence of LER link with NUE (+0.75).

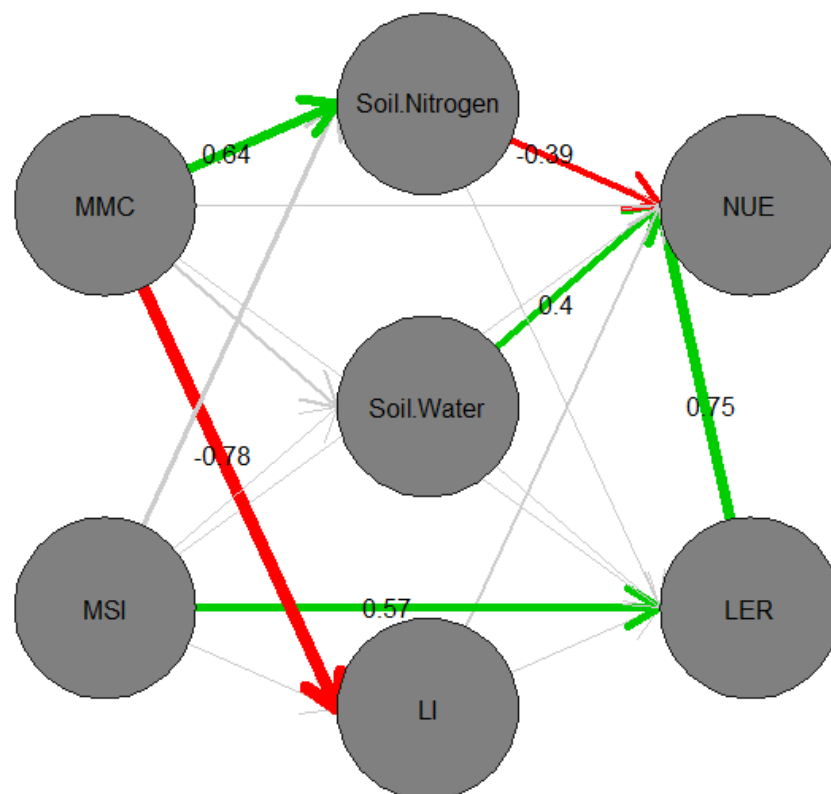


Figure 4.3 Structural equation model (SEM) relating cropping systems, available resources for crops, and cropping system performances (Fisher's $C=7.91$, $df=6$, p -value=0.24). MMC: Maize

monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping (two MSI treatments non differentiated). Soil Water: Cumulative soil water content at a depth of 20 cm (mm), Soil Nitrogen: Cumulative soil available nitrogen in the 0-20 cm layer ($\text{mg kg}_{\text{soil}}^{-1}$), LI: Cumulative light intercepted (W m^{-2}), LER: Land equivalent ratio, NUE: Nitrogen use efficiency ($\text{kg}_{\text{DM}} \text{kg}_{\text{N}}^{-1}$). The arrows indicate unidirectional relationships between the variables (direct effects of one variable on the others). Green arrows indicate significant positive effects, red arrows indicate significant negative effects, and grey arrows indicate non-significant relationships at $P=0.05$. Arrow widths are proportional to the path coefficients.

4.4 Discussion

4.4.1 Intercropping effects on resource use efficiency

First, considering that water conditions prevented any maize water stress occurring in 2018, the intercropping systems showed no significant effect on WUE. As water is the medium that transports all soil-based resources, water is the most limiting factor for plant production (Vandermeer, 1992). Light interception may also exert a strong influence on soil water content *via* the plant canopy by affecting evapotranspiration rates, and inversely, through the effects of soil water on canopy development; consequently, nutrient uptake, light and water use are often correlated in cropping system studies (Caviglia *et al.*, 2004; Keating and Carberry, 1993; Morris and Garrity, 1993).

Maize–stylo intercropping resulted in increased light interception by the canopy during maize vegetative stages (6- and 12-leaf stages), as shown by the high values of IPAR under MSI treatments. This higher interception was due to a higher LAI, and resulted in increased soil canopy cover compared with the maize sole crop (Willey, 1990). In turn, under the MSI treatments, the cumulative LI was higher than under sole crops. Intercrops are known to result from greater interception of light (Tsubo *et al.*, 2001; Willey, 1990). This could result from complementary use of space when the crops differ in their aerial architecture (*e.g.*, tall vs short crops) and of time when crops have life cycles that differ in their timing (*e.g.*, early vs late maturing) (Keating and Carberry, 1993; Tsubo *et al.*, 2001). In accordance with other studies, in the present study, the LUE of intercropping systems did not differ from that of maize as sole crop as intercropping generally follows the LUE pattern of the dominant crops (Li *et al.*, 2013; Watiki *et al.*, 1993). For the lower, shaded crops (*e.g.*, stylo), it was reported that the LUE was sometimes affected, potentially as a result of competition for other resources, water and nitrogen. As the intercrop had a 20% higher LI and the same LUE as sole maize, the overall efficiency of light use in intercropping was equivalent to that in maize monoculture.

As soil nitrogen levels were similar in all the treatments at the beginning of the experiment, soil nitrogen monitoring emphasized that maize-stylo intercropping reduced nitrate accumulation

in the soil profiles during the growth period compared with sole maize. These results are consistent with those of other studies that also showed higher residual soil nitrogen content under sole crops than under intercropping (Li *et al.*, 2001; Zhang and Li, 2003). This could be explained by a greater nitrogen uptake by intercropping than by sole cropping (Li *et al.*, 2001). Perennial stylo and annual maize were selected because their root morphologies and physiologies are different (*i.e.*, they do not compete for the same resources). Perennial stylo has a long tap root (Lesturgez *et al.*, 2004; Meijer and Szabados, 1990) that is efficient for obtaining water and nitrate at greater depths than the fibrous maize roots. Stylo may thus obtain water and nutrients that leach below maize roots, thereby increasing total resource uptake when the two species are grown together. The NUE of the intercropping was higher than under the sole maize. It is widely recognized that intercropping of cereals and legumes can improve NUE (Chen *et al.*, 2017). Many experiments have shown that cereal-legume intercropping acquires more N than cereal monoculture, part of which originates from the air, and therefore does not compete with N acquisition by the cereal (Fan *et al.*, 2006). Facilitation is the mechanism that may result in increased NUE in an intercrop, particularly in poor soils. The input of nitrogen from the legume into the soil could result from both atmospheric N fixed by stylo, thus reducing competition for soil N (Duchene *et al.*, 2017), or even through rhizodeposition, *i.e.* the release of organic and inorganic compounds from living roots (Fustec *et al.*, 2010). Several studies have investigated the enrichment of the soil N-pool by rhizodeposition under intercropping through N-transfer from the legume to the cereal and reported increasing amounts of legume-derived N in the cereal crop over time, even if this process is still not well understood (Walker *et al.*, 2003; Wichern *et al.*, 2008). Additionally, reduced N fertiliser inputs in the MSI_{70%N} treatment led to a higher PFPN. It has been demonstrated that appropriate N reduction can have several benefits, including increasing NUE, reducing N losses, and maintaining grain yields in legume-cereal intercropping systems, suggesting that intercropping enables both profitability and sustainability (Chen *et al.*, 2017; Luo *et al.*, 2016).

In our study, intercropping increased the total yield per land area compared to maize sole crop. This effect could be partly attributed to resource use complementarity between the different crops (Szumigalski and Acker, 2008). However, the advantage of LER was low (*i.e.*, LER around 1.2). This was partly related to the low biomass production of stylo after maize flowering in the intercropping system, mainly due to competition for light. Therefore, as maize dominated stylo, the performance of the dominated crop (*i.e.*, stylo) had most influence on total LER, and on total biomass (Haynes, 1980) as supported in our study by the competitive ratio

of stylo over maize ($CR_{s/m}$), which was consistently under one and decreased over the intercropping period.

4.4.2 Indicators of resource use efficiency

First, RSWC established that maize did not suffer of any slight stress at any stage of the growth period. The WUE index, which links plant carbon gain to water use through harvest yield, finally did not differ between the treatments.

As a response to canopy size and structure, the LI index revealed that more light was intercepted under MSI than under MMC throughout the crop cycle. Finally, no difference in LUE was found between the treatments. No more biomass was then accumulated under MSI despite the LI advantage probably due to the relative overall high yield of maize. Under other limited resource conditions, LUE might be more affected by increased competition between the component crops for other resources (Tsubo *et al.*, 2001; Watiki *et al.*, 1993).

According to system management, the higher NUE under stylo and maize intercropping confirmed that the additional biomass production was not only linked to the nitrogen extracted from the soil (Moll *et al.*, 1982). Therefore, the efficiency with which the N derived from the soil N pool was converted into grain yield by maize was described by the PFPN index.

LER can be interpreted as the biological efficiency achieved by growing two crops together in the particular environment used (Mead and Willey, 1980). Density and intercropping pattern also determined the relative LER contributions of the maize and stylo in the cropping system. A LER greater than one might also be linked to other, often unaccounted benefits, related to improved product quality, rotational advantages, flexibility in the allocation of crop and forage resources in mixed farming systems, and reduced business risks. LER is thus a useful practical way to assess the results of intercropping experiments and to help to find the best intercropping design for a particular context.

Combining available resource dynamic indicators collected throughout crop growth with yield component indexes could thus identify the relationships between resource use efficiency and the agronomic performance of intercropping.

4.4.3 Systemic approach of the intercropping system

A SEM analysis was conducted to understand how intercropping management affected cropping system performances. SEM confirmed direct causal relationships of management practices on soil and light resource use efficiency. MMC exerted the strongest influence on

resource exploitation through a negative effect on LI. This negative influence revealed the advantage of intercropping for the interception of light due to the complementary use of aboveground space of the crop mixture especially during early maize growth (Tsubo *et al.*, 2001; Willey, 1990). By contrast, MMC exhibited a higher soil nitrogen accumulation leading to a higher residual soil N content at the end of the maize cycle. Thus, MSI systems with mixed root systems explored a deeper and larger volume of soil thereby increasing total resource uptake and reducing nitrate leaching when these two species are associated. This was first highlighted by the higher root biomass under MSI systems than under MMC at the 6-leaf maize stage. This result is consistent with those of other studies that demonstrated the roots of intercropped maize were limited laterally, but had a greater root length density when cropped alone (Li *et al.*, 2006), or the higher maize shoot and root biomass highlighted positive interactions with the legume (Latati *et al.*, 2016). An overyielding process has been found in the dynamics of root length, distribution and corresponding shoot biomass in intercropped maize (Li *et al.*, 2013). A process may occur in which the legume releases organic acids and H⁺ ions to mobilize soil P that facilitates its uptake by the associated cereal roots, leading to corresponding overyielding of cereal (Xia *et al.*, 2013). At maize flowering, the SRR sampling method, which was limited to the top 30 cm layer, did not allow to assess the whole root system. In addition, sowing stylo three months before maize could have enhanced complementarity in the MSI treatments. First, because nodules are not well developed in its early stages, stylo would thus not have had sufficient ability to fix atmospheric nitrogen and could have been in direct competition with the cash crop for mineral nitrogen during this early period (Voisin *et al.*, 2002). Then, after three months' growth and the use of a roller crimper, the mineralization of stylo residues began while the intercropped maize plants started to grow, thereby limiting nitrogen competition or even providing substantial amounts of resources directly to the rhizosphere (Hinsinger *et al.*, 2011). This could have enhanced the early development of maize despite competition (*i.e.*, especially for light) between the two species.

Management practices exhibited direct effects on system performances as evidenced by high LER values under MSI treatments. This increased yield per land area relied on complementary resource use based on plant traits that were efficiently integrated in the intercrop. The overall system biomass yield did not differ between the treatments, although MSI yields tended to be higher than under MMC, especially with the same fertilisation. Other studies have demonstrated higher yields under intercropping than under sole crop (Liu *et al.*, 2006; Smith and Carter, 1998; Zhang *et al.*, 2011). Designing maize-stylo intercropping where competition is not necessarily

an issue, as long as complementarity and facilitation are stronger than competition and improved the overall use of resources, remains a challenge to enhance forage and grain production performance (Bedoussac *et al.*, 2015; Duchene *et al.*, 2017).

Resource acquisition also revealed indirect effects on cropping system performances, primarily on NUE. Interestingly, soil nitrogen content had a negative relationship with NUE, emphasizing potential loss of soil N that is not used for increased biomass production by the system. In addition, soil water contributed positively to NUE, revealing the strong dependence of these two components on resource use complementarity.

In our experiment, there was clearly a combined effect of water and nitrogen resource acquisition, responsible for the high NUE closely linked to higher biomass production under intercropping systems, as confirmed by LER values higher than one. Therefore, light resource partitioning between stylo and maize directly responsible of the biomass production led to the overyielding trend observed under intercropping. These findings indicate that intercrop performances relied on direct impacts of agricultural management through crop pattern and intercrop resource use functions simultaneously contributing to -or resulting from- complementarity, thereby limiting interspecific competition. A better understanding of the relationship that drives resource partitioning among component crops will help identify appropriate agricultural practices to improve intercrop functions, profitability, and to move towards improved resilience of cropping systems.

4.4.4 Intercropping limiting factors

Although intercropping is often more productive than monoculture and could be one way to achieve sustainable farming (Li *et al.*, 2013; Szumigalski and Acker, 2008), its profitability can vary depending on the selection of the associated species, planting rates, irrigation, fertilisation regimes, and spatial arrangement. The disadvantages of intercropping may therefore be linked to practical management (Gliessman, 1985), *e.g.* staggered planting, extra work during the intercropping period that is not usually realized, or complex option of pesticides for the different intercropped species. Another concern is that despite the mixture, the individual components need to be chosen with care, varieties that were developed for monoculture may only provide limited information about their potential in intercropping conditions (Santalla *et al.*, 2001; Vandermeer, 1992). Furthermore, farmers who wish to modify planting patterns, *e.g.* strip intercropping system, may also have to adjust their mechanization practices, or may even lack mechanized alternatives (Iqbal *et al.*, 2019). In this context, the economic impacts of existing

and potential intercropping alternatives would need to be evaluated, considering that adopting new practices also depends to a large extent on economic and sociological factors.

4.5 Conclusion

The results of this study showed that maize-stylo intercropping improved resource use efficiency, with notably a 20% gain in intercepted light, a 20-45% increase in nitrogen use efficiency, and a 15-23% gain in land use efficiency. Although the grain yield of intercropped maize did not differ from the yield of sole maize, intercropping increased the total yield per land area compared to the maize sole crop, highlighting the contribution of stylo biomass in the cropping system.

Our integrated SEM approach identified the relationships between intercropping management, available resources during crop growth, and cropping system performances. Direct causal relationships of management practices on soil and light resources were demonstrated reflecting complementary use of above- and below-ground space use by the intercrop. The combined effect of water and nitrogen resource acquisition was closely linked to biomass production and drove higher NUE and overyielding trend under intercropping. However, an appropriate maize-stylo intercropping pattern at the right timescale still needs to be consolidated to insure sustainability over time. As an alternative to the usual annual cropping system, perennial cereal-legume intercropping could be a relevant system that integrates short- and long-term system performances and have advantages for mixed crop-livestock farming systems of the west coast of New Caledonia.

Acknowledgments The authors thank DDR Province Sud NC, Adecap Technopole, and IAC for funding the project, Adecap Technopole for technical assistance, and LAMA laboratory (LAMA-US IMAGO-IRD, NC) for laboratory work. We thank Daphne Goodfellow for English editing.

5 Discussion générale et perspectives

5.1 Rappel des objectifs de la thèse

Cette thèse a eu pour objet la mise en œuvre d'une approche originale combinant analyses fonctionnelle et systémique afin de mesurer et quantifier les relations entre pratiques culturales, fonctions et services écosystémiques au sein de sdc complexes. Cette démarche a été menée au sein du contexte spécifique de fluvisols magnésiens de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie, avec pour objectifs d'évaluer :

- i) l'impact de systèmes céréaliers en AC *vs.* en labour sur la santé du sol et les performances en termes de productivité à l'échelle du sdc,
- ii) la réponse fonctionnelle de la macrofaune du sol à ces différents sdc et leurs effets sur la santé des plantes,
- iii) l'efficacité d'utilisation des ressources et les performances agronomiques de sdc en AC sous couvert végétal vivant.

Le dispositif expérimental, situé au sein de la station expérimentale de la Ouenghi de l'Adecal Technopole, reposait à la fois :

- i) sur une expérimentation système, établie en 2011 dans le but d'évaluer les performances agronomiques, environnementales, économiques, de sdc contrastés représentatifs de la région de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie. Le sdc céréalier de référence est caractérisé par un système à rotation courte, basé principalement sur la culture irriguée de maïs grain, avec labour annuel et absence d'utilisation d'engrais organiques. Deux sdc alternatifs, basés sur les principes de l'AC, sont étudiés : un système sous couvert végétal mort (CA-DM) et le second sous couvert végétal vivant (CA-LM),
- ii) sur une expérimentation annuelle dont l'étude analytique a permis, en 2018, d'évaluer l'efficacité d'utilisation des ressources (*i.e.*, eau, azote, lumière, surface) au sein d'un système sur couvert végétal vivant associant maïs et stylo maintenu vivant (intercropping) (sdc également représenté au sein de l'expérimentation système (CA-LM)).

5.2 Rappel des principaux résultats

Nous montrons i) que les sdc en AC (CA-DM et CA-LM) présentent des effets positifs sur la santé du sol (*i.e.*, maintien de la structure, recyclage des nutriments et transformation du carbone) et sur la productivité en comparaison avec le système conventionnel de référence en labour, ii) que la macrofaune du sol montre des relations positives à la fois avec la santé du sol

et la santé des plantes en AC expliquant la performance de ces systèmes, et iii) que des sdc en AC sous couvert végétal vivant (intercropping) ont une meilleure efficacité d'utilisation des ressources, lumière, azote et surface, présentant des possibilités prometteuses de diversification. Ces systèmes en AC ont montré une fourniture de services écosystémiques (*i.e.*, services support, de régulation, et de production) comparativement supérieure à ceux du sdc de référence.

5.2.1 L'AC : des sdc performants et améliorant la santé du sol

L'expérimentation système a permis la comparaison des trois sdc (sdc conventionnel en labour (CT), en AC sous couvert végétal mort (CA-DM) et vivant (CA-LM)) après 8 ans d'implantation. En 2018, l'évaluation de la santé du sol, basée sur trois fonctions (*i.e.*, maintien de la structure, recyclage des nutriments, et transformation du carbone) via Biofunctool®, révèle un index de santé du sol (SHI) 1.3 fois supérieur en AC qu'en CT, sans différence significative entre CA-DM et CA-LM.

En combinant ces résultats à une modélisation par équations structurelles (SEM), nous proposons un cadre original d'analyse systémique, permettant de qualifier et quantifier les relations entre fonctions du sol et services de régulation, et de production, en lien avec les pratiques de labour et d'AC. Nos résultats montrent que l'AC présente des effets directs et indirects sur la santé du sol améliorant les performances du sdc en comparaison avec le labour, engendrant un rendement 1.3 fois supérieur en AC. L'AC apparaît ainsi comme une alternative performante au sdc de référence dans le contexte de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie.

5.2.2 La macrofaune du sol contribue à la performance de l'AC

L'expérimentation système a permis d'évaluer la réponse fonctionnelle de la macrofaune du sol aux trois sdc précédents. Les systèmes en AC ont engendré une complexification des habitats résultant en une abondance des ennemis naturels, des détritivores et des vers de terre supérieure au sein de ces systèmes. La réponse des phytophages était inhibée en CA-LM et neutre en CA-DM. Concernant la diversité, bien qu'aucune différence ne soit observée pour les ennemis naturels et les phytophages, celle-ci était supérieure en AC par rapport au labour pour les détritivores. Cette plus grande diversité de détritivores peut être en partie responsable des réponses fonctionnelles de la macrofaune et des services supérieurs en AC. L'indicateur SMS (services de la macrofaune du sol) montre une différence importante de réponse fonctionnelle entre AC et labour (CT), présentant des valeurs 2 fois supérieures en AC. Les fonctions

d'ingénierie de l'écosystème et de décomposition de la matière organique contribuent principalement à cette différence.

Une différence entre les ravageurs de début et de fin de cycle de la culture de maïs a été mesurée : une fréquence d'apparition de dégâts de noctuelles terricoles sur jeunes plants de maïs supérieure en AC est mesurée, alors que les dégâts des foreurs de l'épi étaient inférieurs en AC comparativement au labour. Cette régulation plus importante en AC peut expliquer les gains de rendement mesurés. Ces effets « top-down » de régulation *via* un biocontrôle favorisé en AC peut expliquer les effets indirects sur les performances des sdc mis en lumière par l'approche systémique précédemment développée au sein du chapitre 2.

La caractérisation des relations entre l'indicateur Biofunctool®, les dégâts sur maïs et l'indicateur SMS montre que la combinaison des effets de la macrofaune sur la santé du sol et la santé des plantes engendre une meilleure compréhension de la performance des sdc. Cette caractérisation des effets « bottom-up » et « top-down » de la macrofaune *via* des indicateurs intégrés et fonctionnels peut contribuer à une évaluation systémique de l'impact et des performances des sdc. Cela peut permettre ainsi de développer des outils simples, adaptés et sensibles aux pratiques culturales amenant à une compréhension approfondie de sdc contrastés.

5.2.3 Une efficacité d'utilisation des ressources et une productivité en AC sous couvert végétal vivant supérieures à celles en monoculture

Les résultats de cette étude analytique montrent que l'association de maïs et de stylo (intercropping) permet d'améliorer l'efficacité d'utilisation des ressources, avec un gain de 20 % de lumière interceptée, 20 à 45 % d'azote utilisé, et de 15 à 23 % de surface valorisée. Bien que le rendement en grains de maïs de l'intercropping ne soit pas différent de celui du maïs seul, l'association maïs-stylo a permis d'augmenter le rendement total par équivalent surface (LER) soulignant l'importance de la production de biomasse de stylo au sein du sdc.

L'approche systémique basée sur la modélisation par équations structurelles (SEM) a permis de caractériser les liens entre la gestion de l'association de cultures, les ressources disponibles pendant le cycle cultural et les performances du sdc. Les effets directs des pratiques culturales sur les ressources liées au sol et à la lumière ont été qualifiés, reflétant la complémentarité de l'utilisation de la surface (aérienne et souterraine). Même si la gestion de l'association maïs-stylo reste encore à perfectionner, des travaux sur l'agencement des composantes de l'association dans l'espace et dans le temps pourraient permettre de proposer une alternative performante pour les systèmes céréaliers néo-calédoniens. Cette association de cultures, mixant

une céréale annuelle et une culture de légumineuse fourragère pérenne, pourrait présenter une alternative d'intégration agriculture-élevage à adapter au contexte de polyculture-élevage, caractéristique de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie.

5.3 Plusieurs types de résultats

5.3.1 Apports scientifiques

De nouvelles connaissances sur le fonctionnement des sdc en AC

L'expérimentation système, par une évaluation de plusieurs services écosystémiques de manière simultanée comparant AC au labour, montre que l'AC présente des performances supérieures, à la fois en termes de services support, de régulation et de production, en relation avec des valeurs d'indicateurs fonctionnels supérieures à celles du labour. Ces résultats viennent compléter de manière originale de précédentes études soulignant la fourniture de services écosystémiques supérieure en AC (Chabert and Sarthou, 2020; Garbach *et al.*, 2017; Hobbs *et al.*, 2008; Scopel *et al.*, 2013; Séguy *et al.*, 2006), en réalisant cette évaluation sur un bouquet de services écosystémiques (*i.e.*, ensemble de services régulièrement observés ensemble dans le temps et/ou dans l'espace (Bennett *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010)) dans le contexte de sdc céréalières sur sols magnésiens en Nouvelle-Calédonie.

D'autre part, ce dispositif a permis de réaliser l'évaluation du fonctionnement du sol et de la macrofaune de ces sdc contrastés. Les impacts positifs de l'AC sur la santé du sol sont en accord avec les conclusions d'études comparables réalisées au sein de contextes pédoclimatiques et culturels variés (Pheap *et al.*, 2019; Sithole *et al.*, 2016; Thierfelder and Wall, 2012; Thoumazeau *et al.*, 2019a). Par ailleurs, cette évaluation intégrée, permettant de capter le fonctionnement dynamique du sol (Kibblewhite *et al.*, 2008; Vogel *et al.*, 2018), participe à la meilleure compréhension du lien biodiversité-fonctionnement du sol tout en caractérisant les interactions entre les fonctions et les différentes pratiques culturales étudiées (Brauman and Thoumazeau, 2020; Delgado-Baquerizo *et al.*, 2020; Lavelle *et al.*, 2006).

La réponse fonctionnelle de la macrofaune du sol supérieure en AC en comparaison au labour rejoint également les conclusions d'autres travaux évaluant des sdc en AC (Henneron *et al.*, 2015; Ranaivoson *et al.*, 2017; Sithole *et al.*, 2018). La macrofaune du sol comprend un nombre important d'organismes aux fonctions diverses (Lavelle *et al.*, 1997). La proposition originale d'un indicateur intégré pourrait apporter des perspectives intéressantes en termes d'évaluation dynamique des fonctions de la macrofaune du sol, et améliorer la compréhension du lien

biodiversité-fonctionnement de la macrofaune en lien avec les pratiques (Brussaard *et al.*, 2007; Lavelle *et al.*, 2006; Velasquez and Lavelle, 2019).

Enfin, l'expérimentation analytique a permis de caractériser une complémentarité au sein de sdc en AC sous couvert vivant pouvant tendre vers une productivité supérieure. Comme l'a montré un certain nombre de travaux, ces résultats illustrent le potentiel de l'intercropping à améliorer durablement les rendements tout en réduisant l'utilisation des ressources (Hassen *et al.*, 2017; Hauggaard-Nielsen *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2001; Zhang and Li, 2003). Ces travaux précisent ces conclusions dans le cas d'une association maïs-légumineuse pérenne, sous des régimes de fertilisation azotée différents.

Une approche originale

L'étude de la fourniture de services écosystémiques en agriculture demande des approches et des méthodes, appartenant à la fois aux domaines de l'agronomie et de l'écologie, à l'échelle du sdc afin de caractériser les processus sous-jacents et évaluer l'impact de ces sdc sur la production de services et/ou dis-services écosystémiques (Boeraeve *et al.*, 2020; Chabert and Sarthou, 2020; Garbach *et al.*, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018). Caractériser les effets des pratiques en AC, ainsi que les interactions existantes amenant à la production de services écosystémiques, et savoir comment ils peuvent être modifiés par ces dernières, est nécessaire pour développer une compréhension approfondie et prédictive des agroécosystèmes (Chabert and Sarthou, 2020; Craheix *et al.*, 2016; Garbach *et al.*, 2017). Plus précisément, afin de mieux analyser, adapter et évaluer les pratiques en AC, il est essentiel de connaître l'importance relative des différentes composantes du sdc, et leurs interactions, sur la santé du sol, des plantes, et la fourniture de services support, de régulation, et de production.

Un cadre d'analyse systémique de sdc, basé sur les indicateurs utilisés ou proposés dans ce travail, pourrait être le suivant (Fig. 5.1) :

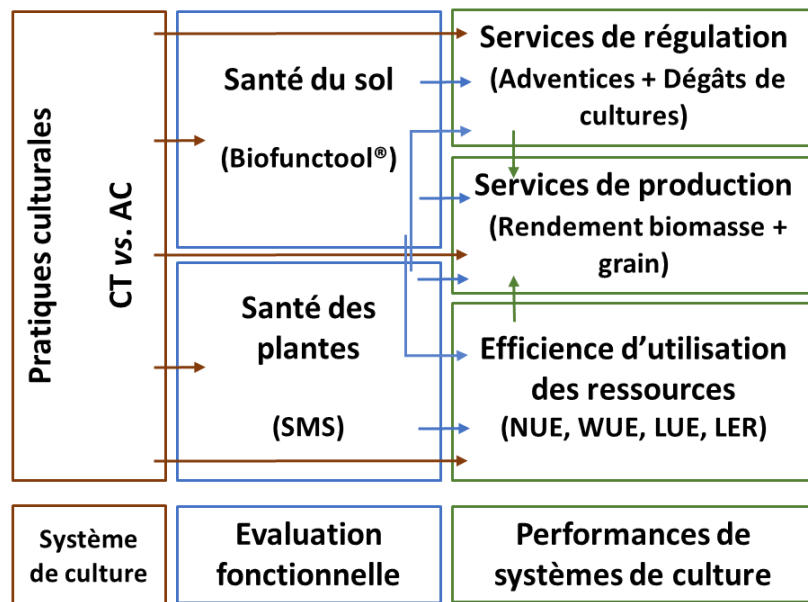


Figure 5.1 Représentation schématique du modèle par équations structurelles (SEM) permettant une analyse systémique globale et reliant pratiques, santé du sol et des plantes, et services écosystémiques à l'échelle du système de culture. CT : labour, AC : agriculture de conservation, SMS : services de la macrofaune du sol, Efficacité d'utilisation de l'azote (NUE), de l'eau (WUE), de la lumière (LUE), LER : rendement par équivalent surface.

Cette étude propose, *via* une approche systémique intégrée, de caractériser les liens entre pratiques culturelles, fonctions écologiques (liées au sol et sa macrofaune), et services écosystémiques (services support, de régulation, et de production) à l'échelle du sdc qui restent peu connus dans la littérature (Adhikari and Hartemink, 2016; Palm *et al.*, 2014). Ce cadre conceptuel original combine approche fonctionnelle (du sol et de la macrofaune) et modélisation (SEM). L'évaluation de bouquets de services écosystémiques ainsi permise, prenant en compte non seulement le service de production mais aussi un certain nombre d'autres services écosystémiques (*i.e.*, services support, et de régulation), permet de pouvoir considérer la durabilité des systèmes de manière systémique (Craheix *et al.*, 2016; Ghaley *et al.*, 2014; Lavorel *et al.*, 2015). Une compréhension approfondie des liens entre biodiversité fonctionnelle et services écosystémiques est ainsi proposée afin de prédire l'impact des pratiques culturelles sur les communautés écologiques et les fonctions écologiques des agroécosystèmes, ainsi que sur les services écosystémiques engendrés.

De nouveaux indicateurs intégrés

Cette étude a utilisé l'outil Biofunctool® (Pheap *et al.*, 2019; Thoumazeau *et al.*, 2019b, 2019a). Une multitude de méthodes d'évaluation de la santé du sol existe, la majorité étant basée sur

une vision additive des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, agrégées ensuite à dires d'experts, ou par analyses statistiques multivariées (Doran, 2002; Velasquez *et al.*, 2007), ne permettant pas d'évaluer le fonctionnement dynamique d'un sol (Kibblewhite *et al.*, 2008; Thoumazeau *et al.*, 2019b; Vogel *et al.*, 2018). Biofunctool® est une approche intégrée, basée sur un set de 10 indicateurs, prenant en compte les fonctions portées par les différentes composantes du sol et leurs interactions (Thoumazeau *et al.*, 2019b). Les critères de sélection de ces indicateurs consistent à ce qu'ils i) soient liés à au moins une des trois fonctions permettant d'évaluer la santé du sol telle que définie par Kibblewhite *et al.* (2008) (*i.e.*, maintien de la structure, recyclage des nutriments et transformation du carbone), ii) peuvent être mis en place sur le terrain (*in situ*) afin d'évaluer le fonctionnement réel du sol, et iii) soient simples et rapides d'emploi pour pouvoir être facilement utilisés par les différents acteurs de terrain (Brauman and Thoumazeau, 2020; Thoumazeau *et al.*, 2019b). Utiliser Biofunctool® dans le contexte des sols magnésiens de Nouvelle-Calédonie contribue à la robustesse et à la généralité de l'outil, ayant précédemment permis une évaluation de la santé du sol en lien avec des pratiques d'AC au sein de contextes pédoclimatiques variés (Pheap *et al.*, 2019; Thoumazeau *et al.*, 2019b, 2019a). Toutefois, ce cadre d'analyse souligne la nécessité de considérer les interactions entre les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique du sol sans pour autant que cette dernière soit quantifiée et caractérisée. Il s'agit d'une limite de Biofunctool® que nous avons abordée *via* une analyse de la macrofaune.

De la même manière, l'outil SMS (services de la macrofaune du sol) se propose d'être construit sur cette démarche d'intégration d'indicateurs dynamiques de la macrofaune du sol, responsables de fonctions écologiques, telles que la régulation des ravageurs, la décomposition de la matière organique ou l'ingénierie de l'écosystème (Brussaard *et al.*, 2007; Culliney, 2013; Lavelle *et al.*, 2006). La macrofaune du sol est également sensible aux pratiques culturales et au climat (Brévault *et al.*, 2007; Ranaivoson *et al.*, 2017). Elle traduit ainsi les impacts des choix de pratiques culturales sur la productivité de l'agroécosystème en relation avec la santé des plantes (de Groot *et al.*, 2010; Swift and Anderson, 1994). SMS consiste en un indicateur intégré du fonctionnement de la macrofaune du sol basé sur trois fonctions : i) le biocontrôle des ravageurs par les ennemis naturels, ii) la transformation de la matière organique issue principalement de l'activité des arthropodes détritivores, et iii) l'ingénierie de l'écosystème assurée par les ingénieurs du sol. Combiner ainsi évaluation de la santé du sol, *via* Biofunctool®, et de la santé des plantes, *via* SMS, permet une intégration et une compréhension

approfondie du lien biodiversité-fonctions écologiques (*i.e.*, des relations macrofaune du sol-santé du sol-santé des plantes) à l'échelle systémique et en lien avec les pratiques.

5.3.2 Apports pour le développement

Des pistes de sdc performants

La productivité est un critère primordial de durabilité du système de production pour le producteur. L'efficacité d'utilisation des ressources et la préservation, voire l'augmentation, de la régulation des bioagresseurs sont également des facteurs de durabilité des systèmes qui sont souvent plus difficiles à rendre compte et mesurer (Duchene *et al.*, 2017; Gaba *et al.*, 2015; Henneron *et al.*, 2015; Ranaivoson *et al.*, 2017). En cela, notre étude propose i) des réponses, où l'AC apparaît comme une alternative permettant de favoriser la fourniture de services écosystémiques tout en améliorant la santé du sol dans le contexte céréalier néo-calédonien, ii) un outil d'évaluation du fonctionnement de l'activité de la macrofaune du sol et des effets engendrés sur la santé des plantes et la productivité, iii) des réponses concernant l'utilisation des ressources et les performances de sdc complexes combinant céréale annuelle et légumineuse pérenne pouvant intégrer des systèmes en polyculture élevage.

Les résultats expérimentaux, ainsi que le travail initial de sélection des couverts végétaux à la fois en station expérimentale et à la ferme, ont permis de conforter des choix d'espèces sur la base d'éléments de compréhension du système, raisonnés à l'échelle du sdc et partagés avec les réseaux de producteurs concernés. Cela a engendré notamment le développement du mélange d'espèces de couverts végétaux appelé HotMix (Annexe IV). Constitué de quatre espèces, dont trois légumineuses tropicales (crotalaire (*Crotalaria juncea* L.), niébé (*Vigna unguiculata* L. Walp.) et dolique (*Lablab purpureus* L. Sweet)) et d'un sorgho fourrager (*Sorghum bicolor* L. Moench), il est cultivé en saison chaude (décembre à avril) et détruit avant implantation de la culture suivante. Ce couvert végétal a particulièrement montré une bonne adaptation aux sols de la côte Ouest pour une implantation en saison chaude, une valorisation fourragère possible (possible en pâturage, enrubannage, ou foin), une compétition rapide et importante avec les adventices, et une persistance des résidus intéressante après destruction. Concernant le couvert végétal maintenu vivant au sein de l'association avec le maïs, les études préliminaires et expérimentations suivantes ont abouti au choix du stylo (*Stylosanthes guianensis*) présentant notamment une phénologie inversée à celle du maïs (contrairement à la luzerne (*Medicago sativa*) qui avait été utilisée en 2017), un caractère pérenne et une capacité à se régénérer à partir de ses semences (Craig *et al.*, 2013; Edye, 1987; Meijer and Szabados, 1990). Ces critères

de sélection apparaissant comme primordiaux suite aux différents diagnostics agronomiques et échanges effectués en amont de cette étude.

Des outils pour les évaluer et accompagner leur développement

L'index SMS peut être utilisé comme un outil d'évaluation d'agroécosystèmes. Il consiste en un indicateur intégré du fonctionnement de la macrofaune du sol basé sur trois fonctions (*i.e.*, contrôle des ravageurs, transformation de la matière organique, et ingénierie de l'écosystème). A travers l'outil SMS, l'utilisation d'indicateurs simples, bon marché et faciles à mettre en œuvre est proposée. Le piégeage des insectes à l'aide de pièges fosse (ou Barber) et le comptage des vers de terre (*via* l'extraction de monolithes de sol) peuvent répondre à ces critères de sélection. L'identification demande toutefois des connaissances approfondies de taxonomie nécessitant la collaboration d'experts en entomologie. Cependant, la caractérisation en amont de morphotypes basés sur le régime alimentaire des principaux taxons rencontrés au sein d'une région pourrait permettre de faciliter l'identification et la rendre plus accessible. De plus, l'utilisation d'outils de reconnaissance et de gestion par l'image *via* la prise de photos à l'aide de smartphones, peuvent également permettre de faciliter l'identification de la macrofaune et de réaliser le classement des individus en groupes fonctionnels (*e.g.*, AGIIR (Inrae), Insektenwelt (Nabu)). Cet outil reste à valider et à mettre en œuvre au sein de contextes contrastés et de manière répétée dans le temps, afin de conforter sa construction, sa robustesse et sa représentativité des fonctions écologiques visées.

5.4 Limites et perspectives

Cette thèse a reposé sur plusieurs expérimentations menées au champ (expérimentations système et analytique), complétées par l'utilisation d'indicateurs fonctionnels, et a mobilisé la modélisation avec l'utilisation de la modélisation par équations structurelles (SEM). Chacune de ces démarches a permis d'apporter des informations complémentaires sur la quantification et la compréhension des liens entre fonctions écologiques et services écosystémiques induits par des pratiques culturales. Il est cependant important de souligner les limites de chacune de ces approches, et les nouvelles questions et perspectives de recherche et développement que cela peut susciter.

Les résultats et affirmations obtenus lors de ce travail sont à nuancer et seront à confirmer. En effet, l'acquisition de références s'est basée sur deux essais au champ menés en 2018. La seule référence climatique et l'unique localisation géographique ne permettent pas d'assurer la

généricité des résultats pour d'autres contextes pédoclimatiques. Néanmoins, les mesures ont été mises en place, au moins pour partie, sur une expérimentation système présentant un historique de 8 ans. L'année climatique 2018 s'est caractérisée par une fin de saison chaude relativement pluvieuse et une saison fraîche plutôt sèche, et peut être considérée comme dans la normale de précipitations et de températures de ces dernières années. Il est à noter que l'irrigation réalisée en 2018, et communément disponible et utilisée dans les systèmes de production céréaliers de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie, permet d'atténuer en partie ces variations inter-annuelles. Cependant, il sera intéressant de réaliser à nouveau ces mesures selon la même approche et méthodologie avec d'autres espèces (et variétés) de la succession culturale, après une période donnée, ce qui permettrait de s'inscrire dans une approche systémique comparative (CT vs AC), diachronique (évolution des valeurs dans le temps), et de confirmer ainsi les évolutions des systèmes présentées ici.

Le recours à un essai analytique a permis de mesurer finement le partage des ressources au sein d'une association de cultures et d'évaluer également l'impact de la variation d'un élément de l'itinéraire technique. Les résultats de l'expérimentation donnent des indications quant au potentiel de l'AC sous couvert végétal vivant et permet de comparer des régimes de fertilisation azotée différents dans une même situation, bien qu'il reste délicat au champ, d'isoler et d'étudier séparément l'impact de chacune des composantes de l'itinéraire technique. Dans un contexte de changement climatique, les précipitations devraient globalement diminuer en particulier dans les zones subtropicales, avec des épisodes de sécheresse plus longs, plus intenses et plus fréquents (GIEC, 2014). L'évaluation de ces sdc sous des régimes de ressource en eau limités serait pertinente.

Pour autant, adopter une approche systémique telle que proposée dans cette thèse, basée sur des outils fonctionnels et intégrés, a permis de mieux caractériser les performances et impacts de sdc. Améliorer les liens entre les démarches de compréhension des systèmes et la construction d'outils d'aide à la décision pourrait faciliter le pilotage des sdc et l'évaluation de leur transition agroécologique (Duru *et al.*, 2015b). Les outils utilisés, Biofunctool® et SMS, ont permis de caractériser santé du sol et santé des plantes sous différentes pratiques culturales. Il reste, concernant SMS, à confirmer notamment la représentativité des fonctions évaluées par l'indicateur. Ainsi, la caractérisation de la santé des plantes basée également sur d'autres types de piégeage (*e.g.*, appareil de berlèse, pièges englués, tente malaise, etc.) pourrait compléter les populations étudiées et affiner l'évaluation du fonctionnement de la macrofaune, voire de spécifier les groupes fonctionnels ou taxons les plus déterminants. Intégrer les autres potentiels

bioagresseurs (*e.g.*, maladies) pourrait compléter cette évaluation et participer à une meilleure caractérisation de la santé des plantes. Ces outils d'aide à la décision pourraient s'inscrire au sein de démarches d'évaluation, voire de conception, de sdc multi-acteurs, et permettre l'acquisition et la diffusion de connaissances basées à la fois sur l'expérience de terrain et le progrès scientifique (Andrieu *et al.*, 2018; Descheemaeker *et al.*, 2019, 2016; Moraine *et al.*, 2017; Pelzer *et al.*, 2020). Cela pourrait s'intégrer au sein d'une démarche globale structurée et partagée, qui pourrait être basée sur des réseaux d'échange entre producteurs, intégrant les dispositifs expérimentaux existants, et s'appuyer sur une certaine maîtrise technique des systèmes permettant de dépasser certaines questions ou freins pouvant émerger lors de la transition agroécologique de systèmes conventionnels vers des systèmes en AC (Duru *et al.*, 2015a; Lacombe *et al.*, 2018; Meynard *et al.*, 2017; Périnelle *et al.*, 2021).

Dans le cadre conceptuel proposé, en utilisant des outils fonctionnels et de la modélisation (SEM), il a été possible d'étudier de manière intégrative le fonctionnement de sdc relativement complexes. Afin de repenser les systèmes de culture et de production dans leur ensemble, il est important de les évaluer selon des approches multi-critères, multi-services et multi-dimensionnelles permettant de documenter leur impact sur les différentes composantes de la durabilité (économique, agronomique, sociale et environnementale) (Duru *et al.*, 2015a; Gaba *et al.*, 2015; Garbach *et al.*, 2017; Stark *et al.*, 2018). Bien que la modélisation par équations structurelles (SEM) ait permis une évaluation de bouquets de services écosystémiques, nous n'avons pas pu aborder l'ensemble des services fournis par les sdc (*e.g.*, pollinisation, services culturels, non marchands, etc.). Des études complémentaires abordant le domaine socio-économique (*e.g.*, productivité du travail, coûts de production, main d'œuvre, etc.), ou le domaine environnemental (*e.g.*, utilisation de pesticides, lixiviation, etc.) permettraient de caractériser davantage les performances de ces systèmes et de réaliser une évaluation multi-critères du système de culture. Ainsi, l'application de ce modèle structurel sur un nombre plus important d'observations complétant les domaines abordés permettrait l'extension de cette étude à une échelle plus large, et sa reconduction sur plusieurs années, d'isoler d'éventuels effets de variations interannuelles. Un des enjeux de la modélisation de ces systèmes sera de proposer une vision intégrée mais simple de systèmes complexes permettant soit de produire des règles de gestion génériques, soit d'évaluer des sdc agroécologiques contrastés dans un contexte donné.

Enfin, les systèmes en AC étudiés sont basés sur une intégration importante des légumineuses, à la fois en tant que plantes de services en interculture et en association (Franke *et al.*, 2018;

Mawois *et al.*, 2019; Meynard *et al.*, 2017; Vanlauwe *et al.*, 2019). Mieux comprendre les processus biologiques mis en œuvre au sein de ces agroécosystèmes, développer des outils d'aide à la décision pour, par exemple, mieux valoriser la fixation symbiotique, ou maîtriser les équilibres entre les composantes du sdc dans le cadre d'associations de cultures, représentent des enjeux essentiels à l'accompagnement à la transition des systèmes favorisant l'utilisation des légumineuses, à la fois dans des systèmes tempérés et tropicaux (Klerkx *et al.*, 2012; Lienhard *et al.*, 2019; Verret *et al.*, 2020). Les légumineuses sont un levier de la transition agroécologique incontournable, pouvant tendre à rendre les systèmes plus durables, dont l'intégration aux autres dimensions de la durabilité et aux différentes échelles dépend le changement.

6 Conclusion générale

Ce travail s'ajoute aux études menées sur l'AC en contribuant à l'acquisition de connaissances sur le fonctionnement de ces systèmes, leur impact sur différentes composantes de l'agroécosystème, et leur capacité à produire des services écosystémiques.

Cette étude a permis i) d'acquérir des connaissances sur les impacts et les performances de l'AC dans le contexte céréalière de la Nouvelle-Calédonie, ii) de proposer et de mettre en œuvre une démarche originale intégrant approches fonctionnelle et systémique, visant à quantifier les relations entre pratiques culturales, fonctionnement écologique et provision de services écosystémiques au sein de sdc complexes, et iii) de proposer et d'utiliser des outils d'aide à la décision utilisés dans une perspective de gestion des systèmes agricoles. Le développement de cette démarche reposant sur l'utilisation de ce type d'outils pourrait permettre, en associant la création de référentiels techniques en lien avec les partenaires et acteurs d'un territoire, de passer d'outils générant des données applicables dans un contexte donné à des contributions plus génériques pouvant s'appliquer dans des contextes différents. Cela implique des travaux de recherche en agronomie, en écologie, mais aussi en gestion de la connaissance.

D'autre part, cette thèse a permis d'évaluer les performances de sdc en étudiant simultanément l'efficacité d'utilisation des ressources, et la fourniture de bouquets de services écosystémiques, en particulier ceux dont dépend le revenu agricole (*i.e.*, production de biomasses et gestion des bioagresseurs). Ce travail illustre ainsi les besoins à la fois dans le domaine de la recherche, du développement, mais aussi sociétal, de pouvoir co-construire des agricultures reposant sur des intrants écologiques (fonctions et services) permettant de satisfaire les besoins de productions agricoles tout en préservant les ressources, et pouvoir se doter de moyens de compréhension et de pilotage de ces systèmes. De nombreux travaux de recherche, dont cette étude, illustrent la nécessité, la pertinence et l'efficacité de sdc alternatifs agroécologiques, notamment en AC. L'approfondissement des connaissances scientifiques sur les processus écologiques qui sous-tendent la performance de ces systèmes est ainsi nécessaire (mais pas suffisante) pour accompagner la transition agroécologique des systèmes agricoles en Nouvelle-Calédonie.

7 Annexes

Annexe I Chapitre 2 Supplementary readings

Treatment	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CT	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Mz	Mz
CA-DM	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Cp/Mz	Hm/Mz
CA-LM	Cp/Mz	Cp/Cm	Cp/Mz	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz/Sg	Cp/Mz	Mz+Al	Mz+St

Table A.1 Crop sequences according to treatment. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). Mz: maize (*Zea mays* L.); Cp: cowpea (*Vigna unguiculata* L.); Cm: squash (*Cucurbita maxima* D.); Sg: sorghum (*Sorghum bicolor* L.); Al: alfalfa (*Medicago sativa* L.); St: Stylo (*Stylosanthes guianensis* Aubl. Sw.); Hm: mixed species cover crop: sorghum, cowpea, lablab (*Lablab purpureus* L. Sweet), and sunnhemp (*Crotalaria juncea* L.). “/”: annual crop succession; “+”: crop association.

Date	Operations
11/1/2018	Fertilisation: 300 kg ha ⁻¹ of 10-12-24 N-P-K fertiliser
24/1/2018	Only for CA [¥] treatments: direct seeding of cover crop
25/1/2018	Only for CA treatments: use of Cambridge roller and herbicide treatment: Robust® 2 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹)
19/3/2018	Only for CT [‡] treatment: ploughing to a depth of 25-30 cm
19/4/2018	Only for CA-DM [‡] treatment: use of Cambridge roller and herbicide treatment: Robust® 1.5 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹)
25/4/2018	Fertilisation: 1 500 kg ha ⁻¹ of gypsum
27/4/2018	Only for CT treatment: use of rotavator to a depth of 5-10 cm
7/5/2018	Maize sowing (cv. CS Frontal®): 103 500 seeds ha ⁻¹ (seed treatment: Vitavax® 200FF (Thiram 198 g L ⁻¹ + Carboxine 198 g L ⁻¹)) In-furrow starter fertilisation: 100 kg ha ⁻¹ of 0-46-0 N-P-K fertiliser
8/5/2018	Only for CA treatments: use of Cambridge roller Herbicide: Prowl® 3 L ha ⁻¹ (pendimethalin 400 g L ⁻¹) Only for CA-DM treatment: Herbicide: Robust® 1 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹) Only for CA-LM [‡] treatment: Herbicide: Callisto® 0.2 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹)
18/5/2018	Herbicide: Callisto® 1 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹) Insecticide: Fastac® 0.3 L ha ⁻¹ (alphamethrine 50 g L ⁻¹)
22/5/2018	Insecticide: Dipel® 1 kg ha ⁻¹ (<i>Bacillus thuringiensis</i> , subsp. kurstaki, 54%: 32000 UI/mg)
24/5/2018	Fertilisation: 350 kg ha ⁻¹ of urea (46% N)
07/6/2018	Herbicide: Callisto® 0.3 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹), Basagran (bentazon 480 g L ⁻¹)
27/6/2018	Fertilisation: 300 kg ha ⁻¹ of ammonium sulphate (21% N)
20/10/2018	Harvest

‡ CT: Conventional Tillage, ¥ CA: Conservation Agriculture, ‡ CA-DM: Dead Mulch, ‡ CA-LM: Living Mulch

Table A.2 Main crop management practices used during the experiment.

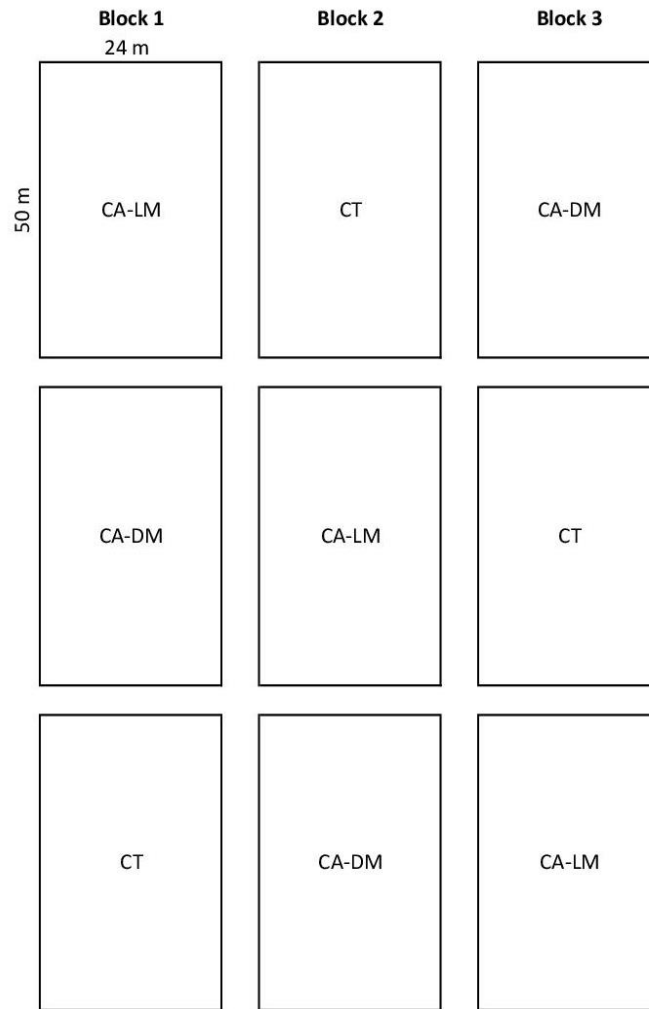


Fig. A.1 Experimental layout. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).

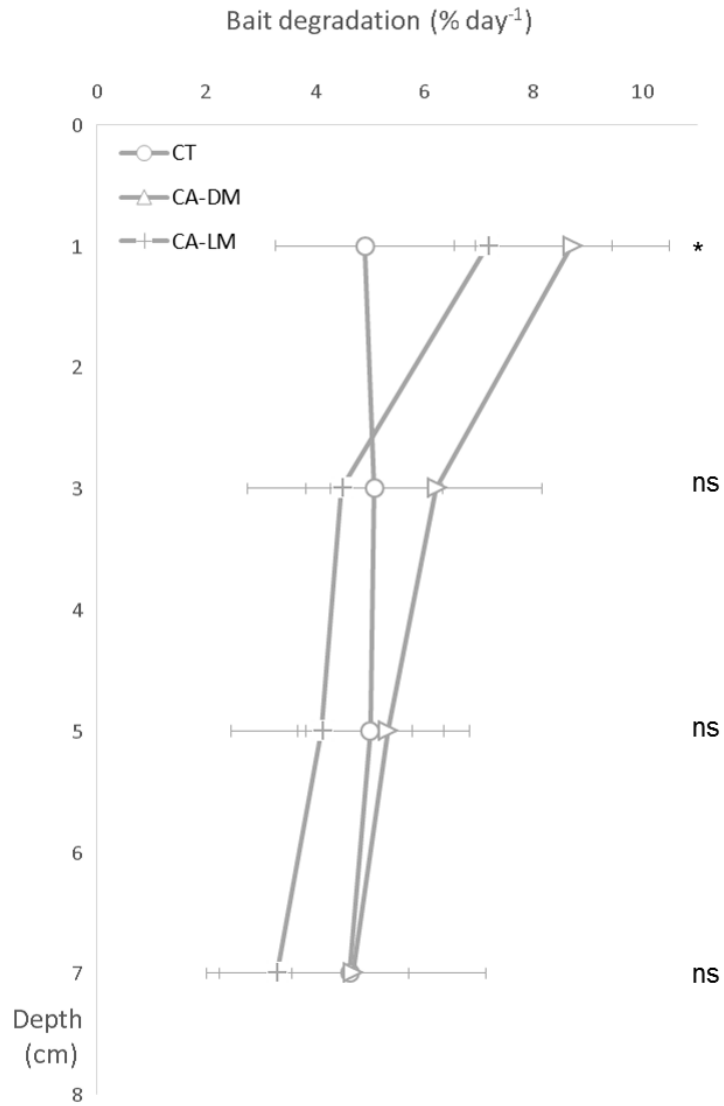


Fig. A.2 Lamina bait degradation. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM). * indicates significant differences at $P < 0.05$ according to Tukey's test.

Annexe II Chapitre 3 Supplementary readings

Date	Operations
11/1/2018	Fertilisation: 300 kg ha ⁻¹ of 10-12-24 N-P-K fertiliser
24/1/2018	Only for CA [‡] treatments: direct seeding of cover crop
25/1/2018	Only for CA treatments: use of Cambridge roller and herbicide treatment: Robust® 2 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹)
19/3/2018	Only for CT [†] treatment: ploughing to a depth of 25-30 cm
19/4/2018	Only for CA-DM [‡] treatment: use of Cambridge roller and herbicide treatment: Robust® 1.5 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹)
25/4/2018	Fertilisation: 1 500 kg ha ⁻¹ of gypsum
27/4/2018	Only for CT treatment: use of rotavator to a depth of 5-10 cm
7/5/2018	Maize sowing (cv. CS Frontal®): 103 500 seeds ha ⁻¹ (seed treatment: Vitavax® 200FF (Thiram 198 g L ⁻¹ + Carboxine 198 g L ⁻¹) In-furrow starter fertilisation: 100 kg ha ⁻¹ of 0-46-0 N-P-K fertiliser Only for CA treatments: use of Cambridge roller
8/5/2018	Herbicide: Prowl® 3 L ha ⁻¹ (pendimethalin 400 g L ⁻¹) Only for CA-DM treatment: Herbicide: Robust® 1 L ha ⁻¹ (glyphosate 360 g L ⁻¹), Chardol 600 0.5 L ha ⁻¹ (2.4 D 600 g L ⁻¹) Only for CA-LM [‡] treatment: Herbicide: Callisto® 0.2 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹)
18/5/2018	Herbicide: Callisto® 1 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹) Insecticide: Fastac® 0.3 L ha ⁻¹ (alphamethrine 50 g L ⁻¹)
22/5/2018	Insecticide: Dipel® 1 kg ha ⁻¹ (<i>Bacillus thuringiensis</i> , subsp. kurstaki, 54%: 32000 UI/mg)
24/5/2018	Fertilisation: 350 kg ha ⁻¹ of urea (46% N)
07/6/2018	Herbicide: Callisto® 0.3 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹), Basagran (bentazon 480 g L ⁻¹)
27/6/2018	Fertilisation: 300 kg ha ⁻¹ of ammonium sulphate (21% N)
20/10/2018	Harvest

† CT: Conventional Tillage, ‡ CA: Conservation Agriculture, ‡ CA-DM: Dead Mulch, ‡ CA-LM: Living Mulch

Table S1. Main crop management practices used during the experiment.

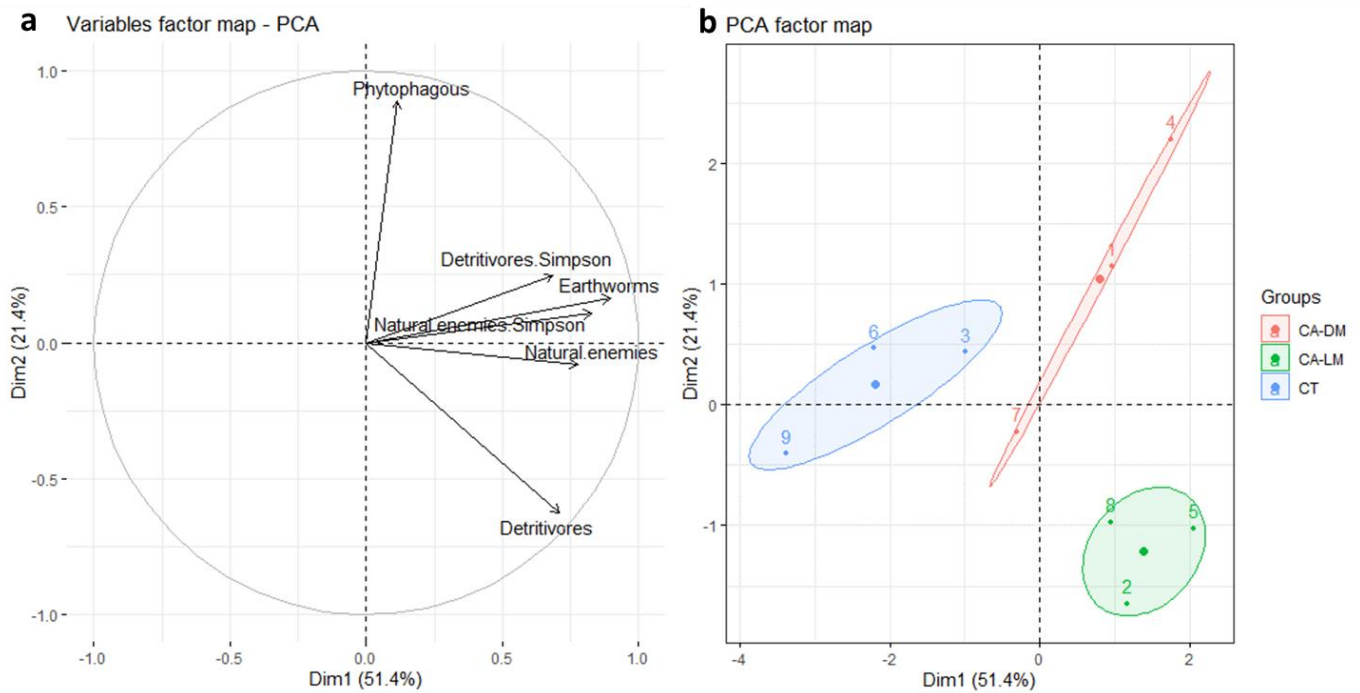


Fig. S1 Principal component analysis of cropping system effects on biodiversity and abundance of each macrofauna functional group.

a) Variables factor map. Abundance of natural enemies, detritivores, earthworms, and phytophagous are showed. Detritivores Simpson, and Natural enemies Simpson: detritivores and natural enemies Simpson biodiversity indexes, respectively.

b) Individuals factor map. CT: Conventional Tillage, CA: Conservation Agriculture with direct seeding in Dead Mulch (CA-DM) or Living Mulch (CA-LM).

Annexe III Chapitre 4 Supplementary readings

Date	Operations
03/01/2018	Mouldboard ploughing (25-30 cm depth)
04/01/2018	Fertilisation: 1 500 kg ha ⁻¹ of gypsum, 400 kg ha ⁻¹ of 0-10-25 N-P-K fertiliser
11/01/2018	5-10 cm rotavator passing
24/01/2018	Stylo direct seeding (<i>Stylosanthes guianensis</i> cv. Ubon®): 240 seeds m ⁻²
25/01/2018	Herbicide: Prowl® 2 L ha ⁻¹ (pendimethalin 400 g L ⁻¹)
04/04/2018	Hand-weeding
02/05/2018	Only for MMC [†] treatment: stylo aboveground biomass cut and export
07/05/2018	Maize sowing (cv. CS Frontal®): 103 500 seeds ha ⁻¹ (seed treatment: Vitavax® 200FF (Thiram 198 g L ⁻¹ + Carboxine 198 g L ⁻¹) In-furrow starter fertilisation: 100 kg ha ⁻¹ of 0-46-0 N-P-K fertiliser Roller crimper passing
08/05/2018	Herbicide: Prowl® 3 L ha ⁻¹ (pendimethalin 400 g L ⁻¹), Callisto® 0.2 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹)
18/05/2018	Herbicide: Callisto® 1 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹)
25/05/2018	Fertilisation: 350 kg ha ⁻¹ of urea (46% N)(all treatments)
21/06/2018	Herbicide: Callisto® 0.3 L ha ⁻¹ (mesotrione 100 g L ⁻¹)
26/06/2018	Only for MMC [†] and MSI [‡] treatment: Fertilisation: 300 kg ha ⁻¹ of ammonium sulphate (21% N)
20/10/2018	Harvest

† MMC: Maize monoculture, ‡ MSI: Maize-stylo intercropping with N fertilisation, ¶ MSI^{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation

Table S1. Main crop management practices carried out during the experiment.

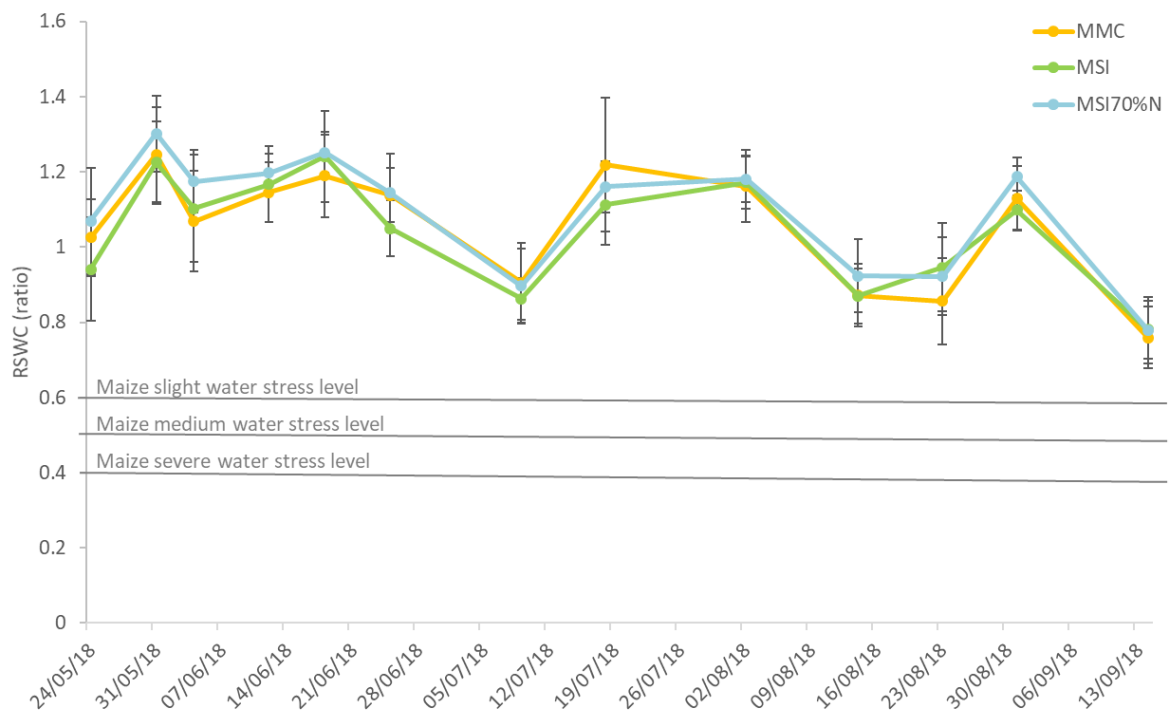


Fig S1. Relative soil water content (RSWC) at a depth of 20 cm per treatment during the maize crop cycle (ratio). MMC: Maize monoculture, MSI: Maize-stylo intercropping, MSI_{70%N}: Maize-stylo intercropping with 70% N fertilisation. Means (\pm standard deviation) are shown.

Annexe IV Chapitre 5

Fig A5. Fiche technique du couvert végétal HotMix

Couvert Végétal Multispèces « Hot Mix » de 3 mois pour saison chaude

Couvert végétal constitué d'un mélange de 4 espèces, permettant d'obtenir en 3 mois une biomasse intéressante et significative (minimum de 10 t MS/ha) en saison chaude.



ATOUS

- Améliore la structure du sol (système racinaire très développé du sorgho).
- Besoins limités en fertilisation (fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses).
- Mélange résistant au stress hydrique et très productif.
- Démarrage rapide du couvert végétal.
- Offre une biomasse apportant des services multiples.



		Variétés (exemples)	Dose de semis (dans le mélange)
Sorgho Fourrager*	<i>Sorghum bicolor</i>	Astro, Jumbo	10 Kg/ha
Crotalaire*	<i>Crotalaria juncea</i>	Sunn Hemp	10 Kg/ha
Dolique*	<i>Lablab purpureus</i>	Highworth	20 Kg/ha
Cowpea*	<i>Vigna unguiculata</i>	Ebony	10 Kg/ha
		Total	50 Kg/ha

* espèce dont l'achat de semences est subventionné à 80 % par l'Agence Rurale

CONDUITE CULTURALE

- Date de semis : de décembre à février.
- Densité de semis du mélange : 50 Kg/ha.
- Ecartement optimal : semis à 15-20 cm.
- Mélanger les semences avant semis suivant les proportions définies.
- Apport d'eau (20 mm) en début de cycle si disponible.
- Destruction 3 mois après semis.



Ce couvert végétal (si production d'au moins 10 t MS/ha) pourra amener les services suivants :

- **Amélioration de la fertilité physique du sol** : structuration du sol : limitation de l'érosion du sol, augmentation de la portance du sol, amélioration de l'infiltration de l'eau dans le sol lors de fortes pluies et gain en rétention de l'eau lors de périodes de sécheresse,
- **Amélioration de la fertilité chimique du sol** : apport d'azote dû à la décomposition des résidus du couvert végétal, remobilisation des éléments nutritifs (N, P, K,...) depuis la profondeur vers la surface,
- **Amélioration de la fertilité biologique du sol** : augmentation de l'activité biologique du sol (vers de terre, bactéries,...) amenant à une minéralisation importante de la matière organique avec libération d'éléments nutritifs pour la culture suivante.

Pourquoi un mélange de 4 espèces ?

- 1 graminée : apport de carbone (C/N élevé), persistance des résidus du couvert, mobilisation et remontée des éléments en profondeur, allélopathie,...
- 1 légumineuse cycle court, volubile: développement rapide, apport d'azote, compétition précoce envers les adventices, système racinaire pivotant,...
- 2 légumineuses cycle long, dressée et volubile : développement modéré en début de cycle puis fort développement végétatif (relai de la légumineuse cycle court et accompagnement de la graminée bien établie), apport d'azote important (C/N faible),...

L'association de ces 4 espèces permet de valoriser de manière unique à la fois l'espace aérien (différentes strates de l'espace occupées) et souterrain (4 systèmes racinaires différents pour une exploration du sol maximale), rendant disponible naturellement les ressources pour la culture suivante !



VÉGÉTAL

Des sols couverts, nourris et protégés ? Pensez au couvert végétal végétal HotMix

Une dynamique émerge actuellement dans le domaine céréalier : elle est portée par un groupe d'agriculteurs de plus en plus intéressés par la qualité de leurs sols et leur protection tout au long de l'année. Entre deux cultures céréalières, souvent le maïs, les sols sont parfois laissés nus ou en friche. Un moyen de les protéger et d'améliorer leur fertilité naturelle est de réaliser un couvert végétal, appelé aussi engrais vert.



Un couvert végétal, appelé "Hot-Mix", a été développé en collaboration avec les producteurs, la Direction du développement rural de la province Sud et ses partenaires. Ce mélange, ou "mix", de quatre espèces végétales est à semer en saison chaude. L'objectif est d'obtenir biomasse et biodiversité maximales ! Le couvert végétal permet une exploitation complète du milieu terrestre (systèmes racinaires complémentaires) et aérien (ports différents), et s'adapte ainsi facilement aux conditions climatiques annuelles : si une espèce est défavorisée, une autre viendra compenser. Une place importante est donnée aux légumineuses (80 % du mélange) avec la dolique, la crotalaire et le cowpea qui fixent l'azote de l'air. Le cowpea, au développement rapide, assure une compétition précoce face aux adventices (ou mauvaises herbes). La dolique et la crotalaire, aux cycles plus longs, viennent en relais du cowpea et du sorgho bien établis. Le sorgho mobilise les éléments nutritifs non valorisés par la culture précédente et assure une bonne persistance des résidus. Une rapide couverture du sol et un contrôle durable des adventices sont ainsi assurés.

UN OUTIL AGRONOMIQUE POLYVALENT

Ce couvert végétal est semé entre décembre et février et valorise les précipitations, même quand elles sont très faibles. Lors d'épisodes pluvieux plus importants, en particulier entre février et avril, l'infiltration de l'eau est améliorée et les sols restent à l'abri de l'érosion et du ruissellement, qui peuvent causer des pertes de fertilité importantes. Les avantages de ce type de couvert végétal sont nombreux et en font un pilier de l'agriculture de conservation, conventionnelle ou biologique. Des bénéfices rapides et durables pour l'exploitation sont générés, permettant ainsi l'ouverture sur d'autres approches techniques. Au vu des résultats obtenus, les producteurs se sont appropriés ce HotMix et en ont fait un véritable outil agronomique polyvalent, quel que soit le travail du sol.

Si une première étape est franchie, des progrès sont encore possibles, cela en pleine diversification de la filière céréalière, enrichissant encore la boîte à outils agronomiques à travers les rotations.



TÉMOIGNAGES D'AGRICULTEURS



« C'est la troisième année que j'utilise la technique du couvert végétal en saison chaude. Il enrichit les sols en matière organique, les protège et améliore leur texture pour pouvoir pratiquer une culture de maïs en semis sous couvert végétal. Je trouve que le HotMix, avec son mélange de quatre espèces, permet de valoriser les sols. Par exemple, j'ai pu constater qu'il y avait plus de vers : un bon signe pour la terre ! »

Gyl Michelon,
agriculteur à Moindou



« Je sème les parcelles de HotMix entre deux cultures de maïs. J'ai constaté des changements, une diminution des mauvaises herbes. Quand le HotMix arrive à terme, il est broyé : la masse de matière végétale rend la terre plus fertile. Le sol s'améliore d'année en année, les besoins en engrais diminuent ! Alors, oui, ça demande du travail et un investissement, mais le résultat est là ! »

Sylvain Fontanelle,
agriculteur à Boulouparis



« On a choisi de pratiquer une culture semis direct sous couvert végétal qui permet une agriculture de conservation. Le couvert végétal a permis de réduire les mauvaises herbes et d'améliorer la terre avec une meilleure tenue des sols qui conservent mieux l'eau. L'intérêt du HotMix est aussi qu'on a moins besoin de travailler les sols, d'où des coûts moindres en main-d'œuvre, en machine agricole et en carburant. Il faut attendre 2-3 ans avant d'obtenir le même rendement qu'avant, mais ça en vaut la peine ! »

Antoine Perrard,
agriculteur à Boulouparis

Choisissez le bois local pour un bilan carbone exceptionnel !

SPÉCIAL AGRICULTEURS

SUR PRÉSENTATION DE LA CARTE AGRICOLE

Poteaux

	3,5m
10 x 10	2 900 ₣
12 x 12	3 950 ₣
15 x 15	3 900 ₣



Bois de construction

	3,5m	6m
5 x 7	1 050 ₣	1 800 ₣
5 x 10	1 400 ₣	2 400 ₣
5 x 12	1 800 ₣	2 800 ₣
5 x 15	2 100 ₣	3 600 ₣
7 x 10	2 100 ₣	3 600 ₣
7 x 15	3 150 ₣	5 400 ₣
7 x 18	3 780 ₣	6 480 ₣

POTEAUX ET BOIS DE CONSTRUCTION
PIN TRAITÉ CLASSE 4 (H4)
100% LOCAL !

Mark



Contactez-nous pour connaître votre gamme de produits bois. KONE - Tél : 47 35 97 • NOUMÉA - Tél : 25 50 88

Le bois, matériau écologique, économique et durable !



8 Références bibliographiques

- Ackoff, Russell L., Ackoff, Russell Lincoln, Emery, F.E., 2005. *On Purposeful Systems: An Interdisciplinary Analysis of Individual And Social Behavior As a System of Purposeful Events*, Transaction Publishers. ed.
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Alomia-Hinojosa, V., Speelman, E.N., Thapa, A., Wei, H.-E., McDonald, A.J., Tiftonell, P., Groot, J.C.J., 2018. Exploring farmer perceptions of agricultural innovations for maize-legume intensification in the mid-hills region of Nepal. *Int. J. Agric. Sustain.* 16, 74–93. <https://doi.org/10.1080/14735903.2018.1423723>
- Alrøe, H.F., Kristensen, E.S., 2002. Towards a systemic research methodology in agriculture: Rethinking the role of values in science. *Agric. Hum. Values* 19, 3–23. <https://doi.org/10.1023/A:1015040009300>
- Alrøe, H.F., Kristensen, E.S., 2001. Researching Alternative, Sustainable Agricultural Systems. A Modeling Approach by Examples from Denmark, in: Matthies, M., Malchow, H., Kriz, J. (Eds.), *Integrative Systems Approaches to Natural and Social Dynamics*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 437–467. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56585-4_29
- Altieri, M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 1–24. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3)
- Altieri, M.A., Funes-Monzote, F.R., Petersen, P., 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0065-6>
- Altieri, M.A., Lana, M.A., Bittencourt, H.V., Kieling, A.S., Comin, J.J., Lovato, P.E., 2011. Enhancing crop productivity via weed suppression in organic no-till cropping systems in Santa Catarina, Brazil. *J. Sustain. Agric.* 35, 855–869. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.588998>
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2013. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Clim. Change* 140, 33–45. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0909-y>
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2003. Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil Tillage Res.* 72, 203–211.
- Andrieu, N., Barbier, J.-M., Delmotte, S., Dugué, P., Hossard, L., Le Gal, P.-Y., Michel, I., Stark, F., De Tourdonnet, S., 2018. Co-conception de changements techniques et organisationnels au sein des systèmes agricoles. *Innov. Dév. Dans Systèmes Agric. Aliment.* Ed. Quae 151–161.
- Arroita, M., Causapé, J., Comín, F.A., Díez, J., Jimenez, J.J., Lacarta, J., Lorente, C., Merchán, D., Muñoz, S., Navarro, E., Val, J., Elozegi, A., 2013. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. *J. Hazard. Mater.* 263, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.049>
- Bajwa, A.A., Mahajan, G., Chauhan, B.S., 2015. Nonconventional weed management strategies for modern agriculture. *Weed Sci.* 63, 723–747. <https://doi.org/10.1614/WS-D-15-00064.1>
- Balota, E.L., Colozzi Filho, A., Andrade, D.S., Dick, R.P., 2004. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. *Soil Tillage Res.* 77, 137–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.003>

- Barber, H.S., 1931. Traps for cave-inhabiting insects. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 46, 259–266.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bedeke, S., Vanhove, W., Gezahegn, M., Natarajan, K., Van Damme, P., 2019. Adoption of climate change adaptation strategies by maize-dependent smallholders in Ethiopia. *NJAS - Wagening. J. Life Sci.* 88, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2018.09.001>
- Bedoussac, L., Journet, E.-P., Hauggaard-Nielsen, H., Naudin, C., Corre-Hellou, G., Jensen, E.S., Prieur, L., Justes, E., 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 911–935. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0277-7>
- Bender, S.F., Wagg, C., van der Heijden, M.G.A., 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends Ecol. Evol.* 31, 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Bezuidenhout, S.R., Reinhardt, C.F., Whitwell, M.I., 2012. Cover crops of oats, stooling rye and three annual ryegrass cultivars influence maize and *Cyperus esculentus* growth. *Weed Res.* 52, 153–160. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00900.x>
- Birteeb, P.T., Addah, W., Jakper, N., Addo-Kwafo, A., 2011. Effects of intercropping cereal-legume on biomass and grain yield in the savannah zone. *Livest. Res. Rural Dev.* 23.
- Blanchart, E., 1992. Restoration by earthworms (megascolecidae) of the macroaggregate structure of a destructured savanna soil under field conditions. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1587–1594. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90155-Q](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90155-Q)
- Bockstaller, C., Lasserre-Joulin, F., Slezack-Deschaumes, S., Piutti, S., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S., 2011. Assessing biodiversity in arable farmland by means of indicators: an overview. *Ol. Corps Gras Lipides* 18, 137–144.
- Boeraeve, F., Dendoncker, N., Cornélis, J.-T., Degruene, F., Dufrêne, M., 2020. Contribution of agroecological farming systems to the delivery of ecosystem services. *J. Environ. Manage.* 260, 109576. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109576>
- Bolaños, J., Edmeades, G.O., 1996. The importance of the anthesis-silking interval in breeding for drought tolerance in tropical maize. *Field Crops Res.* 48, 65–80. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(96\)00036-6](https://doi.org/10.1016/0378-4290(96)00036-6)
- Bonaudo, T., Bendahan, A.B., Sabatier, R., Ryschawy, J., Bellon, S., Leger, F., Magda, D., Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *Eur. J. Agron.* 57, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., de Goede, R., 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecol. Indic.* 99, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>
- Bouché, M.B., 1972. *Lombriens de France: écologie et systématique*. Institut national de la recherche agronomique Paris.
- Boulakia, S., 2009. Rapport de mission Nouvelle Calédonie - Province Sud, du 29 mars au 10 avril 2009 : Expertise sur les systèmes de “grande culture” pratiqués dans l’ouest de la Grande Terre. [WWW Document]. URL <https://agritrop.cirad.fr/554844/> (accessed 1.8.21).
- Boulakia, S., Tivet, F., Husson, O., Seguy, L., 2019. Nutrient management practices and benefits in Conservation Agriculture systems, in: *Advances in Conservation Agriculture*. Amir Kassam, Cambridge, UK.

- Brauman, A., Thoumazeau, A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Etude Gest. Sols* 16.
- Brévault, T., Bikay, S., Maldès, J.M., Naudin, K., 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil Tillage Res.* 97, 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.09.006>
- Brown, G.G., Benito, N.P., Pasini, A., Sautter, K.D., de F Guimarães, M., Torres, E., 2003. No-tillage greatly increases earthworm populations in Paraná state, Brazil: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia* 47, 764–771. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00256>
- Brussaard, L., de Ruiter, P.C., Brown, G.G., 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.013>
- Burgos, N.R., Talbert, R.E., 1996. Weed control and sweet corn (*Zea mays* var. *rugosa*) response in a no-till system with cover crops. *Weed Sci.* 44, 355–361.
- Calderón, F.J., Jackson, L.E., Scow, K.M., Rolston, D.E., 2001. Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipid fatty acids after tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 118–126. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.651118x>
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>
- Carvalho, P. de, Domiciano, L.F., Mombach, M.A., Nascimento, H.L.B. do, Cabral, L. da S., Sollenberger, L.E., Pereira, D.H., Pedreira, B.C., 2019. Forage and animal production on palisadegrass pastures growing in monoculture or as a component of integrated crop–livestock–forestry systems. *Grass Forage Sci.* 74, 650–660. <https://doi.org/10.1111/gfs.12448>
- Cassman, K.G., Dobermann, A., Walters, D.T., Yang, H., 2003. Meeting Cereal Demand While Protecting Natural Resources and Improving Environmental Quality. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 315–358. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858>
- Castellanos-Navarrete, A., Rodríguez-Aragónés, C., de Goede, R.G.M., Kooistra, M.J., Sayre, K.D., Brussaard, L., Pulleman, M.M., 2012. Earthworm activity and soil structural changes under conservation agriculture in central Mexico. *Soil Tillage Res.* 123, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.011>
- Cavarero, V., Peltier, A., Aubail, X., Leroy, A., Dubuisson, B., Jourdain, S., Ganachaud, A., Gibelin, A.-L., Lefèvre, J., Menkes, C., Lengaigne, M., 2012. Les évolutions passées et futures du climat de la Nouvelle-Calédonie. *La Météorologie* 8, 13. <https://doi.org/10.4267/2042/47371>
- Caviglia, O.P., Sadras, V.O., Andrade, F.H., 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat–soybean. *Field Crops Res.* 87, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.10.002>
- Chabert, A., Sarthou, J.-P., 2020. Conservation agriculture as a promising trade-off between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 292, 106815. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106815>
- Chai, H., WeiWei, Z., HuanJie, C., 2009. Study on the soil moisture stress level in regulated deficit irrigation experiment. *Agric. Sci. Amp Technol. - Hunan* 10, 154–156.

- Chan, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity — implications for functioning in soils. *Soil Tillage Res.* 57, 179–191. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00173-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00173-2)
- Chan, K.Y., Heenan, D.P., Oates, A., 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil Tillage Res.* 63, 133–139. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00239-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00239-2)
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., 2007. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil Tillage Res.* 97, 5–18. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.08.004>
- Checkland, P., 2000. Systems thinking, systems practice: includes a 30-year retrospective. *J.-Oper. Res. Soc.* 51, 647–647.
- Cheesman, S., Thierfelder, C., Eash, N.S., Kassie, G.T., Frossard, E., 2016. Soil carbon stocks in conservation agriculture systems of Southern Africa. *Soil Tillage Res.* 156, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.018>
- Chen, P., Du, Q., Liu, X., Zhou, L., Hussain, S., Lei, L., Song, C., Wang, X., Liu, W., Yang, F., Shu, K., Liu, J., Du, J., Yang, W., Yong, T., 2017. Effects of reduced nitrogen inputs on crop yield and nitrogen use efficiency in a long-term maize-soybean relay strip intercropping system. *PLoS ONE* 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184503>
- Craheix, D., Angevin, F., Doré, T., de Tourdonnet, S., 2016. Using a multicriteria assessment model to evaluate the sustainability of conservation agriculture at the cropping system level in France. *Eur. J. Agron.* 76, 75–86. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.02.002>
- Craig, P.R., Coventry, D., Edwards, J.H., 2013. Productivity Advantage of Crop–Perennial Pasture Intercropping in Southeastern Australia. *Agron. J.* 105, 1588–1596. <https://doi.org/10.2134/agronj2013.0196>
- Crutsinger, G.M., Collins, M.D., Fordyce, J.A., Gompert, Z., Nice, C.C., Sanders, N.J., 2006. Plant Genotypic Diversity Predicts Community Structure and Governs an Ecosystem Process. *Science* 313, 966–968. <https://doi.org/10.1126/science.1128326>
- Culliney, T.W., 2013. Role of Arthropods in Maintaining Soil Fertility. *Agriculture* 3, 629–659. <https://doi.org/10.3390/agriculture3040629>
- Davar, 2019. Les synthèses des données agricoles | Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales [WWW Document]. davar.gouv.nc. URL <https://davar.gouv.nc/secteur-rural-statistiques-agricoles/les-syntheses-des-donnees-agricoles> (accessed 10.15.20).
- Dawson, T.P., Perryman, A.H., Osborne, T.M., 2016. Modelling impacts of climate change on global food security. *Clim. Change* 134, 429–440. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1277-y>
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex., Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- de Moraes, A., Carvalho, P.C. de F., Anghinoni, I., Lustosa, S.B.C., Costa, S.E.V.G. de A., Kunrath, T.R., 2014. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *Eur. J. Agron., Integrated crop-livestock* 57, 4–9. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004>
- Debaeke, P., Munier-Jolain, N., Bertrand, M., Guichard, L., Nolot, J.-M., Faloya, V., Saulas, P., 2009. Iterative design and evaluation of rule-based cropping systems: methodology and case studies. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 73–86. <https://doi.org/10.1051/agro:2008050>
- DeFelice, M.S., Carter, P.R., Mitchell, S.B., 2006. Influence of tillage on corn and soybean yield in the United States and Canada. *Crop Manag.* 5, 1–17.

- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P.B., Trivedi, C., Eldridge, D.J., Abades, S., Alfaro, F.D., Bastida, F., Berhe, A.A., Cutler, N.A., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S.C., Hayes, P.E., He, J.-Z., Hseu, Z.-Y., Hu, H.-W., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C.A., Reed, S.C., Santos, F., Sullivan, B.W., Trivedi, P., Wang, J.-T., Weber-Grullon, L., Williams, M.A., Singh, B.K., 2020. Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 210–220. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1084-y>
- Descheemaeker, K., Oosting, S.J., Homann-Kee Tui, S., Masikati, P., Falconnier, G.N., Giller, K.E., 2016. Climate change adaptation and mitigation in smallholder crop–livestock systems in sub-Saharan Africa: a call for integrated impact assessments. *Reg. Environ. Change* 16, 2331–2343. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0957-8>
- Descheemaeker, K., Ronner, E., Ollenburger, M., Franke, A.C., Klapwijk, C.J., Falconnier, G.N., Wichern, J., Giller, K.E., 2019. Which options fit best? Operationalizing the socio-ecological niche concept. *Exp. Agric.* 55, 169–190. <https://doi.org/10.1017/S001447971600048X>
- Deytieu, V., Vivier, C., Minette, S., Nolot, J.M., Piaud, S., Schaub, A., Lande, N., Petit, M.S., Reau, R., Fourrié, L., Fontaine, L., 2012. Expérimentation de systèmes de culture innovants : avancées méthodologiques et mise en réseau opérationnelle. *Innov. Agron.* 20, 49–78.
- Donnadieu, G., Durand, D., Neel, D., Nunez, E., Saint-Paul, L., 2003. L’approche systémique : de quoi s’agit-il ? *Diffus. Pensée Systémique* 11.
- Doran, J.W., 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8)
- Dronne, Y., 2018. Les matières premières agricoles pour l’alimentation humaine et animale : l’UE et la France. *INRAE Prod. Anim.* 31, 181–200. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2018.31.3.2347>
- Duchene, O., Vian, J.-F., Celette, F., 2017. Intercropping with legume for agroecological cropping systems: Complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 240, 148–161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.019>
- Dugain, F., 1953. Premières observations sur l’érosion en Nouvelle-Calédonie. *Agron. Trop.* 466–475.
- Dumas, P., Printemps, J., Mangeas, M., Luneau, G., 2010. Developing erosion models for integrated coastal zone management: A case study of The New Caledonia west coast. *Mar. Pollut. Bull.* 61, 519–529. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.013>
- Duru, M., Therond, O., Fares, M., 2015a. Designing agroecological transitions; A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1237–1257. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x>
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.-A., Justes, E., Journet, E.-P., Aubertot, J.-N., Savary, S., Bergez, J.-E., Sarthou, J.P., 2015b. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1259–1281. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Edye, L., Williams, W., Burt, R., Grof, B., Stillman, S., Winter, W., 1977. The assessment of seasonal yield using some *Stylosanthes guyanensis* accessions in humid tropical and sub-tropical environments. *Aust. J. Exp. Agric.* 17, 425. <https://doi.org/10.1071/EA9770425>
- Edye, L.A., 1987. Potential of *Stylosanthes* for Improving Tropical Grasslands. *Outlook Agric.* 16, 124–130. <https://doi.org/10.1177/003072708701600305>
- Erenstein, O., Sayre, K., Wall, P., Hellin, J., Dixon, J., 2012. Conservation agriculture in maize- and wheat-based systems in the (sub) tropics: lessons from adaptation initiatives in

- South Asia, Mexico, and Southern Africa. *J. Sustain. Agric.* 36, 180–206. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.620230>
- Fan, F., Zhang, F., Song, Y., Sun, J., Bao, X., Guo, T., Li, L., 2006. Nitrogen Fixation of Faba Bean (*Vicia faba* L.) Interacting with a Non-legume in Two Contrasting Intercropping Systems. *Plant Soil* 283, 275–286. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-0019-y>
- FAO, 2014. Conservation Agriculture. [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/conservation-agriculture/en/> (accessed 8.17.19).
- Finke, D.L., Denno, R.F., 2004. Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature* 429, 407–410. <https://doi.org/10.1038/nature02554>
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O’Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Fox, J., Weisberg, S., 2011. *An R companion to applied regression*. Sage. Thousand Oaks.
- Franke, A.C., van den Brand, G.J., Vanlauwe, B., Giller, K.E., 2018. Sustainable intensification through rotations with grain legumes in Sub-Saharan Africa: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 261, 172–185. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.029>
- Fritsch, E., 2012. Les sols, in: Bonvallot, J., Gay, J.-C., Habert, E. (Eds.), *Atlas de la Nouvelle Calédonie*. IRD, Marseille, pp. 73–76.
- Fujisaki, K., Chevallier, T., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Masse, D., Ndour, Y.B., Chotte, J.-L., 2018. Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: A synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 259, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.008>
- Fustec, J., Lesuffleur, F., Mahieu, S., Cliquet, J.-B., 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 57–66. <https://doi.org/10.1051/agro/2009003>
- Gaba, S., Lescouret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.-P., Navas, M.-L., Wery, J., Louarn, G., Malézieux, E., 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 607–623.
- Gallo, K.P., Daughtry, C.S.T., 1986. Techniques for Measuring Intercepted and Absorbed Photosynthetically Active Radiation in Corn Canopies. *Agron. J.* 78, 752–756. <https://doi.org/10.2134/agronj1986.00021962007800040039x>
- Garbach, K., Milder, J.C., DeClerck, F.A.J., Wit, M.M. de, Driscoll, L., Gemmill-Herren, B., 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Int. J. Agric. Sustain.* 15, 11–28. <https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>
- Ghaley, B.B., Vesterdal, L., Porter, J.R., 2014. Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed decision-making. *Environ. Sci. Policy* 39, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.004>
- GIEC, 2014. *Changements climatiques 2014: rapport de synthèse*. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d’évaluation du Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat.
- Gliessman, S.R., 2014. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems*, Third Edition. CRC Press.
- Gliessman, S.R., 1985. Multiple cropping systems: A basis for developing an alternative agriculture, in: US Congress Office of Technology Assessment. *Innovative Biological Technologies for Lesser Developed Countries: Workshop Proceedings*. Congress of the USA. Washington, DC, USA. pp. 67–83.

- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812–818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Gongalsky, K.B., Pokarzhevskii, A.D., Filimonova, Z.V., Savin, F.A., 2004. Stratification and dynamics of bait-lamina perforation in three forest soils along a north–south gradient in Russia. *Appl. Soil Ecol.* 25, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.001>
- Grace, J.B., Michael Anderson, T., Smith, M.D., Seabloom, E., Andelman, S.J., Meche, G., Weiher, E., Allain, L.K., Jutila, H., Sankaran, M., Knops, J., Ritchie, M., Willig, M.R., 2007. Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecol. Lett.* 10, 680–689. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01058.x>
- Grace, J.B., Schoolmaster, D.R., Guntenspergen, G.R., Little, A.M., Mitchell, B.R., Miller, K.M., Schweiger, E.W., 2012. Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling. *Ecosphere* 3, art73. <https://doi.org/10.1890/ES12-00048.1>
- Gruber, S., Pekrun, C., Möhring, J., Claupein, W., 2012. Long-term yield and weed response to conservation and stubble tillage in SW Germany. *Soil Tillage Res.* 121, 49–56. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.015>
- Guimarães, R.M.L., Ball, B.C., Tormena, C.A., 2011. Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use Manag.* 27, 395–403. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>
- Gunawardana, D., Sarnat, E., 2007. Pacific invasive ants taxonomy. Presented at the Pacific Invasive Ants Taxonomy Workshop, Suva, Fiji.
- Gurr, G.M., van Emden, H.F., Wratten, S.D., 1998. Chapter 9 - Habitat manipulation and natural enemy efficiency: Implications for the control of pests, in: Barbosa, P. (Ed.), *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego, pp. 155–183. <https://doi.org/10.1016/B978-012078147-8/50055-4>
- Hamel, C., Schellenberg, M.P., Hanson, K., Wang, H., 2007. Evaluation of the “bait-lamina test” to assess soil microfauna feeding activity in mixed grassland. *Appl. Soil Ecol.* 36, 199–204. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.02.004>
- Hartkamp, A.D., White, J.W., Rossing, W.A.H., van Ittersum, M.K., Bakker, E.J., Rabbinge, R., 2004. Regional application of a cropping systems simulation model: crop residue retention in maize production systems of Jalisco, Mexico. *Agric. Syst.* 82, 117–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2003.12.005>
- Hassen, A., Talore, D.G., Tesfamariam, E.H., Friend, M.A., Mpanza, T.D.E., 2017. Potential use of forage-legume intercropping technologies to adapt to climate-change impacts on mixed crop-livestock systems in Africa: a review. *Reg. Environ. Change* 17, 1713–1724. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1131-7>
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A.V., Scheu, S., 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36, 191–218. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>
- Hauggaard-Nielsen, H., Jørnsgaard, B., Kinane, J., Jensen, E.S., 2008. Grain legume–cereal intercropping: The practical application of diversity, competition and facilitation in arable and organic cropping systems. *Renew. Agric. Food Syst.* 23, 3–12. <https://doi.org/10.1017/S1742170507002025>
- Havard, M., Alaphilippe, A., Deytieux, V., Estrogues, V., Labeyrie, B., Lafond, D., Meynard, J.M., Petit, M.S., Plénet, D., Picault, S., Tchamitchian, M., Faloya, V., 2017. Guide de l’expérimentateur système: concevoir, conduire et valoriser une expérimentation système pour les cultures assolées et pérennes, GIS PIClég, GIS Fruits, Réseau ECOVITI, RMT Systèmes de culture innovants, GIS Relance Agronomique 173.

- Haynes, R.J., 1980. Competitive aspects of the grass-legume association. *Adv. Agron.* 33, 227–261.
- He, J., Li, H., Rasaily, R.G., Wang, Q., Cai, G., Su, Y., Qiao, X., Liu, L., 2011. Soil properties and crop yields after 11 years of no tillage farming in wheat–maize cropping system in North China Plain. *Soil Tillage Res.* 113, 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.01.005>
- Heck, V., Hoff, H., Wirsenius, S., Meyer, C., Kreft, H., 2018. Land use options for staying within the Planetary Boundaries – Synergies and trade-offs between global and local sustainability goals. *Glob. Environ. Change* 49, 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.004>
- Helling, B., Pfeiff, G., Larink, O., 1998. A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeid in laboratory studies using the bait-lamina test. *Appl. Soil Ecol.* 7, 207–212. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(97\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00065-6)
- Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., Blanchart, E., 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 169–181. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0215-8>
- Herrick, J.E., Whitford, W.G., de Soyza, A.G., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Seybold, C.A., Walton, M., 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *CATENA* 44, 27–35. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00173-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-9)
- Hinsinger, P., Betencourt, E., Bernard, L., Brauman, A., Plassard, C., Shen, J., Tang, X., Zhang, F., 2011. P for Two, Sharing a Scarce Resource: Soil Phosphorus Acquisition in the Rhizosphere of Intercropped Species. *Plant Physiol.* 156, 1078–1086. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175331>
- Hobbs, P.R., 2007. Conservation agriculture: what is it and why is it important for future sustainable food production? *J. Agric. Sci.* 145, 127. <https://doi.org/10.1017/S0021859607006892>
- Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 543–555. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169>
- Hooke, R.LeB., Martín-Duque, J.F., 2012. Land transformation by humans: A review. *GSA Today* 12, 4–10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biom. J.* 50, 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Hoyle, R.H., 1995. *Structural Equation Modeling: Concepts, Issues, and Applications*. Sage Publications.
- Huang, J., Tichit, M., Poulot, M., Darly, S., Li, S., Petit, C., Aubry, C., 2015. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *J. Environ. Manage.* 149, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>
- Indoria, A.K., Rao, S., Sharma, K.L., Sammi Reddy, K., 2017. Conservation Agriculture - A Panacea to Improve Soil Physical Health. *Curr. Sci.* 112, 52. <https://doi.org/10.18520/cs/v112/i01/52-61>
- Iqbal, N., Hussain, S., Ahmed, Z., Yang, F., Wang, X., Liu, W., Yong, T., Du, J., Shu, K., Yang, W., Liu, J., 2019. Comparative analysis of maize–soybean strip intercropping systems: a review. *Plant Prod. Sci.* 22, 131–142. <https://doi.org/10.1080/1343943X.2018.1541137>
- ISEE [WWW Document], 2016. . www.isee.nc. URL <https://www.isee.nc/economie-entreprises/entreprises-secteurs-d-activites/agriculture-peche-aquaculture#analyse-resultats-commentes-2> (accessed 8.28.20).

- Janssen, A., Sabelis, M.W., Magalhães, S., Montserrat, M., Hammen, T. van der, 2007. Habitat Structure Affects Intraguild Predation. *Ecology* 88, 2713–2719. <https://doi.org/10.1890/06-1408.1>
- Jeuffroy, M.-H., Ney, B., 1997. Crop physiology and productivity. *Field Crops Res., Improvement of Grain Legumes* 53, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00019-1](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00019-1)
- Kaplan, D., 2008. *Structural Equation Modeling: Foundations and Extensions*. SAGE Publications.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., 1993. Resource capture and use in intercropping: solar radiation. *Field Crops Res.* 34, 273–301. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(93\)90118-7](https://doi.org/10.1016/0378-4290(93)90118-7)
- Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sarneel, J.M., Hefting, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods Ecol. Evol.* 4, 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>
- Khaledian, M.R., Mailhol, J.C., Ruelle, P., Mubarak, I., 2012. Impacts of Direct Seeding into Mulch on the Yield, Water Use Efficiency and Nitrogen Dynamics of Corn, Sorghum and Durum Wheat. *Irrig. Drain.* 61, 398–409. <https://doi.org/10.1002/ird.661>
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 685–701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res., XVth ISTRO Conference on Tillage at the Threshold of the 21st Century: Looking Ahead* 61, 61–76. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00179-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9)
- Klerkx, L., van Mierlo, B., Leeuwis, C., 2012. Evolution of systems approaches to agricultural innovation: concepts, analysis and interventions, in: Darnhofer, I., Gibbon, D., Dedieu, B. (Eds.), *Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 457–483. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4503-2_20
- Kremen, C., Iles, A., Bacon, C., 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecol. Soc.* 17.
- Kulagowski, R., Riggi, L., Chailleux, A., 2016. Short-Term Effects of Conversion to Direct Seeding Mulch-Based Cropping Systems on Macro-Fauna and Weed Dynamics. *J. Crop Improv.* 30, 65–83. <https://doi.org/10.1080/15427528.2015.1113222>
- Kulagowski, R., Thoumazeau, A., Leopold, A., Lienhard, P., Boulakia, S., Méta, A., Sturm, T., Tixier, P., Brauman, A., Fogliani, B., Tivet, F., 2021. Impacts of conservation agriculture maize-based cropping systems on soil health and crop performances in New Caledonia (Accepted with moderate modifications). *Soil Tillage Res.*
- Lacombe, C., Couix, N., Hazard, L., 2018. Designing agroecological farming systems with farmers: A review. *Agric. Syst.* 165, 208–220. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.014>
- Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., Bouvarel, I., 2016. *Agriculture et développement durable: Guide pour l'évaluation multicritère*. Educagri Editions.
- Lal, R., 2015a. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability* 7, 5875–5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lal, R., 2015b. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *J. Soil Water Conserv.* 70, 55A–62A. <https://doi.org/10.2489/jswc.70.3.55A>
- Lal, R., 2014. Soil conservation and ecosystem services. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2, 36–47. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30021-6](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30021-6)
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45, 175–201. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175>

- Langellotto, G.A., Denno, R.F., 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1497-3>
- Latati, M., Bargaz, A., Belarbi, B., Lazali, M., Benlahrech, S., Tellah, S., Kaci, G., Drevon, J.J., Ounane, S.M., 2016. The intercropping common bean with maize improves the rhizobial efficiency, resource use and grain yield under low phosphorus availability. *Eur. J. Agron.* 72, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.09.015>
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P.-A., Ineson, P., Heal, O.W., Dhillon, S., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.*, ICSZ 42, S3–S15. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Lavorel, S., Colloff, M.J., McIntyre, S., Doherty, M.D., Murphy, H.T., Metcalfe, D.J., Dunlop, M., Williams, R.J., Wise, R.M., Williams, K.J., 2015. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Glob. Change Biol.* 21, 12–31. <https://doi.org/10.1111/gcb.12689>
- Le Cadre, E., Kinkondi, M., Koutika, L., Epron, D., Mareschal, L., 2018. Anionic exchange membranes, a promising tool to measure distribution of soil nutrients in tropical multispecific plantations. *Ecol. Indic.* 254–256.
- Le Moigne, J.L., 1990. *La Modélisation des systèmes complexes*. Dunod, 1999. Paris Bordas.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J. Stat. Softw.* 25. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Lefcheck, J.S., 2016. PiecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods Ecol. Evol.* 7, 573–579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>
- Lesturgez, G., Poss, R., Hartmann, C., Bourdon, E., Noble, A., Ratana-Anupap, S., 2004. Roots of *Stylosanthes hamata* create macropores in the compact layer of a sandy soil. *Plant Soil* 260, 101–109. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000030184.24866.a>
- Letourneau, D.K., Jedlicka, J.A., Bothwell, S.G., Moreno, C.R., 2009. Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 573–592. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- Li, L., Sun, J., Zhang, F., Guo, T., Bao, X., Smith, F.A., Smith, S.E., 2006. Root distribution and interactions between intercropped species. *Oecologia* 147, 280–290. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0256-4>
- Li, L., Sun, J., Zhang, F., Li, X., Yang, S., Rengel, Z., 2001. Wheat/maize or wheat/soybean strip intercropping: I. Yield advantage and interspecific interactions on nutrients. *Field Crops Res.* 71, 123–137. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(01\)00156-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(01)00156-3)
- Li, L., Yang, S., Li, X., Zhang, F., Christie, P., 1999. Interspecific complementary and competitive interactions between intercropped maize and faba bean. *Plant Soil* 212, 105–114. <https://doi.org/10.1023/A:1004656205144>
- Li, L., Zhang, L., Zhang, F., 2013. Crop Mixtures and the Mechanisms of Overyielding, in: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, pp. 382–395. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00363-4>
- Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C., Ménassieu, J., 2009. Agronomy for Sustainable Agriculture: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–7. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_1

- Lienhard, P., Castella, J.-C., Ferrand, P., Cournarie, M., D'Aquino, P., Scopel, É., Bougnoux, N., 2019. Accompanying the actors of the agroecological transition in Laos, in: *The Agroecological Transition of Agricultural Systems in the Global South*, *Agricultures et Défis Du Monde*. Ed Quae, pp. 89–105.
- Lienhard, P., Lestrelin, G., Phanthanivong, I., Kiewvongphachan, X., Leudphanane, B., Lairez, J., Quoc, H.T., Castella, J.-C., 2020. Opportunities and constraints for adoption of maize-legume mixed cropping systems in Laos. *Int. J. Agric. Sustain.* 18, 427–443. <https://doi.org/10.1080/14735903.2020.1792680>
- Lienhard, P., Tivet, F., Chabanne, A., Dequiedt, S., Lelièvre, M., Sayphoummie, S., Leudphanane, B., Prévost-Bouré, N.C., Séguy, L., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2013. No-till and cover crops shift soil microbial abundance and diversity in Laos tropical grasslands. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 375–384. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0099-4>
- Liu, J., Zhaohai, Z., Lixin, J., Yuegao, H., Ying, W., Hai, L., 2006. Intercropping of different silage maize cultivars and alfalfa. *Zuo Wu Xue Bao* 32, 125–130.
- Lizumi, T., Furuya, J., Shen, Z., Kim, W., Okada, M., Fujimori, S., Hasegawa, T., Nishimori, M., 2017. Responses of crop yield growth to global temperature and socioeconomic changes. *Sci. Rep.* 7, 7800. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08214-4>
- Lockeretz, W., 2000. Organic farming research, today and tomorrow. *IFOAM 2000 World Grows Org. Proc. 13th Int. IFOAM Sci. Conf. Basel Switz.* 28 31 August 2000 718–720.
- Losfeld, G., L'Huillier, L., Fogliani, B., Jaffré, T., Grison, C., 2015. Mining in New Caledonia: environmental stakes and restoration opportunities. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 5592–5607. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3358-x>
- Luo, S., Yu, L., Liu, Y., Zhang, Y., Yang, W., Li, Z., Wang, J., 2016. Effects of reduced nitrogen input on productivity and N₂O emissions in a sugarcane/soybean intercropping system. *Eur. J. Agron.* 81, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.002>
- Machado, S., Petrie, S., Rhinhart, K., Ramig, R.E., 2008. Tillage effects on water use and grain yield of winter wheat and green pea in rotation. *Agron. J.* 100, 154–162. <https://doi.org/10.2134/agronj2006.0218>
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press.
- Malézieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., de Tourdonnet, S., Valantin-Morison, M., 2009. Mixing Plant Species in Cropping Systems: Concepts, Tools and Models: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 329–353. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_22
- Mawois, M., Vidal, A., Revoyron, E., Casagrande, M., Jeuffroy, M.-H., Le Bail, M., 2019. Transition to legume-based farming systems requires stable outlets, learning, and peer-networking. *Agron. Sustain. Dev.* 39, 14. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0559-1>
- Maynard, D.G., Kalra, Y.P., Crumbaugh, J.A., 1993. Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen, in: *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers Boca Raton, p. 1264.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. *Generalized Linear Models 2nd Edition* Chapman and Hall. Lond. UK.
- MEA (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mead, R., Willey, R.W., 1980. The Concept of a 'Land Equivalent Ratio' and Advantages in Yields from Intercropping. *Exp. Agric.* 16, 217–228. <https://doi.org/10.1017/S0014479700010978>

- Meijer, E.G.M., Szabados, L., 1990. Cell and Tissue Culture of *Stylosanthes* spp., in: Bajaj, Y.P.S. (Ed.), *Legumes and Oilseed Crops I, Biotechnology in Agriculture and Forestry*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 312–322. https://doi.org/10.1007/978-3-642-74448-8_13
- Meynard, J., David, G., 1992. Diagnostic de l'élaboration du rendement des cultures. *Cah. Agric.* 9–19.
- Meynard, J.-M., Jeuffroy, M.-H., Le Bail, M., Lefèvre, A., Magrini, M.-B., Michon, C., 2017. Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. *Agric. Syst.* 157, 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.002>
- Mitchell, J.P., Shrestha, A., Mathesius, K., Scow, K.M., Southard, R.J., Haney, R.L., Schmidt, R., Munk, D.S., Horwath, W.R., 2017. Cover cropping and no-tillage improve soil health in an arid irrigated cropping system in California's San Joaquin Valley, USA. *Soil Tillage Res.* 165, 325–335. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.09.001>
- Moll, R.H., Kamprath, E.J., Jackson, W.A., 1982. Analysis and Interpretation of Factors Which Contribute to Efficiency of Nitrogen Utilization1. *Agron. J.* 74, 562–564. <https://doi.org/10.2134/agronj1982.00021962007400030037x>
- Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., Therond, O., 2017. A participatory method for the design and integrated assessment of crop-livestock systems in farmers' groups. *Ecol. Indic.* 72, 340–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.012>
- Morris, R.A., Garrity, D.P., 1993. Resource capture and utilization in intercropping: water. *Field Crops Res.* 34, 303–317. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(93\)90119-8](https://doi.org/10.1016/0378-4290(93)90119-8)
- Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 490, 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussoff, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. *Weed Sci.* 54, 69–77. <https://doi.org/10.1614/WS-04-125R1.1>
- Murray, W.E., 2001. The second wave of globalisation and agrarian change in the Pacific Islands. *J. Rural Stud.* 17, 135–148. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(00\)00042-5](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(00)00042-5)
- Muruganandam, S., Israel, D.W., Robarge, W.P., 2010. Nitrogen transformations and microbial communities in soil aggregates from three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 120–129. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0006>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Naidu, V., 2010. Modernisation and development in the South Pacific, in: Jowitt, A., Cain, T.N. (Eds.), *Passage of Change, Law, Society and Governance in the Pacific*. ANU Press, pp. 7–32.
- Nemergut, D.R., Cleveland, C.C., Wieder, W.R., Washenberger, C.L., Townsend, A.R., 2010. Plot-scale manipulations of organic matter inputs to soils correlate with shifts in microbial community composition in a lowland tropical rain forest. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2153–2160. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.011>
- NeSmith, D.S., Ritchie, J.T., 1992. Maize (*Zea mays* L.) response to a severe soil water-deficit during grain-filling. *Field Crops Res.* 29, 23–35. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(92\)90073-I](https://doi.org/10.1016/0378-4290(92)90073-I)
- Nichols, V., Verhulst, N., Cox, R., Govaerts, B., 2015. Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. *Field Crops Res.* 183, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.012>
- Novak, S., Emile, J.C., 2014. Associer des approches analytiques et systémiques pour concevoir un système laitier innovant: de la Fée à l'OasYs. *Fourrages* 217, 47–56.

- Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., Revallier, A., Vieublé-Gonod, L., Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 165–178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>
- Onofri, A., Seddaiu, G., Piepho, H.-P., 2016. Long-Term Experiments with cropping systems: Case studies on data analysis. *Eur. J. Agron.* 77, 223–235. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.02.005>
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric. Ecosyst. Environ.* 187, 87–105. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>
- Palomo-Campesino, S., González, J.A., García-Llorente, M., 2018. Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. *Sustainability* 10, 4339. <https://doi.org/10.3390/su10124339>
- Pantoja, J.L., Woli, K.P., Sawyer, J.E., Barker, D.W., 2015. Corn nitrogen fertilization requirement and corn–soybean productivity with a rye cover crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 79, 1482–1495. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.02.0084>
- Pascual, N., Cécillon, L., Mathieu, O., Hénault, C., Sarr, A., Lévêque, J., Farcy, P., Ranjard, L., Maron, P.-A., 2010. In situ dynamics of microbial communities during decomposition of wheat, rape, and alfalfa residues. *Microb. Ecol.* 60, 816–828. [https://doi.org/DOI 10.1007/s00248-010-9705-7](https://doi.org/DOI%2010.1007/s00248-010-9705-7)
- Paulian, R., 1991. Les coléoptères Scarabaeoidea de Nouvelle-Calédonie. Editions de l'ORSTOM, Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération, Paris.
- Payne, R.W., 2015. The Design and Analysis of Long-Term Rotation Experiments. *Agron. J.* 107, 772–785. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0411>
- Pearsons, K.A., Tooker, J.F., 2017. In-Field Habitat Management to Optimize Pest Control of Novel Soil Communities in Agroecosystems. *Insects* 8, 82. <https://doi.org/10.3390/insects8030082>
- Pelosi, C., Bertrand, M., Roger-Estrade, J., 2009. Earthworm community in conventional, organic and direct seeding with living mulch cropping systems. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 287–295. <https://doi.org/10.1051/agro/2008069>
- Pelzer, E., Bonifazi, M., Soulié, M., Guichard, L., Quinio, M., Ballot, R., Jeuffroy, M.-H., 2020. Participatory design of agronomic scenarios for the reintroduction of legumes into a French territory. *Agric. Syst.* 184, 102893. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102893>
- Périnelle, A., Meynard, J.-M., Scopel, E., 2021. Combining on-farm innovation tracking and participatory prototyping trials to develop legume-based cropping systems in West Africa. *Agric. Syst.* 187, 102978. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2020.102978>
- Pheap, S., Lefèvre, C., Thoumzeau, A., Leng, V., Boulakia, S., Koy, R., Hok, L., Lienhard, P., Brauman, A., Tivet, F., 2019. Multi-functional assessment of soil health under Conservation Agriculture in Cambodia. *Soil Tillage Res.* 194, 104349. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104349>
- Pittelkow, C.M., Linnquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Res.* 183, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020>
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Thierfelder, C., White, R.P., Jat, M.L., 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agric. Ecosyst. Environ.* 220, 164–174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>

- Prasifka, J.R., Schmidt, N.P., Kohler, K.A., O'neal, M.E., Hellmich, R.L., Singer, J.W., 2006. Effects of Living Mulches on Predator Abundance and Sentinel Prey in a Corn–Soybean–Forage Rotation. *Environ. Entomol.* 35, 1423–1431. <https://doi.org/10.1093/ee/35.5.1423>
- Pretty, J., 2018. Intensification for redesigned and sustainable agricultural systems. *Science* 362. <https://doi.org/10.1126/science.aav0294>
- Pulleman, M., Jongmans, A., Marinissen, J., Bouma, J., 2003. Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use Manag.* 19, 157–165. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00297.x>
- Qian, P., Schoenau, J.J., 2002. Practical applications of ion exchange resins in agricultural and environmental soil research. *Can. J. Soil Sci.* 82, 9–21. <https://doi.org/10.4141/S00-091>
- R Development Core Team, 2008. R: The R Project for Statistical Computing.
- Ranaivoson, L., Naudin, K., Ripoche, A., Affholder, F., Rabeharisoa, L., Corbeels, M., 2017. Agro-ecological functions of crop residues under conservation agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 26. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0432-z>
- Ranaivoson, L., Naudin, K., Ripoche, A., Rabeharisoa, L., Corbeels, M., 2019. Effectiveness of conservation agriculture in increasing crop productivity in low-input rainfed rice cropping systems under humid subtropical climate. *Field Crops Res.* 239, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.05.002>
- Ranum, P., Peña-Rosas, J.P., Garcia-Casal, M.N., 2014. Global maize production, utilization, and consumption: Maize production, utilization, and consumption. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1312, 105–112. <https://doi.org/10.1111/nyas.12396>
- Rao, M.R., Mathuva, M.N., 2000. Legumes for improving maize yields and income in semi-arid Kenya. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78, 123–137. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00125-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00125-5)
- Ratnadass, A., Fernandes, P., Avelino, J., Habib, R., 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 273–303. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4>
- Ratnadass, A., Michellon, R., Randriamanantsoa, R., Séguy, L., 2006. Effects of Soil and Plant Management on Crop Pests and Diseases, in: Uphoff, N. (Ed.), *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems, Books in Soils, Plants, and the Environment*. CRC Press, pp. 589–602. <https://doi.org/10.1201/9781420017113.ch41>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Reau, R., Meynard, J.M., Robert, D., Giton, C., 1996. Des essais factoriels aux essais “conduite de culture,” in: *Expérimenter sur les conduites de cultures: un nouveau savoir-faire au service d’une agriculture en mutation*. Ministère de l’Agriculture, de la Pêche et de l’Alimentation (DERF), pp. 52–62.
- Rendon, D., Whitehouse, M.E.A., Hulugalle, N.R., Taylor, P.W., 2015. Influence of Crop Management and Environmental Factors on Wolf Spider Assemblages (Araneae: Lycosidae) in an Australian Cotton Cropping System. *Environ. Entomol.* 44, 174–185. <https://doi.org/10.1093/ee/nvu025>
- RGA, 2012. Le recensement général de l’agriculture | Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales.
- Rivers, A., Barbercheck, M., Govaerts, B., Verhulst, N., 2016. Conservation agriculture affects arthropod community composition in a rainfed maize–wheat system in central Mexico. *Appl. Soil Ecol.* 100, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.12.004>

- Robertson, L.N., Kettle, B.A., Simpson, G.B., 1994. The influence of tillage practices on soil macrofauna in a semi-arid agroecosystem in northeastern Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 48, 149–156. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)90085-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)90085-X)
- Rockström, J., Williams, J., Daily, G., Noble, A., Matthews, N., Gordon, L., Wetterstrand, H., DeClerck, F., Shah, M., Steduto, P., 2017. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio* 46, 4–17.
- Rosnay, J. de, 2014. *Le Macroscopie. Vers une vision globale*, Média Diffusion. ed.
- Rosolem, C.A., Li, Y., Garcia, R.A., 2016. Soil carbon as affected by cover crops under no-till under tropical climate. *Soil Use Manag.* 32, 495–503. <https://doi.org/10.1111/sum.12309>
- Rovira, A.D., Greacen, E.L., 1957. The effect of aggregate disruption on the activity of microorganisms in the soil. *Aust. J. Agric. Res.* 8, 659–673. <https://doi.org/10.1071/ar9570659>
- Rožen, A., Sobczyk, Ł., Liszka, K., Weiner, J., 2010. Soil faunal activity as measured by the bait-lamina test in monocultures of 14 tree species in the Siemianice common-garden experiment, Poland. *Appl. Soil Ecol.* 45, 160–167. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.008>
- Ruan, L., Robertson, G.P., 2013. Initial nitrous oxide, carbon dioxide, and methane costs of converting conservation reserve program grassland to row crops under no-till vs. conventional tillage. *Glob. Change Biol.* 19, 2478–2489. <https://doi.org/10.1111/gcb.12216>
- Rusinamhodzi, L., Corbeels, M., van Wijk, M.T., Rufino, M.C., Nyamangara, J., Giller, K.E., 2011. A meta-analysis of long-term effects of conservation agriculture on maize grain yield under rain-fed conditions. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 657–673. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0040-2>
- Rypstra, A.L., Carter, P.E., Balfour, R.A., Marshall, S.D., 1999. Architectural Features of Agricultural Habitats and Their Impact on the Spider Inhabitants. *J. Arachnol.* 27, 371–377.
- Santalla, M., Rodiño, A.P., Casquero, P.A., de Ron, A.M., 2001. Interactions of bush bean intercropped with field and sweet maize. *Eur. J. Agron.* 15, 185–196. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00104-6](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00104-6)
- Schmidt, J.M., Rypstra, A.L., 2010. Opportunistic predator prefers habitat complexity that exposes prey while reducing cannibalism and intraguild encounters. *Oecologia* 164, 899–910. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1785-z>
- Schowalter, T.D., 2016. *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Academic Press.
- Schumacker, R.E., Lomax, R.G., 2004. *A Beginner's Guide to Structural Equation Modeling*. Psychology Press.
- Scopel, E., Findeling, A., 2001. Conservation tillage impact on rainfed maize production in semi-arid zones of western Mexico. Importance of runoff reduction, in: *Conservation Agriculture, a Worldwide Challenge : Ist World Congress on Conservation Agriculture*.
- Scopel, E., Triomphe, B., Affholder, F., Da Silva, F.A.M., Corbeels, M., Xavier, J.H.V., Lahmar, R., Recous, S., Bernoux, M., Blanchart, E., de Carvalho Mendes, I., De Tourdonnet, S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 113–130. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0106-9>
- Sebillotte, M., 1990. Systeme de culture, un concept operatoire pour les agronomes, in: *Les systèmes de culture*. INRA, pp. 165–196.
- Sebillotte, M., 1974. *Agronomie et agriculture : essai d'analyse des tâches de l'agronome*. Cah. ORSTOM 3–25.

- Séguy, L., Bouzinac, S., Husson, O., 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover: learning from Brazilian experience, in: *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*. CRC Press, pp. 323–342.
- Sheibani, S., Ghadiri, H., 2012. Integration effects of split nitrogen fertilization and herbicide application on weed management and wheat yield. *J. Agric. Sci. Technol.* 14, 77–86.
- Shiferaw, B., Prasanna, B.M., Hellin, J., Bänziger, M., 2011. Crops that feed the world 6. Past successes and future challenges to the role played by maize in global food security. *Food Secur.* 3, 307. <https://doi.org/10.1007/s12571-011-0140-5>
- Shipley, B., 2009. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology* 90, 363–368.
- Sithole, N.J., Magwaza, L.S., Mafongoya, P.L., 2016. Conservation agriculture and its impact on soil quality and maize yield: A South African perspective. *Soil Tillage Res.* 162, 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.014>
- Sithole, N.J., Magwaza, L.S., Mafongoya, P.L., Thibaud, G.R., 2018. Long-term impact of no-till conservation agriculture on abundance and order diversity of soil macrofauna in continuous maize monocropping system. *Acta Agric. Scand. Sect. B — Soil Plant Sci.* 68, 220–229. <https://doi.org/10.1080/09064710.2017.1381276>
- 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., Advances in Soil Structure Research* 79, 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Smith, M.A., Carter, P.R., 1998. Strip Intercropping Corn and Alfalfa. *J. Prod. Agric.* 11, 345–353. <https://doi.org/10.2134/jpa1998.0345>
- Stark, F., González-García, E., Navegantes, L., Miranda, T., Pocard-Chapuis, R., Archimède, H., Moulin, C.-H., 2018. Crop-livestock integration determines the agroecological performance of mixed farming systems in Latino-Caribbean farms. *Agron. Sustain. Dev.* 38, 4.
- Stinner, B.R., House, G.J., 1990. Arthropods and Other Invertebrates in Conservation-Tillage Agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 35, 299–318. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.35.010190.001503>
- SudMag, 2018. Un pas de plus vers la filière « Riz calédonien » [WWW Document]. SudMag. URL <https://sudmag.nc/2018/04/17/un-pas-de-plus-vers-la-filiere-riz-caledonien/> (accessed 10.23.20).
- Swift, M.J., Anderson, J.M., 1994. Biodiversity and Ecosystem Function in Agricultural Systems, in: Schulze, E.-D., Mooney, H.A. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 15–41. https://doi.org/10.1007/978-3-642-58001-7_2
- Symondson, W.O.C., Sunderland, K.D., Greenstone, M.H., 2002. Can Generalist Predators be Effective Biocontrol Agents? *Annu. Rev. Entomol.* 47, 561–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145240>
- Szumigalski, A.R., Acker, R.C.V., 2008. Land Equivalent Ratios, Light Interception, and Water Use in Annual Intercrops in the Presence or Absence of In-Crop Herbicides. *Agron. J.* 100, 1145–1154. <https://doi.org/10.2134/agronj2006.0343>
- Tang, L., Wan, K., Cheng, C., Li, R., Wang, D., Pan, J., Tao, Y., Xie, J., Chen, F., 2014. Effect of fertilization patterns on the assemblage of weed communities in an upland winter wheat field. *J. Plant Ecol.* 7, 39–50. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt018>
- Teasdale, J.R., Brandsaeter, L.O., Calegari, A., Neto, F.S., Upadhyaya, M.K., Blackshaw, R.E., 2007. Cover crops and weed management, in: *Non-Chemical Weed Management: Principles, Concepts and Technology*. pp. 49–64.

- Thierfelder, C., Baudron, F., Setimela, P., Nyagumbo, I., Mupangwa, W., Mhlanga, B., Lee, N., Gérard, B., 2018. Complementary practices supporting conservation agriculture in southern Africa. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 38, 16. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0492-8>
- Thierfelder, C., Matemba-Mutasa, R., Rusinamhodzi, L., 2015. Yield response of maize (*Zea mays* L.) to conservation agriculture cropping system in Southern Africa. *Soil Tillage Res.* 146, 230–242. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.015>
- Thierfelder, C., Wall, P.C., 2012. Effects of conservation agriculture on soil quality and productivity in contrasting agro-ecological environments of Zimbabwe. *Soil Use Manag.* 28, 209–220. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00406.x>
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Panklang, P., Puttaso, P., Peerawat, M., Heepngoen, P., Polwong, P., Koonklang, N., Sdoodee, S., Chantuma, P., Lawongsa, P., Nimkingrat, P., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019a. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part B: investigating the impact of land management of rubber plantations on soil quality with the Biofunctool® index. *Ecol. Indic.* 97, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.028>
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., Decaëns, T., Bottinelli, N., Jaillard, B., Chevallier, T., Suvannang, N., Sajjaphan, K., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019b. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecol. Indic.* 97, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Thoumazeau, A., Gay, F., Alonso, P., Suvannang, N., Phongjinda, A., Panklang, P., Chevallier, T., Bessou, C., Brauman, A., 2017. SituResp®: A time- and cost-effective method to assess basal soil respiration in the field. *Appl. Soil Ecol.* 121, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.006>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 20260–20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tivet, F., de Moraes Sá, J.C., Lal, R., Briedis, C., Borszowski, P.R., dos Santos, J.B., Farias, A., Eurich, G., Hartman, D. da C., Nadolny Junior, M., Bouzinac, S., Séguy, L., 2013. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Soil Tillage Res.* 126, 203–218. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.09.004>
- Tooker, J.F., Frank, S.D., 2012. Genotypically diverse cultivar mixtures for insect pest management and increased crop yields. *J. Appl. Ecol.* 49, 974–985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02173.x>
- Törne, E. von, 1990. Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests. *Pedobiologia* 34, 89–101.
- Tóth, Z., Hornung, E., Báldi, A., 2018. Effects of set-aside management on certain elements of soil biota and early stage organic matter decomposition in a High Nature Value Area, Hungary. *Nat. Conserv.* 29, 1–26. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.24856>
- Triplett, G.B., Dick, W.A., 2008. No-tillage crop production: A revolution in agriculture! *Agron. J.* 100, S-153-S-165. <https://doi.org/10.2134/agronj2007.0005c>
- Tsubo, M., Walker, S., Mukhala, E., 2001. Comparisons of radiation use efficiency of mono-/inter-cropping systems with different row orientations. *Field Crops Res.* 71, 17–29. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(01\)00142-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(01)00142-3)
- Valet, S., Ozier-Lafontaine, H., 2014. Ecosystem Services of Multispecific and Multistratified Cropping Systems, in: Ozier-Lafontaine, H., Lesueur-Jannoyer, M. (Eds.), *Sustainable Agriculture Reviews 14: Agroecology and Global Change, Sustainable Agriculture*

- Reviews. Springer International Publishing, Cham, pp. 185–268. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06016-3_7
- van der Velde, M., Green, S.R., Vanclooster, M., Clothier, B.E., 2007. Sustainable development in small island developing states: Agricultural intensification, economic development, and freshwater resources management on the coral atoll of Tongatapu. *Ecol. Econ.* 61, 456–468. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.017>
- van Gestel, C.A.M., Kruidenier, M., Berg, M.P., 2003. Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biol. Fertil. Soils* 37, 115–123. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0575-0>
- van Heemst, H.D.J., 1985. The influence of weed competition on crop yield. *Agric. Syst.* 18, 81–93. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(85\)90047-2](https://doi.org/10.1016/0308-521X(85)90047-2)
- Vandermeer, J.H., 1992. *The ecology of intercropping*, Cambridge University Press. ed.
- Vanlauwe, B., Hungria, M., Kanampiu, F., Giller, K.E., 2019. The role of legumes in the sustainable intensification of African smallholder agriculture: Lessons learnt and challenges for the future. *Agric. Ecosyst. Environ.* 284, 106583. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106583>
- Velasquez, E., Lavelle, P., 2019. Soil macrofauna as an indicator for evaluating soil based ecosystem services in agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 100, 103446. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103446>
- Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 39, 3066–3080. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013>
- Vereecken, H., Schnepf, A., Hopmans, J.W., Javaux, M., Or, D., Roose, T., Vanderborght, J., Young, M.H., Amelung, W., Aitkenhead, M., Allison, S.D., Assouline, S., Baveye, P., Berli, M., Brüggemann, N., Finke, P., Flury, M., Gaiser, T., Govers, G., Ghezzehei, T., Hallett, P., Hendricks Franssen, H.J., Heppell, J., Horn, R., Huisman, J.A., Jacques, D., Jonard, F., Kollet, S., Lafolie, F., Lamorski, K., Leitner, D., McBratney, A., Minasny, B., Montzka, C., Nowak, W., Pachepsky, Y., Padarian, J., Romano, N., Roth, K., Rothfuss, Y., Rowe, E.C., Schwen, A., Šimůnek, J., Tiktak, A., Van Dam, J., van der Zee, S.E.A.T.M., Vogel, H.J., Vrugt, J.A., Wöhling, T., Young, I.M., 2016. Modeling Soil Processes: Review, Key Challenges, and New Perspectives. *Vadose Zone J.* 15, 1–57. <https://doi.org/10.2136/vzj2015.09.0131>
- Verhulst, N., Govaerts, B., Verachtert, E., Castellanos-Navarrete, A., Mezzalama, M., Wall, P., Deckers, J., Sayre, K.D., 2010. Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems, in: *Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality*. CRC Press Boca Raton, FL, USA, pp. 137–208.
- Verret, V., Pelzer, E., Bedoussac, L., Jeuffroy, M.-H., 2020. Tracking on-farm innovative practices to support crop mixture design: The case of annual mixtures including a legume crop. *Eur. J. Agron.* 115, 126018. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126018>
- Violle, C., Jiang, L., 2009. Towards a trait-based quantification of species niche. *J. Plant Ecol.* 2, 87–93. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtp007>
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17–26. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4>

- Vogel, H.-J., Bartke, S., Daedlow, K., Helming, K., Kögel-Knabner, I., Lang, B., Rabot, E., Russell, D., Stöbel, B., Weller, U., 2018. A systemic approach for modeling soil functions. *Soil* 4, 83.
- Voisin, A.-S., Salon, C., Munier-Jolain, N.G., Ney, B., 2002. Effect of mineral nitrogen on nitrogen nutrition and biomass partitioning between the shoot and roots of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant Soil* 242, 251–262. <https://doi.org/10.1023/A:1016214223900>
- Wahla, I.H., Ahmad, R., Ahmad, A., Jabbar, A., 2009. Competitive Functions of Components Crops in Some Barley Based Intercropping Systems. *Int J Agric Biol* 11, 5.
- Walker, T.S., Bais, H.P., Grotewold, E., Vivanco, J.M., 2003. Root Exudation and Rhizosphere Biology. *Plant Physiol.* 132, 44–51. <https://doi.org/10.1104/pp.102.019661>
- Wardle, D.A., 1995. Impacts of Disturbance on Detritus Food Webs in Agro-Ecosystems of Contrasting Tillage and Weed Management Practices, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 105–185. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60065-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60065-3)
- Watiki, J.M., Fukai, S., Banda, J.A., Keating, B.A., 1993. Radiation interception and growth of maize/cowpea intercrop as affected by maize plant density and cowpea cultivar. *Field Crops Res.* 35, 123–133. [https://doi.org/10.1016/0378-4290\(93\)90145-D](https://doi.org/10.1016/0378-4290(93)90145-D)
- Weaver, S.E., Kropff, M.J., Groeneveld, R.M.W., 1992. Use of ecophysiological models for crop-weed interference: the critical period of weed interference. *Weed Sci.* 40, 302–307. <https://doi.org/10.1017/S0043174500057386>
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Altern. Agric.* 18, 3–17. <https://doi.org/10.1079/AJAA2003003>
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.-F., Ferrer, A., Peigné, J., 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 1–20. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7>
- Wezel, A., Soboksa, G., McClelland, S., Delespesse, F., Boissau, A., 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 1283–1295. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0333-y>
- Wezel, A., Soldat, V., 2009. A quantitative and qualitative historical analysis of the scientific discipline of agroecology. *Int. J. Agric. Sustain.* 7, 3–18. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0400>
- Wichern, F., Eberhardt, E., Mayer, J., Joergensen, R.G., Müller, T., 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: Methods, estimates and future prospects. *Soil Biol. Biochem.* 40, 30–48. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.010>
- Willey, R.W., 1990. Resource use in intercropping systems. *Agric. Water Manag.* 17, 215–231.
- Willey, R.W., Rao, M.R., 1980. A Competitive Ratio for Quantifying Competition Between Intercrops. *Exp. Agric.* 16, 117–125. <https://doi.org/10.1017/S0014479700010802>
- Wilson-Rummenie, A.C., Radford, B.J., Robertson, L.N., Simpson, G.B., Bell, K.L., 1999. Reduced Tillage Increases Population Density of Soil Macrofauna in a Semiarid Environment in Central Queensland. *Environ. Entomol.* 28, 163–172. <https://doi.org/10.1093/ee/28.2.163>
- Xia, H.-Y., Zhao, J.-H., Sun, J.-H., Bao, X.-G., Christie, P., Zhang, F.-S., Li, L., 2013. Dynamics of root length and distribution and shoot biomass of maize as affected by intercropping with different companion crops and phosphorus application rates. *Field Crops Res.* 150, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.05.027>
- Yadav, R.L., Singh, V.K., Dwivedi, B.S., Shukla, A.K., 2003. Wheat productivity and N use-efficiency as influenced by inclusion of cowpea as a grain legume in a rice–wheat system. *J. Agric. Sci.* 141, 213–220. <https://doi.org/10.1017/S0021859603003563>

- Zhang, F., Li, L., 2003. Using competitive and facilitative interactions in intercropping systems enhances crop productivity and nutrient-use efficiency. *Plant Soil* 248, 305–312. <https://doi.org/10.1023/A:1022352229863>
- Zhang, G., Yang, Z., Dong, S., 2011. Interspecific competitiveness affects the total biomass yield in an alfalfa and corn intercropping system. *Field Crops Res.* 124, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.06.006>
- Zuber, S.M., Behnke, G.D., Nafziger, E.D., Villamil, M.B., 2017. Multivariate assessment of soil quality indicators for crop rotation and tillage in Illinois. *Soil Tillage Res.* 174, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.007>