



Biodiversité
Agriculture
Alimentation
Environnement
Terre
Eau



Université de Montpellier

Mémoire d'habilitation à diriger des recherches

Ecole doctorale GAIA

Filières

**Ecologie Fonctionnelle et Sciences Agronomiques
Sciences de la Terre et de l'Eau**

CONTRIBUTION BIOGEOCHIMIQUE

**A LA THEORIE DE LA BIODISPONIBILITE DES ELEMENTS NUTRITIFS ET DES CONTAMINANTS DU SOL
POUR L'EVALUATION AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTALE DES AGROECOSYSTEMES**

Réflexion épistémologique et hétérodoxe sur une démarche scientifique

Matthieu Nicolas BRAVIN
Cirad, UPR Recyclage et risque

Soutenu publiquement le 5 décembre 2024

Devant le jury composé de :

Mélanie DAVRANCHE, Professeur, Université de Rennes I, UMR Géosciences

Christian MOUGIN, Directeur de recherche, INRAE, UMR EcoSys

Eva SCHRECK-SILVANO, Maître de conférences, Université de Toulouse, Laboratoire GET

Isabelle DEPORTES, Ingénieure, Ademe, SCEV

Emmanuel DOELSCH, Directeur de recherche, Cirad, UPR Recyclage et risque

Philippe HINSINGER, Directeur de recherche, INRAE, UMR Eco&Sols

Thibault STERCKEMAN, Ingénieur de recherche, INRAE, UMR LSE

Rapporteur

Rapporteur

Rapporteur

Examinatrice

Examineur

Examineur

Examineur

REMERCIEMENTS

Quelques semaines étalées sur une année pour résumer un peu moins de 20 ans de travail, voilà en peu de mots ce à quoi a ressemblé cette aventure qu'a été le passage de l'HDR. Mais dans le détail, et ces détails comptent, c'est aussi la contribution, l'appui et le soutien de très nombreuses personnes tout au long de ce premier bout de carrière.

Au-delà des personnes, mes premiers remerciements vont à l'institution qu'est le Cirad et qui, à l'instar d'autres institutions publiques de recherche en France, offre à chaque chercheur et pourvu qu'il s'en saisisse un degré de liberté certain pour construire son cheminement de carrière. Aussi centrales et pertinentes soient les recherches menées dans ce type d'institution, elles seraient d'une bien moindre grande ampleur, voire ne seraient pas du tout sans le travail de l'ombre mais non moins essentiel des services dits d'appui. Merci donc à tous ces collègues dont j'ai croisé et croise encore la route et qui investissent leur temps au service des autres et du bon fonctionnement de l'institution.

Comme toute chose, une carrière a un commencement jalonné de premières fois où l'on vous a fait confiance, voire donné confiance en vous même. Parmi ces premières fois, je tiens à remercier Annie DUPARQUE qui m'a laissé entrevoir la possibilité de m'orienter vers la recherche scientifique, même lorsque l'on est un « ITA de terrain » venant d'une « petite » école d'agriculture. Merci à Benoît JAILLARD, alors directeur de l'unité Rhizosphère et symbiose, qui m'a fait confiance dès le premier jour où l'on s'est rencontré en amont de l'intégration du DEA national de science du sol. C'est lui qui a jugé bon de me présenter à Philippe HINSINGER et ce dernier qui m'a initié à ce métier pendant quatre ans au cours de mon stage de DEA et de ma thèse, deux expériences fondatrices. Merci également à Hervé SAINT MACARY qui a su voir d'un bon œil mon recrutement au sein de l'unité Recyclage et risque, alors même que je n'avais pas encore soutenu ma thèse. Et enfin, merci à mon collègue Emmanuel DOELSCH, qui m'a pris sous son aile lors de mon démarrage au Cirad et ma première affectation au Cerege, à un moment où j'avais encore et de fait de nombreuses choses à apprendre sur ce qu'on attendait d'un chercheur titulaire.

Une carrière dans la recherche, c'est aussi un continuum de collaborations au gré des projets et qui fait de ce métier, au-delà même de la production de connaissances scientifiques, avant tout une aventure humaine. Merci donc à l'ensemble des collègues avec qui j'ai eu l'opportunité de collaborer durant ces 20 dernières années. Dans le cadre particulier du passage de l'HDR, je remercie les membres de mon jury pour le temps qu'ils ont consacré ces derniers mois à lire mon long manuscrit, malgré la trop petite taille de la police d'écriture, et à m'en faire un retour critique constructif, bienveillant et empreint d'ouverture d'esprit quant à ses éléments les plus hétérodoxes. Je tiens également à remercier Jean-Yves CARIOU pour son ouvrage sur l'histoire des démarches scientifiques et nos quelques échanges qui m'ont permis non seulement de combler un manque dans la compréhension du métier de chercheur, mais plus encore d'initier une première réflexion épistémologique sur mes travaux dans le cadre de ce mémoire d'HDR.

Parmi les nombreuses collaborations tissées au sein du monde de la recherche, j'ai une pensée particulière pour Cédric GARNIER avec qui j'ai collaboré pendant une bonne moitié de cette première partie de carrière, ainsi que pour Isabelle LAMY avec qui j'ai beaucoup échangé autour de l'écotoxicologie terrestre dans le cadre d'un co-encadrement de thèse. Tous deux nous ont quitté trop tôt et manque aujourd'hui à la communauté scientifique. Je tiens également à remercier l'ensemble des partenaires non académiques avec lesquels j'ai eu l'occasion de travailler, en particulier lors des 10 années très riches passées à La Réunion, ainsi que Laure LEMAL qui déploie depuis 15 ans toute sa conviction et son énergie au quotidien pour donner une vie et une utilité à l'approche Rhizotest au-delà de la sphère de la recherche publique.

Un grand merci également à ma famille scientifique, i.e. l'ensemble des collègues qui ont constitué ou qui constituent encore l'unité Recyclage et risque. Je tiens à remercier plus particulièrement Patrick LEGIER, Marion COLLINET, Patrick CAZEVILLE, Claire CHEVASSUS-ROSSET et Mélanie MONTES (pour ne citer que les responsables successifs) et l'ensemble des collègues des plateformes expérimentales et analytiques de Saint Denis de La Réunion et de Montpellier, sans le soutien indéfectible desquels la très large majorité des données produites dans le cadre de mes travaux n'auraient jamais vu le jour. Je loue également la patience et l'efficacité de notre service d'appui interne, i.e. le secrétariat de l'unité, incarné par Josie CARPANIN, puis Marina PAYET, Katheryn DIBLAR et, bien sûr, Brigitte MAYOR. C'est en général seulement quand les choses vont mal qu'on s'aperçoit de l'importance de ce travail de secrétariat pour le bon fonctionnement d'une unité. Donc, pour les intéressées, gardez le cap !

J'ai tout appris ou presque de ce que je sais aujourd'hui sur le métier de chercheur au Cirad à travers le prisme du fonctionnement à taille humaine de « notre » unité et la philosophie de la recherche qu'elle incarne et à laquelle je crois comme mon mémoire d'HDR peut en témoigner. Merci donc à l'ensemble des collègues pour la richesse scientifique et humaine de nos continuels échanges. Mais comme c'est le cas pour nombre de réactions chimiques qui se déroulent dans les sols, les collectifs de recherche sont eux aussi en perpétuel équilibre instable. Après une vingtaine d'années d'existence, l'unité est aujourd'hui appelée à se réinventer dans le cadre d'une fusion à venir avec les unités Eco&Sols et Analyses. Voyons-y une belle opportunité d'agrandir la famille en y élargissant nos compétences, nos collaborations et nos champs d'action !

A la fin de son stage de master 2, un des étudiants que j'ai encadrés m'avait laissé une carte portant cet adage : « *Ne prenez pas la vie au sérieux ; de toute façon, vous n'en sortirez pas vivant* » (B. L. B. DE FONTENELLE). Voilà un conseil à méditer pour quiconque fait un métier par passion ! Pour ce conseil et pour plein d'autres choses également, je souhaiterais remercier l'ensemble des étudiants que j'ai eu la chance d'encadrer. Ils m'ont tous, chacun à leur mesure, aidé à façonner et parfaire mon approche de l'encadrement. Je remercie encore un peu plus particulièrement les doctorants avec qui j'ai travaillé. Pour ceux dont le travail est en cours ou à venir, qu'ils soient conscients qu'ils ne sont rien d'autre, à mes yeux, que le « cœur de la machine » et l'avenir de la recherche scientifique.

Je terminerai ces remerciements par un mot pour mes proches, amis et famille. Leur rôle jour après jour dans ma quête du difficile équilibre entre vie personnelle et vie professionnelle m'est essentiel. Plus encore, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et tout mon amour à mon épouse, Aurélie, et nos deux enfants, Agathe-Marie et Baptiste, pour leur présence au quotidien, leur soutien et ce je ne sais quoi qui me permet, en bon pédologue, de garder les pieds sur terre !

Le 23 décembre 2024

GLOSSAIRE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

2DCOS-FTIR : two-dimensional correlation spectroscopy integrated with Fourier transform infrared

ACP : Analyse en composantes principales

Ademe : Agence de la transition écologique

Acta : Association de coordination technique agricole

ACV : Analyse du cycle de vie

Afa : Association française d'agronomie

AFD : Agence française de développement

AFES : Association française pour l'étude du sol

AFI : Article de revue à facteur d'impact

Afis : Association française pour l'information scientifique

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire

ANR : Agence nationale de la recherche

Armeflhor (Institut technique agricole Acta) : Association réunionnaise pour la modernisation de l'économie fruitière, légumière et horticole

AS : Animation scientifique

ASFI : Article de revue sans facteur d'impact

AV : Article de vulgarisation

BCPST : Biologie, chimie, physique et sciences de la Terre

BP REA : Brevet professionnel responsable d'entreprise agricole

BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières

BTS : Brevet de technicien supérieur

CAP : Certificat d'aptitude professionnelle

Casdar : Compte d'affectation spéciale développement agricole et rural

CEC : Capacité d'échange cationique

CFPPA : Centre de formation professionnelle et de promotion agricole

CI : Communication orale invitée

Cifre : Convention industrielle de formation par la recherche

Cirad : Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement

Civam : Centres d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural

CNRS : Centre national de la recherche scientifique

CO : Chapitre d'ouvrage

COD : Carbone organique dissout

Cofecub : Comité français d'évaluation de la coopération universitaire et scientifique avec le Brésil

COM : Communication orale classique

Comifer : Comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée

COT : Carbone organique total

CS : Conseil scientifique

CST : Comité scientifique et technique

CTICS : Centre technique interprofessionnel de la canne et du sucre de La Réunion

CTIFL : Centre technique interprofessionnel des fruits et légumes

CTP : Comparative toxicity potential

Daaf : Direction de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt

DEA : Diplôme d'études approfondies

DGT : Diffuse gradients in thin films

Difs : DGT induced fluxes in sediments

DOI : Digital object identifier

DPASV : Differential pulse anodic stripping voltammetry

DTPA : Acide diéthylène triamine penta acétique

Enita : Ecole nationale d'ingénieurs des travaux agricoles

Ensaia : Ecole nationale supérieure en agronomie et industries alimentaires

EPTB : Etablissement public territorial de bassin

EQRS : Evaluation quantitative du risque sanitaire

eRcane : Centre de recherche sur la canne à sucre de La Réunion

Esa : Ecole supérieure des agricultures

ETH : Ecole polytechnique fédérale

GF-AAS : Graphite furnace atomic absorption spectrometry

F-AAS : Flame atomic absorption spectrometry

Farei : Food and agricultural research and extension institute

FDSEA : Fédération départementale des syndicats d'exploitants agricoles

Feader (financement de l'UE) : Fonds européen agricole pour le développement rural

Feder (financement de l'UE) : Fonds européen de développement régional

Ferti-Run : Outil d'aide à la fertilisation mixte des cultures à La Réunion

FI : Facteur d'impact d'une revue scientifique

FIAM : Free ion activity model

HERFD-Xanes : High-energy resolution fluorescence-detected X-ray absorption near edge structure spectroscopy

HDR : Habilitation à diriger des recherches

Ichmet : International conference of heavy metals

Icobte : International conference of biogeochemistry of trace elements

ICP-AES : Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy

ICP-MS : Inductively coupled plasma mass spectroscopy

ICPE : Installations classées pour la protection de l'environnement

Ifremer : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

ImpresS : Impact of research in the South

Inrae : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

INRM : Integrated natural resource management

Insu : Institut national des sciences de l'Univers

IRD : Institut de recherche pour le développement

Irta : Institute of agrifood research and technology

Isara : École d'ingénieurs agronomes Lyon & Avignon

Iso : Organisation internationale de normalisation

Isteb : International society of trace element biogeochemistry

Istom : Ecole supérieure d'agro-développement international

Mafor : Matière fertilisante d'origine résiduaire

MOD : Matière organique dissoute

Nica-Donnan : Non ideal competitive adsorption Donnan model

NOR : Norme

Onema : Office national de l'eau et des milieux aquatiques

Orcid : Open researcher and contributor ID

Persyst (département scientifique du Cirad) : Performance des systèmes de production et de transformation tropicaux

PhreeqC (a computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations) : pH redox equilibrium in C language

PNEC : Predicted non effect concentration

POS : Poster

Q1, 2 ou 3 : Premier, deuxième ou troisième quartile de positionnement du facteur d'impact d'une revue scientifique dans une catégorie

Reach : Registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals

Rita : Réseau d'innovation et de transfert agricole

RMN : Résonance magnétique nucléaire

RMSE : Root mean square error (équivalent au RMSR)

RMSR : Root mean square residual (équivalent au RMSE)

RNST : Rapport et note scientifique et technique

RORAL : Returning organic residues to agricultural land

SEM : Structural equation model ou modèle d'équations structurelles

Serdaf : Système expert réunionnais d'aide à la fertilisation

Siaam : Services et impacts des activités agricoles en milieu tropical

Soere Pro : Système d'observation et de recherche en environnement sur les impacts agronomiques et environnementaux de l'épandage agricole des produits résiduaire organiques

Spir : Spectrométrie proche infra-rouge

STEU : Station de traitement des eaux usées

Stics : Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard

TAO : Transformation des apports organiques

TBLM : Terrestrial biotic ligand model

TCMS : Threshold calculator for metals in soil

TIFE : Travail d'initiative personnelle encadré

UE : Union européenne

UMR : Unité mixte de recherche

UPR : Unité propre de recherche

Usetox : Scientific consensus model endorsed by Unep's life cycle initiative for characterizing human and ecotoxicological impacts of chemicals

Valor Pro : site web de l'observatoire de recherche sur les produits résiduaire organiques

V-Nirs : spectrométrie visible et proche infra-rouge

VSC : Volontaire au service civique

VSD+ : Extension of the very simple dynamic model

Wham : Windermere humic aqueous model

Wham-F_{tox} : Wham couplé à une fonction de toxicité

Wos CC : Web of science core collection (All databases)

XAS : Spectroscopie d'absorption des rayons X

PREAMBULE

Je déclare avoir respecté, dans la conception et la rédaction de ce mémoire d'HDR, les valeurs et principes d'intégrité scientifique destinés à garantir le caractère honnête et scientifiquement rigoureux de tout travail de recherche, visés à l'article L.211-2 du Code de la recherche et énoncés par la Charte nationale de déontologie des métiers de la recherche, la Charte d'intégrité scientifique de l'Université de Montpellier et la charte de déontologie du Cirad. Je m'engage à les promouvoir dans le cadre de mes activités futures d'encadrement de recherche.

Bien qu'ayant essayé d'adopter autant que possible une écriture inclusive au cours de la rédaction de ce mémoire, j'ai malgré tout opté pour ne pas utiliser le point médian par souci de commodité d'écriture et de facilité de lecture.

RESUME

En termes de production de connaissances scientifiques, mes travaux ont eu pour objectif d'apporter une contribution biogéochimique à l'étude de la biodisponibilité des éléments nutritifs et des contaminants dans les agroécosystèmes. Mes travaux se sont donc appuyés sur la théorie de la biodisponibilité, tout en contribuant réciproquement à son évolution à travers l'analyse critique que j'ai pu en faire à la lumière des résultats obtenus.

Mes travaux se sont premièrement intéressés à la caractérisation des processus biogéochimiques se déroulant dans la rhizosphère d'espèces annuelles (i.e. le riz, *Oriza sativa*, et le blé dur, *Triticum turgidum durum*) et déterminant le transfert du sol à la plante (i.e. la phytodisponibilité) de deux éléments traces (l'arsenic et le cuivre) en contexte de contamination des sols agricoles. Un premier élargissement de mes travaux a concerné leur application à la thématique de la valorisation agricole des matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor) produites localement dans une perspective de les substituer en tout ou partie aux fertilisants de synthèse souvent importés et issus ou utilisant pour leur production des ressources non renouvelables. Cet élargissement thématique s'est accompagné d'un changement d'échelle d'étude, qui a dès lors pris en compte l'ensemble de l'agroécosystème, ainsi que d'un élargissement des objets d'étude en termes d'éléments (cuivre, zinc et phosphore) et d'organismes du sol (plantes et vers de terre) considérés. Mise en œuvre en milieu tropical et notamment sur l'île de La Réunion où j'ai travaillé dix ans, mes travaux ont également intégré un second élargissement, cette fois disciplinaire, vers les démarches d'évaluation agronomique et environnementale des agroécosystèmes. Cet élargissement s'est appuyé méthodologiquement sur la combinaison d'expérimentations réalisées sur le terrain et en conditions contrôlées de laboratoire avec une approche de modélisation. Du point de vue agronomique, je me suis intéressé à la fertilité des sols en phosphore, dans le but opérationnel de diagnostiquer et de gérer cette fertilité, puis d'apporter un appui au raisonnement des pratiques de fertilisation des agriculteurs. Du point de vue environnemental, je me suis appliqué à évaluer les risques sanitaire pour la santé humaine et écotoxicologique pour la santé du sol liés à la richesse naturelle ou à la contamination des sols agricoles en éléments traces (cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc).

L'expérience acquise au cours de ces vingt dernières années m'a également permis de dégager deux grandes orientations de recherche futures. La première perspective proposée se situe dans une certaine continuité avec mes activités de recherche antérieures. Appliquée à l'évaluation environnementale des agroécosystèmes, elle comprend à la fois un approfondissement de la compréhension des mécanismes biogéochimiques, une adaptation des méthodes d'évaluation aux contextes étudiés et un élargissement du champ des contaminants considérés. La seconde perspective est nouvelle dans la mesure où elle constitue une voie de recherche originale pour moi, bien qu'elle découle de certains des résultats les plus marquants de mes activités de recherche antérieures. Cette perspective concerne la caractérisation de l'écodynamique du proton dans les agroécosystèmes, dans le but de construire une capacité prédictive de l'évolution temporelle du pH des sols en fonction des pratiques agricoles, notamment celles liées à la fertilisation des cultures. En regard des enjeux sociétaux au Sud liés à ces deux perspectives, j'ai proposé qu'elles soient plus particulièrement appliquées à l'étude des agroécosystèmes maraîchers périurbains typiques des grandes mégalofoles d'Afrique de l'Ouest.

Au-delà de cette activité de production de connaissances, je me suis en parallèle intéressé aux considérations d'ordre épistémologique et déontologique, autour des méthodes d'encadrement des jeunes chercheurs ainsi qu'autour de la prise de conscience de l'impact environnemental des activités de recherche. D'un point de vue épistémologique, ma démarche scientifique me semble avoir procédé selon un mouvement en « V », allant d'une déconstruction analytique des questions opérationnelles posées à une reconstruction synthétique des connaissances scientifiques produites dans le but d'informer les acteurs du territoire. En matière d'intégrité scientifique, je me suis plus particulièrement intéressé à la question de la déclaration des potentiels liens et conflits d'intérêt liés à l'activité scientifique. Enfin, j'ai tenté de contribuer à titre personnel et collectif à la diminution de l'empreinte carbone de l'unité Recyclage et risque dans laquelle je travaille. Mon espoir est de voir ces réflexions quelque peu hétérodoxes contribuer à une amélioration du fonctionnement de la communauté scientifique, notamment dans le domaine des sciences environnementales et agronomiques.

TABLE DES MATIERES

I. Introduction.....	1
II. Présentation et synthèse des activités	3
II.1. Curriculum vitae	4
II.2. Productions scientifiques	6
II.3. Evaluation, organisation d'évènements et veille bibliographique	16
II.4. Enseignement, formation et vulgarisation scientifique	18
II.5. Montage, coordination et participation à des projets	21
II.6. Encadrement, management et animation	24
II.7. Collaborations scientifiques et techniques	29
III. Analyse rétrospective des activités de recherche	33
III.1. Originalité scientifique des connaissances produites en biogéochimie : de la rhizosphère à l'agroécosystème.....	35
III.2. Epistémologie de ma démarche scientifique : à la poursuite du tiers-instruit	69
III.3. Implications sur les autres facettes du métier de chercheur : une approche hétérodoxe ?	74
IV. Réflexion prospective sur le projet scientifique.....	79
IV.1. Approfondissement et élargissement de la démarche d'évaluation environnementale	79
IV.2. Ecodynamique prédictive du proton.....	87
V. Conclusion	93
VI. Annexes.....	95
VI.1. Organigramme de l'unité Recyclage et risque	95
VI.2. La théorie de la biodisponibilité selon la norme NF EN ISO 17402 ³⁸	96
VI.3. Tirés à part.....	97

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure II-1.....	3
Figure II-2.....	6
Figure II-3.....	16
Figure II-4.....	18
Figure II-5.....	21
Figure II-6.....	24
Figure II-7.....	29
Figure III-1.....	33
Figure III-2.....	36
Figure III-3.....	36
Figure III-4.....	37
Figure III-5.....	38
Figure III-6.....	39
Figure III-7.....	40
Figure III-8.....	41
Figure III-9.....	43
Figure III-10.....	44
Figure III-11.....	46
Figure III-12.....	47
Figure III-13.....	48
Figure III-14.....	49
Figure III-15.....	52
Figure III-16.....	53
Figure III-17.....	55
Figure III-18.....	57
Figure III-19.....	59
Figure III-20.....	61
Figure III-21.....	63
Figure III-22.....	64
Figure III-23.....	70
Figure III-24.....	77
Figure IV-1.....	80
Figure IV-2.....	82
Figure IV-3.....	88
Figure IV-4.....	89
Figure IV-5.....	90
Figure IV-6.....	91

I. INTRODUCTION

Explicitement ou implicitement et à de très rares exceptions près, il m'a été conseillé de ne pas voir ce mémoire comme, n'y d'en faire le récit de « l'œuvre d'une vie ». A la lecture, certaines personnes penseront peut-être que je n'ai pas suivi ce conseil. Et pourtant, je suis convaincu que c'est un conseil plein de bon sens ! D'une part, cela n'aurait pas vraiment de sens de raconter l'œuvre d'une vie, qu'elle soit professionnelle ou personnelle, lorsqu'on en est approximativement qu'au milieu. D'autre part, une œuvre est par principe quelque chose d'achevée. Or, l'intérêt même de l'exercice qu'est l'obtention de l'HDR réside principalement dans la vision prospective qu'il permet de proposer. J'ai ainsi bon espoir qu'une partie substantielle du « tableau » concernant mes activités de recherche soit encore à façonner.

J'avais bien compris également que ce conseil initial était marqué du sceau de la recherche d'efficacité, dans l'optique de consacrer un temps « raisonnable » à cet exercice et de repartir rapidement vers des activités plus « productives » pour moi ainsi que pour le collectif et l'institution au sein desquels j'exerce. J'aurais certes pu aller plus droit au but et ainsi gagner du temps en me limitant à la pure dimension de production et d'orientation scientifique de mes travaux. J'avais même fait un choix encore plus radical en 2020-2021, en repoussant purement et simplement la rédaction de mon HDR pour me consacrer à sa juste mesure à l'animation du dispositif Siaam du Cirad à La Réunion dans la période où il était question de penser sa reprogrammation pour la période 2022-2027. Mais ce type de « sacrifice » n'appuie sa légitimité que sur la dimension quantitative du critère d'efficacité. Pourtant, j'aime à penser que de privilégier de temps à autre la dimension qualitative peut permettre d'être in fine plus efficace. En y réfléchissant, je me demande même si ce n'est pas le principal intérêt des réflexions à mener dans le cadre de l'obtention de l'HDR que de prendre du temps pour faire un pas de côté. J'ai donc acté en me penchant sur la rédaction de ce mémoire d'analyser ma démarche scientifique à la lumière des différentes facettes dont la prise en compte me semble indispensable au métier de chercheur dans le monde d'aujourd'hui. C'est en cela que ce mémoire intègre une réflexion épistémologique et probablement hétérodoxe sur la démarche scientifique que j'ai menée.

Concrètement, la partie II présente de manière factuelle et exhaustive l'ensemble des activités qui alimentent ma démarche scientifique. Construite par principe comme une « liste à la Prévert », j'y ai inséré à chaque début de sous-partie une illustration résumant les principaux éléments abordés afin d'en faciliter la lecture. La partie III concerne l'analyse rétrospective de mes activités de recherche antérieures. Le contenu et l'originalité des connaissances produites y sont premièrement présentés de façon détaillée et dans un ordre approximativement chronologique. Cette présentation débouche sur l'analyse de la contribution de mes travaux à la théorie de la biodisponibilité des éléments nutritifs et des contaminants du sol. Cette partie III est complétée par une analyse des dimensions épistémologiques et déontologiques, ainsi que de ma pratique d'encadrement des jeunes chercheurs et de l'impact de mes activités de recherche. La partie IV présente enfin une réflexion prospective sur mon projet scientifique en se concentrant sur la production de connaissances. Pour chacune des deux grandes perspectives proposées, les enjeux sociétaux associés sont d'abord présentés, puis les choix d'orientation scientifique sont justifiés en précisant les éléments de méthodologie et de collaboration nécessaires à leur réalisation. La conclusion aborde pour finir quelques perspectives en termes d'évolution de carrière à court, moyen et plus long termes.

II. PRESENTATION ET SYNTHESE DES ACTIVITES



Figure II-1. Synthèse des éléments caractérisant mon déroulé de carrière

II.1. Curriculum vitae

Identité	Nationalité française, né le 07/07/1981, marié, deux enfants
Coordonnées professionnelles	Cirad, département Persyst Bâtiment 01, bureau 120, TA B-78 / 01, avenue Agropolis 34398 Montpellier Cedex 5 France Téléphone : +33 4 67 61 59 41, Secrétariat : +33 4 67 61 56 48, matthieu.bravin@cirad.fr
Profession	Agronome, biogéochimiste, spécialiste de la biodisponibilité des éléments traces et du phosphore dans les agroécosystèmes
Fonction	Depuis 2008 : Cadre scientifique au Cirad, UPR 78 Recyclage et risque
Spécialités	Sciences du sol / Ecotoxicologie / Agronomie
Filières	Canne à sucre / Maraîchage
Thématiques	Santé des sols / Fertilisation des cultures / Evaluation des risques sanitaire et écotoxicologique
Orcid	0000-0002-1436-7837
Formation	2008 : Doctorat, Montpellier Supagro, Ecosystèmes - Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences 2005 : DEA nationale de science du sol, Montpellier SupAgro 2004 : Ingénieur des Techniques Agricoles, option Agronomie et production végétale, Enita Clermont-Ferrand 1999-2001 : Classe préparatoire BCPST, Lycée Bellevue, Assomption Lyon 1999 : Baccalauréat, Série S, Lycée Bellevue, Assomption Lyon
Affiliation à des comités et associations professionnelles	Depuis 2007 : International society of trace element biogeochemistry (Isteb) et membre du bureau depuis 2019 Depuis 2012 : Association française pour l'étude du sol (AFES) Depuis 2017 : Association française d'agronomie (Afa) Depuis 2021 : Conseil scientifique de l'Armedflhor
Activités associatives	Depuis 2019 : Association Française pour l'Information Scientifique (Afis) De 2015 à 2021 : Membre (vice-président, puis président de 2016 à 2019) de l'association de parents d'élèves de l'école primaire Philibert Commerson (Saint Denis de La Réunion) Depuis 2021 : Membre et trésorier de l'association de parents d'élèves du collège Fontcarrade (Montpellier)
Loisirs	Sports d'endurance : trail et triathlon Yoga Faire le marché

Compétences**Expérimentales**

- Culture de plantes avec du sol ou en hydroponie en conditions contrôlées
- Incubation de sol et de résidus organiques en conditions contrôlées
- Evaluation de la phytodisponibilité à l'aide du Rhizotest, un biotest végétal de laboratoire
- Echantillonnage de la rhizosphère in (sol adhérent aux racines) et ex situ (technique du tapis racinaire)
- Récupération de solutions de sol par micro-bougie poreuse (Rhizon), centrifugation et extraction
- Mise en place d'essai agronomique de terrain, notamment pour l'étude de la fertilisation des cultures

Agronomiques

- Connaissance des systèmes de culture annuels et maraîchers
- Principes du raisonnement de la fertilisation minérale et organique en N, P et K des cultures
- Outils : méthode Comifer pour P et K, Serdaf et Ferti-Run

Analytiques

- Spéciation des éléments traces (Cu) en solution par électrode spécifique
- Extractions chimiques sélectives et séquentielles des éléments traces du sol
- Extraction des éléments traces du sol par échantillonneur passif (DGT)
- Extraction chimique des éléments traces de l'apoplasme racinaire
- Minéralisation du matériel végétal et de sol
- Détermination de la concentration totale en solution par F-AAS, GF-AAS et ICP-AES ou -MS
- Détermination de la concentration en carbone organique dissous au COT-mètre

Modélisation

- Géochimie, spéciation et transferts réactifs : PhreeqC, Wham et Difs-1D/2D
- Bilan de masse à l'échelle parcellaire
- Evaluation du risque écotoxicologique : Usetox et Threshold calculator for metals in soil

Statistiques

- Analyse de variance paramétrique et non paramétrique : significativité et puissance
- Analyse de régression linéaire simple et multiple, modélisation d'équations structurelles
- Analyse multivariée : ACP
- Manipulation d'XLStat et bases sur R

Animation de collectifs

- Management de personnels temporaires et permanents
- Méthode ImpresS ex ante pour la co-construction de projets et de programmes de recherche en partenariat
- Organisation scientifique et logistique et animation de séminaires
- Sensibilisation au bilan carbone : utilisation de l'outil et animation d'ateliers "Ma Terre en 180 min"

II.2. Productions scientifiques

Cette partie liste l'ensemble de mes productions scientifiques, telles qu'elles sont référencées sur la base de données Agritrop du Cirad. Ces 106 productions sont subdivisées en 26 articles de revue à facteur d'impact, trois articles de revue sans facteur d'impact, neuf articles de vulgarisation, une norme, un chapitre d'ouvrage, 11 rapports et notes scientifiques et techniques, huit communications orales invitées, 37 communications orales et dix posters. Le tiré à part de cinq de ces productions, qui en illustrent le contenu et la diversité, figure en annexes. Parmi les 26 articles de revues à facteur d'impact, six ont été publiés en tant que premier auteur et dix ont été co-signés avec des doctorants co-encadrés¹.

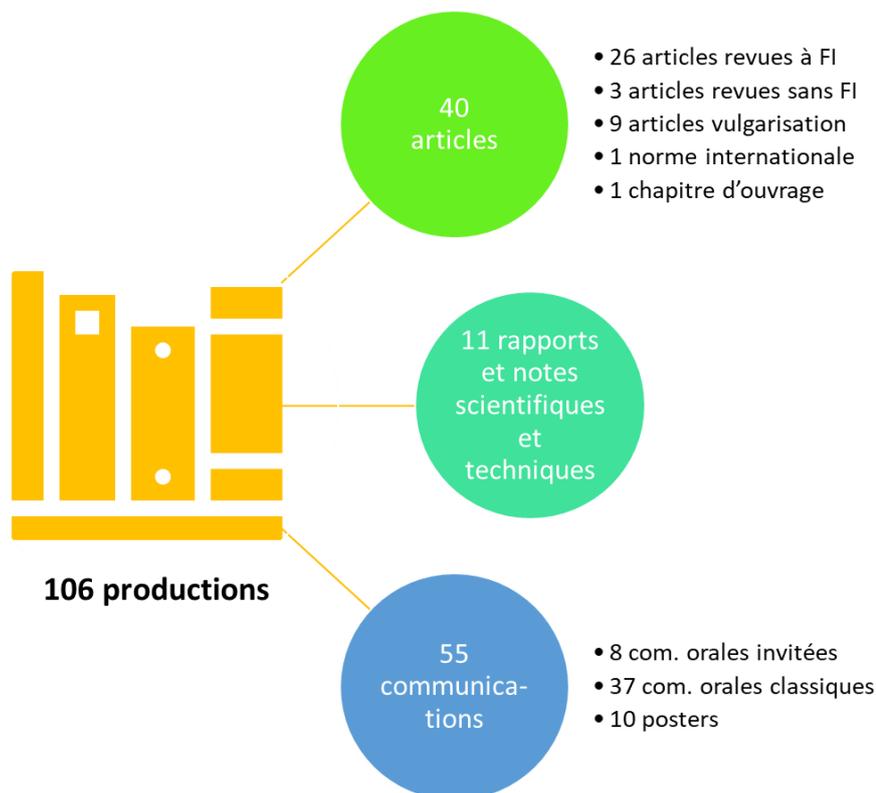


Figure II-2. Synthèse et catégorisation de mes productions scientifiques

II.2.1. Articles de revue à facteur d'impact²

AFI 1 Beggio G., Bonato T., Marangoni S., **Bravin M.**, Fantinato E., Nigris S., Pivato A., Piazza R. 2024. Uptake and translocation of brominated flame retardants in tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.): Results from a standard soil-based biotest. Chemosphere, 353, 141594, 10 p. FI 2022 = 8,8 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141594>

AFI 2 Laurent C., **Bravin M.**, Crouzet O., Lamy I. 2024. Does a decade of soil organic fertilization promote copper and zinc phytoavailability? Evidence from a laboratory biotest with field-collected soil samples. Science of the Total Environment, 906 : 13 p. FI 2022 = 9,8 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167771>. Jeu de données associé : <https://doi.org/10.18167/DVN1/GIOAF2>

AFI 3 Seghouani M., **Bravin M.**, Mollier A. 2024. Crop response to nitrogen-phosphorus colimitation: Theory, experimental evidences, mechanisms, and models. A review. Agronomy for Sustainable Development, 44 (3) : 22 p. FI 2022 = 7,3 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00939-z>

AFI 4 Laurent C., **Bravin M.**, Blanchart E., Crouzet O., Pelosi C., Lamy I. 2023. Does a decade of soil organic fertilization promote copper and zinc bioavailability to an epi-endogeic earthworm? Environmental Science and Pollution Research, 30 : p. 17472-17486. FI 2022 = 5,8 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23404-y>. Jeu de données associé : <https://doi.org/10.18167/DVN1/TU9DRY>

¹ Le nom des doctorants est souligné dans les références des AFI.

² Le facteur d'impact du journal dans lequel l'article a été publié, ainsi que le quartile de positionnement du journal dans sa catégorie sont donnés pour chaque article.

- AFI 5 Avadi Tapia A.D., Benoit P., **Bravin M.**, Cournoyer B., Feder F., Galia W., Garnier P., Haudin C.S., Legros S., Mamy L., Nazaret S., Patureau D., Pot V., Vieublé Gonod L., Wassenaar T., Doelsch E. 2022. Trace contaminants in the environmental assessment of organic waste recycling in agriculture: Gaps between methods and knowledge. *Advances in Agronomy*, 174 : p. 53-188. FI 2021 = 9,3 (Q1). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.03.002>
- AFI 6 Laurent C., **Bravin M.**, Crouzet O., Pelosi C., Tillard E., Lecomte P., Lamy I. 2020. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. *Science of the Total Environment*, 709 : 11 p. FI 2022 = 6,5 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135927>. Jeu de données associé : <https://doi.org/10.18167/DVN1/C7WTZB>
- AFI 7 Nobile C., **Bravin M.**, Becquer T., Paillat J.M. 2020. Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. *Chemosphere*, 239 : 10 p. FI 2019 = 5,8 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124709>. Jeu de données associé : <https://doi.org/10.18167/DVN1/L9SQVO>
- AFI 8 Nobile C., **Bravin M.**, Tillard E., Becquer T., Paillat J.M. 2018. Phosphorus sorption capacity and availability along a toposequence of agricultural soils: Effects of soil type and a decade of fertilizer applications. *Soil Use and Management*, 34 (4) : p. 461-471. FI 2017 = 1,3 (Q3). <https://doi.org/10.1111/sum.12457>. Jeu de données associé : <https://doi.org/10.18167/DVN1/CUII08>
- AFI 9 Djae T., **Bravin M.**, Garnier C., Doelsch E. 2017. Parameterizing the binding properties of dissolved organic matter with default values skews the prediction of copper solution speciation and ecotoxicity in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (4) : p. 898-905. FI 2016 = 3,0 (Q2). <https://doi.org/10.1002/etc.3622>
- AFI 10 Guigues S., **Bravin M.**, Garnier C., Doelsch E. 2017. Does specific parameterization of WHAM improve the prediction of copper competitive binding and toxicity on plant roots? *Chemosphere*, 170 : p. 225-232. FI 2016 = 4,2 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.017>
- AFI 11 Layet C., Auffan M., Santaella C., Chevassus-Rosset C., Montes M., Ortet P., Barakat M., Collin B., Legros S., **Bravin M.**, Angeletti B., Kieffer I., Proux O., Hazemann J.L., Doelsch E. 2017. Evidence that soil properties and organic coating drive the Phytoavailability of Cerium Oxide Nanoparticles. *Environmental Science and Technology*, 51 (17) : p. 9756-9764. FI 2016 = 6,2 (Q1). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02397>
- AFI 12 Guigues S., **Bravin M.**, Garnier C., Masion A., Chevassus-Rosset C., Cazevieille P., Doelsch E. 2016. Involvement of nitrogen functional groups in high-affinity copper binding in tomato and wheat root apoplasts: spectroscopic and thermodynamic evidence. *Metallomics*, 8 (3) : p. 366-376. FI 2015 = 3,5 (Q2). <https://doi.org/10.1039/C5MT00298B>
- AFI 13 Obeidy C., **Bravin M.**, Bouchardon J.L., Conord C., Moutte J., Guy B., Faure O. 2016. Plants increase arsenic in solution but decrease the non-specifically bound fraction in the rhizosphere of an alkaline, naturally rich soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126 : p. 23-29. FI 2015 = 3,1 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.010>
- AFI 14 Tella M., **Bravin M.**, Thuriès L., Cazevieille P., Chevassus-Rosset C., Collin B., Chaurand P., Legros S., Doelsch E. 2016. Increased zinc and copper availability in organic waste amended soil potentially involving distinct release mechanisms. *Environmental Pollution*, 212 : p. 299-306. FI 2015 = 4,8 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.077>
- AFI 15 Ren Z.L., Tella M., **Bravin M.**, Comans R.N.J., Dai J., Garnier J.M., Sivry Y., Doelsch E., Straathoi A., Benedetti M.F. 2015. Effect of dissolved organic matter composition on metal speciation in soil solutions. *Chemical Geology*, 398 : p. 61-69. FI 2014 = 3,5 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2015.01.020>
- AFI 16 Wassenaar T., **Bravin M.**, Dumoulin F., Doelsch E. 2015. Ex-ante fate assessment of trace organic contaminants for decision making: A post-normal estimation for sludge recycling in Reunion. *Journal of Environmental Management*, 147 : p. 140-151. FI 2014 = 2,7 (Q2). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.015>
- AFI 17 Guigues S., **Bravin M.**, Garnier C., Masion A., Doelsch E. 2014. Isolated cell walls exhibit cation binding properties distinct from those of plant roots. *Plant and Soil*, 381 (1-2) : p. 367-379. FI 2013 = 3,2 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2138-1>
- AFI 18 Tella M., Doelsch E., Letourmy P., Chataing S., Cuoq F., **Bravin M.**, Saint Macary H. 2013. Investigation of potentially toxic heavy metals in different organic wastes used to fertilize market garden crops. *Waste Management*, 33 (1) : p. 184-192. FI 2012 = 2,5 (Q2). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.021>

AFI 19 **Bravin M.**, Garnier C., Lenoble V., Gérard F., Dudal Y., Hinsinger P. 2012. Root-induced changes in pH and dissolved organic matter binding capacity affect copper dynamic speciation in the rhizosphere. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 84 (1) : p. 256-268. FI 2011 = 4,3 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.01.031>

AFI 20 Jouvin D., Weiss D.J., Mason T.F.M., **Bravin M.**, Louvat P., Zhao F., Ferec F., Hinsinger P., Benedetti M. 2012. Stable isotopes of Cu and Zn in higher plants: evidence for Cu reduction at the root surface and two conceptual models for isotopic fractionation processes. *Environmental Science and Technology*, 46 (5) : p. 2652-2660. FI 2011 = 5,2 (Q1). <https://doi.org/10.1021/es202587m>

AFI 21 **Bravin M.**, Le Merrer B., Denaix L., Schneider A., Hinsinger P. 2010. Copper uptake kinetics in hydroponically-grown durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) as compared with soil's ability to supply copper. *Plant and Soil*, 331 (1-2) : p. 91-104. FI 2009 = 2,5 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0235-3>

AFI 22 **Bravin M.**, Michaud A.M., Larabi B., Hinsinger P. 2010. RHIZOTest: A plant-based biotest to account for rhizosphere processes when assessing copper bioavailability. *Environmental Pollution*, 158 (11) : p. 3330-3337. FI 2009 = 3,4 (Q1). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.07.029>

AFI 23 **Bravin M.**, Marti A.L., Clairotte M., Hinsinger P. 2009. Rhizosphere alkalisation, a major driver of copper bioavailability over a broad pH range in an acidic, copper-contaminated soil. *Plant and Soil*, 318 (1-2) : p. 257-268. FI 2008 = 2,0 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9835-6>

AFI 24 **Bravin M.**, Tentscher P., Rose J., Hinsinger P. 2009. Rhizosphere pH gradient controls copper availability in a strongly acidic soil. *Environmental Science and Technology*, 43 (15) : p. 5686-5691. FI 2008 = 4,5 (Q1). <https://doi.org/10.1021/es900055k>

AFI 25 **Bravin M.**, Travassac F., Hinsinger P., Garnier J.M. 2008. Oxygen input controls the spatial and temporal dynamics of arsenic at the surface of a flooded paddy soil and in the rhizosphere of lowland rice (*Oryza sativa* L.): a microcosm study. *Plant and Soil*, 312 : p. 207-218. FI 2007 = 1,8 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9532-x>

AFI 26 Michaud A.M., **Bravin M.**, Galleguillos M., Hinsinger P. 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298 (1-2) : p. 99-111. FI 2006 = 1,5 (Q1). <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0>

II.2.2. Articles de revue sans facteur d'impact

ASFI 1 Heurtaux M., Michaud A.M., Bell D., Houot S., Alexandre S., Duparque A., Balloy B., Schaub A., Trochard R., Bouthier A., Buffet M., Guillouais S., Flénet F., **Bravin M.**, Decoopman B., Goldberg V., Demarle O., Cahurel J.Y., Richard A., Parnaudeau V., Leclerc B., Duval R., Damay N., Sagot S., Le Roux C., Valé M., Valentin N., Ollivier D., Lepeuple A.S., Revallier A., Piquet A. 2016. Réseau PRO : Création d'un réseau d'essais au champ et d'un outil de mutualisation des données pour l'étude de la valeur agronomique et des impacts environnementaux des Produits Résiduaux Organiques recyclés en agriculture. *Innovations Agronomiques*, 49 : p. 111-132. <https://doi.org/10.15454/1.4622768302007988E12>

ASFI 2 Lahbib-Burchard T., Wassenaar T., Doelsch E., Feder F., **Bravin M.** 2012. Prédiction de l'accumulation à long-terme des éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de produits résiduaux organiques en milieu tropical : Validation d'un modèle par mesures in situ. *Bulletin du Groupe Francophone Humidité et Transferts en Milieux Poreux* (58) : p. 185-192. 50 ans de l'Orgeval et Journées Scientifiques du GFHN, 2012-11-20/2012-11-23, Paris (France). <https://agritrop.cirad.fr/569277/>

ASFI 3 Hinsinger P., **Bravin M.**, Devau N., Gérard F., Le Cadre E., Jaillard B. 2008. Soil-root-microbe interactions in the rhizosphere - a key to understanding and predicting nutrient bioavailability to plants. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 8 (3) : p. 39-47. International Symposium of Interactions of Soil Minerals with Organic Components and Microorganisms. 5, 2008-11-24/2008-11-28, Pucon (Chili). <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000400008>

ASFI 4 Darthout L., Bachelier L., **Bravin M.** 2006. Charge en produits phytosanitaires des eaux de percolation en verger de pommier : qualité des eaux 2004-2005. *Infos-Ctifl*, 225, 40-44.

ASFI 5 Darthout L., **Bravin M.**, Bachelier L. 2006. Charge en produits phytosanitaires des eaux de percolation en verger de pommier : I. Présentation et validation du dispositif expérimental. *Infos-Ctifl*, 218, 25-30.

II.2.3. Articles de vulgarisation

- AV 1 **Bravin M.**, Rambaud A., Krivine J.P. 2024. Pollution des sols agricoles, quel est l'état des connaissances ? AFIS Science et Pseudo-Sciences (347) : p. 40-48. <https://www.afis.org/Pollution-des-sols-agricoles-quel-est-l-etat-des-connaissances>
- AV 2 Benoit P., Doelsch E., **Bravin M.** 2024. Tour d'horizon des contaminants présents dans les sols agricoles. AFIS Science et Pseudo-Sciences (347) : p. 49-55. <https://agritrop.cirad.fr/607915/>
- AV 3 **Bravin M.**, Pandard P. 2024. Ne pas confondre contamination et pollution. AFIS Science et Pseudo-Sciences (347) : p. 56-62. <https://agritrop.cirad.fr/607916/>
- AV 4 Faburé J., Avadi A., **Bravin M.** 2024. L'évaluation des risques pour la santé humaine et celle des sols. AFIS Science et Pseudo-Sciences (347) : p. 63-70. <https://agritrop.cirad.fr/607917/>
- AV 5 Laurent C., **Bravin M.** 2023. Ecotoxicologie du cuivre et du zinc dans les sols agricoles : caractériser l'effet protecteur de la fertilisation organique pour l'intégrer aux méthodes d'évaluation des risques. Montpellier : INRAE, 4 p. (Fiche thématique ECOTOX, 47). <https://ecotox.hub.inrae.fr/productions/fiches-thematiques/fiche-thematique-n-47-octobre-2023>
- AV 6 Vayssières J., **Bravin M.** (eds.). 2020. L'agriculture au coeur de l'économie circulaire. Agronews (Avril) (h.s.) : 20 p. <https://agritrop.cirad.fr/595980/>
- AV 7 **Bravin M.**, Thuriès L., Versini A. 2018. Connaître les fertilisants et les outils disponibles pour un pilotage raisonné. Caro Canne (46) : p. 1-8. <https://agritrop.cirad.fr/591561/>
- AV 8 **Bravin M.**, Versini A., Feder F., Le Mezo L. 2018. Mieux connaître ses sols. Caro Canne (45) : p. 2-8. <https://agritrop.cirad.fr/589026/>
- AV 9 **Bravin M.**, Doelsch E., Hinsinger P. 2012. La rhizosphère : une échelle pertinente pour évaluer la phytodisponibilité des éléments traces ? In : Jacques Wery (ed.). Agronomie, plantes cultivées et systèmes de culture. Montpellier : Agropolis International, p. 22-22. (Les dossiers d'Agropolis International, 12). https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=602788

II.2.4. Norme

NOR 1³ NF EN ISO 16198. 2015. Qualité du sol – Test végétal pour l'évaluation de la biodisponibilité environnementale des éléments traces pour les végétaux. <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-16198/qualite-du-sol-test-vegetal-pour-levaluation-de-la-biodisponibilite-environ/fa170009/44883#AreasStoreProductsSummaryView>

II.2.5. Chapitres d'ouvrage

- CO 1 Doelsch E., Cambier P., **Bravin M.**, Bossa N., Cazevieille P., Chataing S., Chevassus-Rosset C., Tella M. 2016. Impacts des produits résiduels organiques sur la teneur et le comportement des éléments-traces dans les sols. Le point de vue du géochimiste. In : Jousseau Hélène (ed.), Houot Sabine (ed.), Paillat Jean-Marie (ed.), Saint Macary Hervé (ed.). Le recyclage des résidus organiques : regards sur une pratique agro-écologique. Versailles : Ed. Quae, p. 109-128. (Matière à débattre et décider). <https://agritrop.cirad.fr/583041/>
- CO 2 Vaufléury de A., **Bravin M.**, Ismert M., Grand C. 2011. Outils d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols et apport en éRé. Synthèse atelier n°2. In : Quels outils pour l'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes terrestres liés à des terrains contaminés ? Paris : ADEME; URS, p. 71-110. <https://agritrop.cirad.fr/588601/>

II.2.6. Rapports et notes scientifiques et techniques

- RNST 1 Laurent C., Doelsch E., Legros S., Tella M., Bravin M. 2024. Evaluation des risques écotoxicologique et sanitaire dans les agro-écosystèmes maraîchers et fourragers de l'île de La Réunion fertilisés avec des amendements organiques dépassant les seuils réglementaires en nickel et en chrome. Projet PhytAO-Ni/Cr, Ademe, Conseil régional de la Réunion, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, Union Européenne, in prep..
- RNST 2 Miralles-Bruneau M., Nobile C., **Bravin M.** 2023. Synthèse et actualisation de l'exportation en phosphore par les prairies à la Réunion. Saint Pierre : CIRAD, 51 p. <https://agritrop.cirad.fr/607234/>

³ Par principe, l'autorat de ce document n'est pas précisé, bien que j'en ai coordonné la rédaction.

RNST 3 Nobile C., **Bravin M.**, Miralles-Bruneau M. 2023. Raisonnement de la dose d'apport de phosphore autorisée dans le cadre des plans d'épandage à La Réunion. Saint Pierre : CIRAD, 3 p. <https://agritrop.cirad.fr/607195/>

RNST 4 Urbino C., Kahane R., Delatte H., Weil M., Bazile D., **Bravin M.**, Bugaud C., Le Bellec F., Danthu P., Lejars C., Akakpo K., Morillon R., Micheli F., Moustier P., Amiot-Carlin M.J., Rabaud S., Salinier J., Sanguin H., Sourisseau J.M., Temple L., Paget N., Dury S., Côte F.X. 2023. Feuille de route des recherches du Cirad à 10 ans sur la filière Horticulture. Montpellier : CIRAD, 71 p. <https://agritrop.cirad.fr/606135/>

RNST 5 **Bravin M.**, Vayssières J., Choisis J.P., Monier C., Hainzelin E. 2021. Note de synthèse. Utilisation de la démarche ImpresS ex ante comme outil d'aide à la programmation des activités de recherche-développement, application au dispositif Siaam à La Réunion pour la période 2022-2027. Montpellier : CIRAD, 29 p. https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=600072

RNST 6 Aunay B., **Bravin M.**, Lopez B., Togola A. 2020. Micro-ReUse - Réduction et phytodisponibilité des micropolluants en sortie d'une STEU de La Réunion pour l'optimisation de la réutilisation agricole des eaux usées traitées - Rapport final. Orléans : BRGM, 103 p. <https://agritrop.cirad.fr/604465/>

RNST 7 Versini A., **Bravin M.**, Soulie J.C., Conrozier R., Deulvot A., Mansuy A., Fevrier A., Bourgaut G., Miralles-Bruneau M., Achard P., Alison C., Insa G., Tisserand G., Deslandes T. 2020. Outils d'Aide à la Décision pour la gestion durable des sols et la fertilisation raisonnée des cultures à La Réunion. Etat des lieux et dynamique inter-filière. Note collective. Saint-Denis : CIRAD; Chambre d'Agriculture de La Réunion, 12 p. <https://agritrop.cirad.fr/598319/>

RNST 8 **Bravin M.**, Lemal L., Chevassus-Rosset C., Montes M., Tella M., Doelsch E., Feder F., Legros S. 2019. Evaluation à l'aide du RHIZOtest de la phytodisponibilité du nickel et du chrome apportés par l'épandage sur les sols agricoles des cendres de bagasse produites par Albioma à La Réunion. Montpellier : CIRAD, 31 p. <https://agritrop.cirad.fr/599853/>

RNST 9 **Bravin M.**, Chevassus-Rosset C., Lemal L., Montes M., Moussard G.D., Simon E., Tella M., Valmier M., Doelsch E., Feder F., Legros S. 2017. Etude de milieu en vue d'une demande de dérogation portant sur la mobilité et la phytodisponibilité des éléments traces métalliques et relative à l'utilisation d'eaux usées traitées pour l'irrigation d'espaces verts sur la commune du Port. Montpellier : CIRAD, 12 p. https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=588599

RNST 10 **Bravin M.**, Doelsch E., Feder F. 2015. Mobilité et phytodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols de La Réunion : Rapport de synthèse en vue d'une demande de dérogation sur le critère " éléments traces métalliques " relativement à l'utilisation d'eaux usées épurées pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts à La Réunion. Saint-Denis : CIRAD-PERSYST, 41 p. https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=579146

RNST 11 **Bravin M.**, Lemal L., Cazevieille P., Chevassus-Rosset C., Marger J.-L., Montes M., Doelsch E. 2012. Validation du rhizotest par un test interlaboratoire international en vue de sa normalisation. Rapport final. Angers : ADEME, 16 p. <https://agritrop.cirad.fr/608124/>

II.2.7. Communications orales invitées

CI 1 **Bravin M.** 2023. Bouclage des cycles des éléments et fertilisation des cultures à La Réunion. In : La bioéconomie dans les DOM : Valoriser la biomasse pour une meilleure autonomie. Paris : ACTA; Agreenium, 2 p. Agrowebinaires du mardi, 2023-03-28/2023-03-28, s.l. (France). <https://agritrop.cirad.fr/604319/>

CI 2 **Bravin M.**, Legros S., Clément E., Tella M., Avadi A., Doelsch E. 2023. Trace minerals added to agricultural soils by animal effluents: an ecotoxicological issue? Lyon : Animine, 1 p. Animine Academy. 26, 2023-09-02/2023-09-02, Lyon (France). https://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=606161

CI 3 **Bravin M.** 2022. Contexte des outre-mer tropicaux français : Est-ce si différent ? s.l. : COMIFER, 2 p. Webinaire Comifer sur la thématique Oligos-éléments et contaminants métalliques en agriculture : quelles réponses face aux enjeux agronomiques, sanitaires et environnementaux ?, 2022-04-12/2022-04-12, s.l. (France). <https://agritrop.cirad.fr/603236/>

CI 4 **Bravin M.** 2021. Continuum d'approches biogéochimiques pour l'évaluation de l'écotoxicité terrestre des éléments traces en contexte de recyclage agricole de résidus organiques. Orléans : Institut des sciences de la Terre d'Orléans, 1 p. Animation scientifique, Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (ISTO), Orléans, France, 6 Mai 2021/6 Mai 2021. <https://agritrop.cirad.fr/608021/>

CI 5 **Bravin M.**, Djae T., Garnier C., Doelsch E. 2019. DOM biogeochemistry in agricultural soils as a major driver of trace metal bioavailability to soil organisms. Bolzano : University of Bolzano, 1 p. Invited lecture, Free University of Bolzano, Bolzano, Italie, 13 Mai 2019/13 Mai 2019. <https://agritrop.cirad.fr/608022/>

CI 6 **Bravin M.** 2016. Trace element biogeochemistry in the rhizosphere: why bother with plant-mediated physical-chemical processes? In : Novel approaches to unravel the plant-soil-microbial systems in action. Piacenza : s.n., 1 p. Ph.D Winter School of the Italian Society of Agricultural Chemistry, 2016-02-15/2016-02-18, Piacenza (Italie). <https://agritrop.cirad.fr/579813/>

CI 7 **Bravin M.** 2015. Entre contamination et pollution des sols agricoles par les éléments traces : plaidoyer pour une évaluation à long-terme du risque écotoxicologique. Saint-Denis : CIRAD-PERSYST, 1 p. Webinaire AFES. 17, 2015-06-11/2015-06-11, Saint-Denis (Réunion). <http://agritrop.cirad.fr/578444//> Lien vers la vidéo : <https://vimeo.com/130421068>

CI 8 **Bravin M.** 2013. Dynamic speciation and phytoavailability of trace elements in contaminated soils: Why bother with rhizosphere chemistry? In : 23rd Annual Meeting of the European Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Glasgow : s.n., 1 p. Annual Meeting of the European Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 23, 2013-05-12/2013-05-16, Glasgow (Royaume-Uni). <https://agritrop.cirad.fr/578440/>

II.2.8. Communications orales classiques

COM 1 **Bravin M.**, Allinne Belloc C., Cardinale E., Caruana M.-L., Doelsch E., Legros S. 2023a. Enjeux scientifiques de la contamination chronique des agro écosystèmes. Montpellier : CIRAD, 2 p. Journée "Comment mieux considérer la contamination chronique des agro-écosystèmes dans les approches une seule santé aux Suds ?", Montpellier, France, 13 Octobre 2023/13 Octobre 2023. <https://agritrop.cirad.fr/608084/>, Lien vers la vidéo : <https://www.youtube.com/watch?v=LnzDOrTFJbg>

COM 2 **Bravin M.** 2023b. Modelling the heterogeneity of dissolved organic matter binding properties towards trace metals in soils: relevant or abusive tweaking?. Wuppertal : ISTE, 1 p. Icobte and Ichmet 2023, 2023-09-06/2023-09-10, Wuppertal (Allemagne). <http://agritrop.cirad.fr/606197/>

COM 3 Clément E., **Bravin M.**, Avadi A., Doelsch E. 2023a. Is the Usetox model for assessing the terrestrial ecotoxicity of trace elements adapted to the agricultural recycling of organic residues? Wuppertal : ISTE, 1 p. Icobte and Ichmet 2023, 2023-09-06/2023-09-10, Wuppertal (Allemagne). <http://agritrop.cirad.fr/606442/>

COM 4 Clément E., **Bravin M.**, Avadi A., Doelsch E. 2023b. Does Usetox predicts adequately Cu and Zn ecotoxicity in soils amended with animal effluents? In : Book of Abstracts of the 74th Annual Meeting of the European Federation of Animal Science. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, p. 959. (EAAP Book of Abstracts, 29). Annual Meeting of the European Federation of Animal Science (EAAP). 74, 2023-08-26/2023-09-01, Lyon (France). <http://agritrop.cirad.fr/606795/>

COM 5 Laurent C., Doelsch E., **Bravin M.** 2023. Long-term terrestrial ecotoxicity of trace elements in a context of intensive organic fertilization in market garden crops. In : Clean Environment, Human Health, Our future. Wuppertal : International Society of Trace Element Biogeochemistry; University of Wuppertal, 1 p. Joint International Icobte & Ichmet 2023. 1, 2023-09-06/2023-09-10, Wuppertal (Allemagne). <http://agritrop.cirad.fr/606265/>

COM 6 Legros S., Laurent C., Tella M., Doelsch E., **Bravin M.** 2023. Deciphering chromium oxidation state in crop plants at very low concentrations relevant for food safety information. In : Clean Environment, Human Health, Our future. Wuppertal : International Society of Trace Element Biogeochemistry; University of Wuppertal, 1 p. Joint International Icobte & Ichmet 2023. 1, 2023-09-06/2023-09-10, Wuppertal (Allemagne).⁴

COM 7 Nobile C., Mansuy A., Barau L., Versini A., **Bravin M.** 2023a. Sugarcane response to phosphorus fertilization in the highly diversified pedological contexts of Réunion Island. In : Proceedings of the XXXI International Society of Sugar Cane Technologists. Hyderabad : ISSCT, p. 491-498. ISSCT Congress. 31, 2023-02-20/2023-02-23, Hyderabad (Inde). <http://agritrop.cirad.fr/604084/>

COM 8 Nobile C., Miralles-Bruneau M., Conrozier R., Février A., Legendre E., **Bravin M.** 2023b. Ça phosphore aussi sous les tropiques ! In : 16èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et l'analyse : Programme et résumés. COMIFER, GERMAS. Puteaux : COMIFER, Résumé, 44-45. Rencontres Comifer-Gemas. 16, Tours, France,

⁴ Cette communication n'est pas encore référencée dans Agritrop.

21 Novembre 2023/22 Novembre 2023. <https://agritrop.cirad.fr/607934/>, lien vers la vidéo : <https://comifer.asso.fr/programme-des-16e-rencontres-comifer-gemas-2023/>

COM 9 Laurent C., **Bravin M.**, Doelsch E. 2022. Ecotoxicité terrestre à long terme des éléments traces apportés par une fertilisation organique intensive dans un agro-écosystème maraîcher. In : Colloque annuel de la SEFA 2022 : Recueil des résumés. Metz : Université de Lorraine, p. 22. Colloque annuel de la Société d'Écotoxicologie Fondamentale et Appliquée 2022, 2022-06-30/2022-07-01, Metz (France). <http://agritrop.cirad.fr/603237/>

COM 10 Avadi Tapia A.D., **Bravin M.**, Lemal L., Chevassus-Rosset C., Montes M., Lachowicz L., Tella M., Monteiro A.N.T.R. 2020. Empirical knowledge to improve terrestrial ecotoxicity characterisation of trace elements with USEtox. In : Proceedings of the 12th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2020 (LCA Food 2020) Towards Sustainable Agri-Food Systems. Berlin : German Institute of Food Technologies, 4 p. International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2020 (LCA Food 2020). 12, 2020-10-13/2020-10-16, Berlin (Allemagne). <http://agritrop.cirad.fr/597084/>

COM 11 Laurent C., **Bravin M.**, Crouzet O., Pelosi C., Lamy I. 2020. La fertilisation organique augmente-t-elle à long terme la biodisponibilité du cuivre et du zinc dans les sols agricoles ?. In : Lamy Isabelle (ed.), Coutellec Marie-Agnès (ed.), Denaix Laurence (ed.), Faburé Juliette (ed.), Martin-Laurent Fabrice (ed.), Morin Soizic (ed.), Mougin Christian (ed.). 7ème séminaire du Réseau d'écotoxicologie terrestre et aquatique, programme et livre des résumés. s.l. : Réseau ECOTOX, 1 p. Séminaire d'écotoxicologie. 7, 2020-11-16/2020-11-17, s.l. (France). <http://agritrop.cirad.fr/603235/>

COM 12 Laurent C., **Bravin M.**, Crouzet O., Pelosi C., Lamy I. 2019a. Do long-term applications of organic residues promote copper ecotoxicity in soil?. Nanjing : Nanjing Agricultural University, 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2019). 15, 2019-05-05/2019-05-09, Nanjing (Chine). <http://agritrop.cirad.fr/591775/>

COM 13 Laurent C., **Bravin M.**, Crouzet O., Pelosi C., Lamy I. 2019b. Plant-earthworm interactions alter copper availability in the rhizosphere. Nanjing : Nanjing Agricultural University, 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2019). 15, 2019-05-05/2019-05-09, Nanjing (Chine). <http://agritrop.cirad.fr/591774/>

COM 14 Le Bars M., Legros S., Levard C., Chevassus-Rosset C., Montes M., Séréni L., Guichemerre A., Guihou A., Angeletti B., **Bravin M.**, Thuriès L., Doelsch E. 2019. Zinc speciation in organic waste and soil characteristics control zinc fate in soil after agricultural recycling. In : Biogeochemistry of trace elements for improved environmental sustainability and human health. Nanjing : ISTE, 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2019). 15, 2019-05-05/2019-05-09, Nanjing (Chine). <http://agritrop.cirad.fr/594667/>

COM 15 Ramos M., Todoroff P., **Bravin M.**, Marion D., Thuriès L., Versini A., Albrecht A. 2019. Soil spectral signatures for sugarcane fertiliser recommendations through an adapted soil typology in Réunion. In : Proceedings of the XXX International Society of Sugar Cane Technologists Congress. Tucuman : ISSCT, p. 1568-1575. ISSCT Congress. 30, 2019-09-02/2019-09-05, Tucuman (Argentine). <http://agritrop.cirad.fr/593821/>

COM 16 **Bravin M.** 2018. Revisiting the origins of root-induced pH changes in the rhizosphere. In : 10th Symposium of the International Society of Root Research (ISRR10). Tel Aviv : ISRR, 1 p. Symposium of the International Society of Root Research. 10, 2018-07-08/2018-07-12, Tel Aviv (Israël). <http://agritrop.cirad.fr/588607/>

COM 17 **Bravin M.**, Djae T., Mayen J.F., Garnier C., Doelsch E. 2017. A bioavailability insight into the risk assessment of a trace metal contaminated soil following long-term application of organic wastes. Zurich : ETH, 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2017). 14, 2017-07-16/2017-07-20, Zurich (Suisse). <http://agritrop.cirad.fr/588605/>

COM 18 Lemal L., Valmier M., **Bravin M.** 2017. RHIZOtest: an innovative tool for phytoavailability assessment and risk management in polluted soils. In : Book of abstract of the 14th International conference on Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources. Lyon : Deltares; BRGM, p. 119-119. International conference on Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources (AquaConSoil). 14, 2017-06-26/2017-06-30, Lyon (France). <http://agritrop.cirad.fr/588608/>

COM 19 **Bravin M.**, Lemal L., Chevassus-Rosset C., Montes M., Arnal D., Hinsinger P., Doelsch E. 2016. RHIZOtest - the first standardized laboratory bioassay designed to assess the environmental bioavailability of trace elements to plants in soils. In : SETAC Europe Annual Meeting: Environmental contaminants from land to sea: continuities and interface in environmental toxicology and chemistry. Nantes : SETAC Europe, 1 p. SETAC Europe Annual

- Meeting: Environmental contaminants from land to sea: continuities and interface in environmental toxicology and chemistry. 26, 2016-05-22/2016-05-26, Nantes (France). <http://agritrop.cirad.fr/581480/>
- COM 20 Guigues S., **Bravin M.**, Garnier C., Doelsch E. 2016. Do specific parameterization of WHAM improve the prediction of copper competitive binding on plant roots ? Nantes : SETAC Europe, 2 p. SETAC Europe Annual Meeting: Environmental contaminants from land to sea: continuities and interface in environmental toxicology and chemistry. 26, 2016-05-22/2016-05-26, Nantes (France). <http://agritrop.cirad.fr/581479/>
- COM 21 Djae T., **Bravin M.**, Garnier C., Mayen J.F., Doelsch E. 2015. Modifications of chemical properties and copper speciation in the solution of field-collected rhizosphere. In : Proceedings of the 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Fukuoka : s.n., 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 13, 2015-07-12/2015-07-16, Fukuoka (Japon). <http://agritrop.cirad.fr/578442/>
- COM 22 Guigues S., **Bravin M.**, Garnier C., Masion A., Chevassus-Rosset C., Cazevieille P., Doelsch E. 2015. Cross-validation of XAFS with non-synchrotron radiation-based methods to evidence the implication of amino acids in copper complexation on plant roots. In : Proceedings of the 13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Fukuoka : s.n., 1 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 13, 2015-07-12/2015-07-16, Fukuoka (Japon). <http://agritrop.cirad.fr/578441/>
- COM 23 Nobile C., **Bravin M.**, Ravelet M., Tillard E., Becquer T., Paillat J.M. 2015. Phosphorus availability in the tropical soils of Reunion: comparison of various methods. In : Körner Ina (Ed.). Book of abstracts RAMIRAN 2015. Hambourg : Hamburg University of Technology, p. 54-54. International conference rural-urban symbiosis RAMIRAN 2015. 16, 2015-09-08/2015-09-10, Hambourg (Allemagne). <http://agritrop.cirad.fr/580398/>
- COM 24 **Bravin M.**, Djae T., Cazevieille P., Chevassus-Rosset C., Lemal L., Marger J.L., Montes M., Pradier C., Doelsch E. 2014. Variability in the binding capacity of dissolved organic matters toward trace metals in soil: impact on predictive ecotoxicology. In : Proceedings of the 24th Annual Meeting of the European Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Bâle : s.n., 2 p. Annual Meeting of the European Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 24, 2014-05-11/2014-05-15, Bâle (Suisse). <http://agritrop.cirad.fr/578439/>
- COM 25 **Bravin M.**, Lemal L., Cazevieille P., Chevassus-Rosset C., Montes M., Marger J.L., Arnal D., Hingsinger P., Doelsch E. 2014. Validation interlaboratoire d'un nouveau test végétal normalisé ISO pour mesurer la phytodisponibilité environnementale des éléments traces. In : 12èmes Journées d'étude des sols : Le sol en héritage (JES 2014), Le Bourget-du-Lac, France, 30 juin - 4 juillet 2014. Le Bourget-du-Lac : Université de Savoie, p. 326-327. Journées d'étude des sols. 12, 2014-06-30/2014-07-04, Le Bourget-du-Lac (France). <http://agritrop.cirad.fr/573983/>
- COM 26 Djae T., Garnier C., **Bravin M.**, Mayen J.F., Doelsch E. 2014. Modifications physico-chimiques des matières organiques dissoutes dans la rhizosphère des sols amendés avec des produits résiduels organiques : conséquences sur la spéciation de cuivre en solution. In : SGF, Université de Pau et des pays de l'Adour, CNRS. Résumés de la 24e Réunion des Sciences de la Terre, Pau, France, 27-31 octobre 2014. Pau : UPPA, p. 405-405. Réunion des Sciences de la Terre. 24, 2014-10-27/2014-10-31, Pau (France). <http://agritrop.cirad.fr/574514/>
- COM 27 Tella M., Chataing S., **Bravin M.**, Doelsch E. 2014. Investigation of trace elements content in organic wastes used for market gardening. In : Eds. R. Nono-Womdim, D. Gutiérrez Méndez, A. Sy Gaye. International Symposium on Urban and Peri-Urban Horticulture in the Century of Cities: Lessons, Challenges, Opportunities, 5th-9th December 2010, Dakar, Sénégal. Louvain : ISHS, p. 275-284. (Acta Horticulturae, 1021). International Symposium on Urban and Peri-Urban Horticulture in the Century of Cities: Lessons, Challenges, Opportunities, 2010-12-06/2010-12-09, Dakar (Sénégal). <http://agritrop.cirad.fr/573427/>
- COM 28 Djae T., **Bravin M.**, Cazevieille P., Chevassus-Rosset C., Lemal L., Marger J.L., Montes M., Garnier C., Doelsch E. 2013. Root-induced alterations of copper speciation in solution in the rhizosphere of crop species. In : 12th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2013): Environmental radioactivity, Athens, Georgia, USA, June 16-20, 2013. s.l. : s.n., 2 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 12, 2013-06-16/2013-06-20, Athens (Etats-Unis). <http://agritrop.cirad.fr/570176/>
- COM 29 Hutte M., Rabetokotany-Rarivoson N., Moussard G.D., Thuriès L., **Bravin M.** 2013. Putative role of trace elements and soil chemical properties in the induction or mitigation of rhizotoxicity in soils amended with organic wastes. In : INRA. 15 ème Conférence internationale RAMIRAN: Recyclage des résidus organiques pour l'agriculture: de la gestion des déchets aux services écosystémiques, Versailles, France, 3 au 5 juin 2013. s.l. :

INRA, 4 p. International Ramiran Conference. 15, 2013-06-03/2013-06-05, Versailles (France). <http://agritrop.cirad.fr/570566/>

COM 30 Oustrière N., Lahbib-Burchard T., Doelsch E., Feder F., Wassenaar T., **Bravin M.** 2013. Predictive modelling of the long-term accumulation of trace metals in tropical soils amended with organic wastes - field trial validation. In : INRA. 15^{ème} Conférence internationale RAMIRAN: Recyclage des résidus organiques pour l'agriculture: de la gestion des déchets aux services écosystémiques, Versailles, France, 3 au 5 juin 2013. s.l. : INRA, 4 p. International Ramiran Conference. 15, 2013-06-03/2013-06-05, Versailles (France). <http://agritrop.cirad.fr/570585/>

COM 31 Tella M., Proux O., Hazemann J.L., Briois V., **Bravin M.**, Doelsch E. 2013. Combining X-ray absorption spectroscopy (XAS) and diffusive gradients in thin films (DGT) to probe speciation and dynamic of heavy metals in soils amended with organic wastes. In : INRA. 15^{ème} Conférence internationale RAMIRAN: Recyclage des résidus organiques pour l'agriculture: de la gestion des déchets aux services écosystémiques, Versailles, France, 3 au 5 juin 2013. s.l. : INRA, 4 p. International Ramiran Conference. 15, 2013-06-03/2013-06-05, Versailles (France). <http://agritrop.cirad.fr/570572/>

COM 32 **Bravin M.**, Doelsch E., Hinsinger P. 2012. Root-induced decrease in metal binding capacity of dissolved organic matters in the rhizosphere: evidences from two convergent studies : S10.01b -1. In : 4th international congress of the European soil science societies Eurosoil 2012, Bari, Italy, 02-06 July 2012. s.l. : s.n., p. 502-502. International congress of the european soil science societies Eurosoil 2012. 4, 2012-07-02/2012-07-06, Bari (Italie). <http://agritrop.cirad.fr/569895/>

COM 33 Doelsch E., Saint Macary H., Feder F., Moussard G.D., Chevassus-Rosset C., Cazevielle P., **Bravin M.**, Thuriès L., Basile I., Bottero J.Y., Garnier J.M., Masion A., Rose J., Moustier S., Gaudet J.P., Legros S., Levard C., Collin B., Guigues S., Van de Kerchove V., Payet N., Garnier J.N., Bracco I., Badat F., Navarro O. 2012. Contexte régional et enjeux agronomiques et environnementaux du recyclage en agriculture des boues à la Réunion : Session 6. Gestion des risques environnementaux. In : Séminaire "Enjeux et conditions de la mobilisation de la matière organique issue des déchets (ménagers et organiques) dans les pays du Sud. Impacts agronomiques et environnementaux", 12-16 septembre 2011, Douala, Cameroun. Montpellier : CIRAD, (14 vues). <http://agritrop.cirad.fr/569942/>

COM 34 Lemal L., **Bravin M.**, Letourmy P., Hinsinger P., Doelsch E. 2011. Development of a new plant-based biotest to assess trace element phytoavailability in contaminated soils : selection of target-plant species for standardisation. In : SETAC Europe. Ecosystem protection in a Sustainable world: a challenge for science and regulation : 21th SETAC Europe Annual Meeting, Milan, Italy, 15-19 May 2011. s.l. : s.n., 3 p. SETAC Europe Annual Meeting. 21, 2011-05-15/2011-05-19, Milan (Italie). <http://agritrop.cirad.fr/561295/>

COM 35 Tella M., **Bravin M.**, Doelsch E. 2011. Copper speciation in organic wastes : an X-ray absorption spectroscopy study. In : 21st Annual V. M. Goldschmidt Conference, Prague, Czech Republic, 14-19 Aout 2011. s.l. : s.n., 1 p. Annual V.M. Goldschmidt Conference. 21, 2011-08-14/2011-08-19, Prague (Tchèque, République). <http://agritrop.cirad.fr/563450/>

COM 36 Tella M., **Bravin M.**, Doelsch E. 2011. Temporal dynamic of trace elements in soils amended with contaminated organic wastes. In : 11th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Element, 3-7 July 2011, Florence, Italy. s.l. : s.n., 2 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 11, 2011-07-03/2011-07-07, Florence (Italie). <http://agritrop.cirad.fr/563445/>

COM 37 Tella M., Chataing S., **Bravin M.**, Doelsch E. 2010. Investigation of trace elements content in organic wastes used for market gardening. In : Urban and peri-urban horticulture in the century of cities : International symposium, Dakar, Republic of Senegal, 6-9 December 2010. Programme and abstracts. Rome : FAO, p. 83-84. International Symposium on Urban and Peri-Urban Horticulture in the Century of Cities: Lessons, Challenges, Opportunities, 2010-12-06/2010-12-09, Dakar (Sénégal). <http://agritrop.cirad.fr/558751/>

II.2.9. Posters

POS 1 Nobile C., Miralles-Bruneau M., Conrozier R., Fevrier A., Legendre E., **Bravin M.** 2022. Raisonnement de la fertilisation phosphatée : synthèse des références à La Réunion. Saint-Gilles : CIRAD, 1 p. Comité scientifique et technique du DPP CapTerre, 2022-11-24/2022-11-24, Saint-Gilles (Réunion). <http://agritrop.cirad.fr/604454/>

POS 2 Marastoni L., Sandri M., Pii Y., Valentinuzzi F., Brunetto G., **Bravin M.**, Cesco S., Mimmo T. 2019. The effect of copper toxicity on synergisms and antagonisms between nutrients in grapevine plants. In : Rhizosphere 5 abstract book. Saskatoon : University of Saskatchewan, p. 142-143. Rhizosphere 5, 2019-07-08/2019-07-11, Saskatoon (Brunéi Darussalam). <http://agritrop.cirad.fr/595731/>

- POS 3 **Bravin M.**, Lemal L., Chevassus-Rosset C., Montes M., Moussard G.D., Simon E., Tella M., Valmier M., Doelsch E., Feder F., Legros S. 2018. Combining field measurements and biotest to assess lead and zinc phytoavailability in contaminated urban soils. Rome : SETAC Europe, 1 p. SETAC Europe Annual Meeting. 28, 2018-05-13/2018-05-17, Rome (Italie). <http://agritrop.cirad.fr/588606/>
- POS 4 Detaille C., Poultney D., Versini A., **Bravin M.**, Thuriès L., Paillat J.M., Moussard G.D., Baret D., Nirlo J.P., Feder F. 2018. SOERE PRO : A highly instrumented trial to study the environmental impacts of organic residue recycling in sugarcane ecosystems. Saint Gilles : ISSCT; ARTAS, 1 poster. ISSCT Agricultural Engineering, Agronomy and Extension Workshop : "Farming for the future: improving productivity and ecological resilience in sugarcane production systems". 3, 2018-09-23/2018-09-28, Saint Gilles (Réunion). <http://agritrop.cirad.fr/588995/>
- POS 5 Laurent C., **Bravin M.**, Pelosi C., Crouzet O., Lamy I. 2018. Drivers of copper availability in agricultural soils receiving long-term applications of organic fertilizers. Rome : SETAC Europe, 1 p. SETAC Europe Annual Meeting. 28, 2018-05-13/2018-05-17, Rome (Italie). <http://agritrop.cirad.fr/588604/>
- POS 6 Nobile C., **Bravin M.**, Becquer T., Paillat J.M. 2018. Is application rate the only driver of phosphorus phytoavailability in tropical soils receiving mineral and organic fertilizers over an extended period?. Saint Gilles : ISSCT, p. 38-38. ISSCT Agricultural Engineering, Agronomy and Extension Workshop : "Farming for the future: improving productivity and ecological resilience in sugarcane production systems". 3, 2018-09-23/2018-09-28, Saint Gilles (Réunion). <http://agritrop.cirad.fr/589140/>
- POS 7 Ramos M., Albrecht A., **Bravin M.**, Marion D., Todoroff P., Versini A., Thuriès L. 2018. Soil spectral signatures for sugarcane fertiliser recommendations through an adapted soil typology. Saint Gilles : ISSCT, p. 54-54. ISSCT Agricultural Engineering, Agronomy and Extension Workshop : "Farming for the future: improving productivity and ecological resilience in sugarcane production systems". 3, 2018-09-23/2018-09-28, Saint Gilles (Réunion). <http://agritrop.cirad.fr/589399/>
- POS 8 Versini A., **Bravin M.**, Ramos M., Albrecht A., Todoroff P., Collinet M., Thuriès L. 2018. SERDAF, a soil-specific nutrient management expert system for sugarcane fertilization in Reunion Island. In : Proceedings Side Event "Nutrient Management and Decision-Support Systems". Rennes : INRA, p. 24-25. Side Event of the 20th Nitrogen Workshop: Nutrient Management and Decision-Support Systems, 2018-06-27/2018-06-27, Rennes (France). <http://agritrop.cirad.fr/588573/>
- POS 9 Benedetti M., Ren Z.L., **Bravin M.**, Tella M., Dai J. 2014. Metal Ion Speciation and Dissolved Organic Matter Composition in Soil Solutions. San Francisco : AGU, 1 p. AGU Fall Meeting, 2014-12-15/2014-12-19, San Francisco (Etats-Unis). <http://agritrop.cirad.fr/591370/>
- POS 10 **Bravin M.**, Lemal L., Arnal D., Hinsinger P., Benedetti M.F., Boulonne L., Garnier J.M., Jolivet C., Doelsch E. 2013. From scientific concepts to standardization: development of a plant-based test to assess trace element phytoavailability. In : 12th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE 2013), Athens Georgia, USA, 16.06.2013-20.06.2013. s.l. : s.n., 2 p. International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 12, 2013-06-16/2013-06-20, Athens (Etats-Unis). <http://agritrop.cirad.fr/570182/>

II.3. Evaluation, organisation d'évènements et veille bibliographique

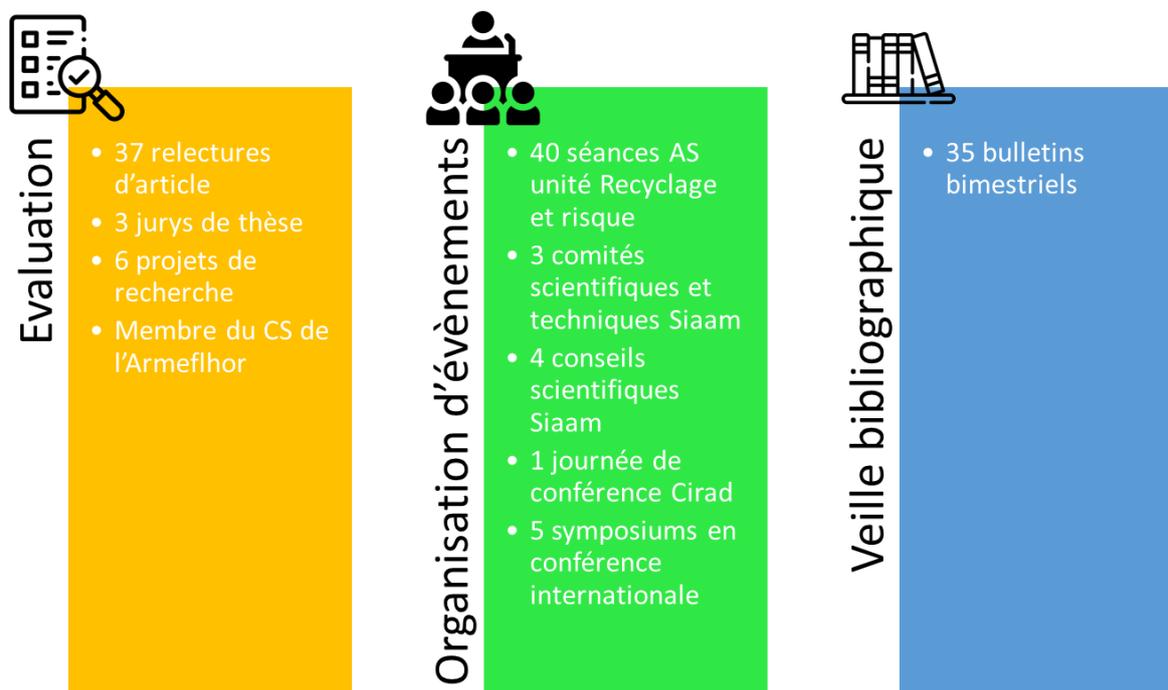


Figure II-3. Synthèse des activités d'évaluation, d'organisation d'évènements et de veille bibliographique

II.3.1. Evaluation scientifique et technique

Mon activité autour de l'évaluation scientifique et technique a concerné :

- La participation depuis 2011 au jury de trois thèses⁵ en tant qu'examineur ou invité ;
- La relecture depuis 2012 de 37 articles pour 18 journaux scientifiques internationaux à facteur d'impact⁶ ;
- L'évaluation depuis 2016 de six projets de recherche soumis à l'Ademe, à l'ANR, au programme du Cofecub, à la région Nouvelle-Aquitaine et à l'université de Bolzano ;
- La participation depuis 2021 et à raison de deux à trois séances par an au conseil scientifique de l'[Armeflhor](#), l'institut technique agricole de La Réunion sous l'égide de l'Acta.

II.3.2. Organisation d'évènements scientifiques et techniques

J'ai également co-organisé et co-animé depuis 2010 cinq types d'évènements scientifiques :

- **Animations scientifiques de l'unité Recyclage et risque** : 40 séances de 2010 à 2013 ;
- **Comités scientifiques et techniques du dispositif Siaam à La Réunion** : trois comités de 2018 à 2020 (deux en présentiel et un en distanciel à cause de la Covid-19), sur une journée chacun avec 75 participants en moyenne dont un tiers d'extérieur au Cirad, dont l'objectif était de présenter aux acteurs et partenaires locaux les résultats finalisés produits par le dispositif Siaam sur l'année écoulée ;
- **Conseils scientifiques du dispositif Siaam à La Réunion** : quatre comités de 2018 à 2020 (deux en présentiel et deux en distanciel à cause de la Covid-19), sur une journée chacun avec 25 participants en moyenne, dont l'objectif était de faire le bilan des réalisations de l'année et d'échanger sur les futures orientations stratégiques du dispositif Siaam avec les directions d'unité et de département scientifique concernées du Cirad ;

⁵ Les thèses de [Carole Obeidy](#), [Frédéric Ouedraogo](#) et [Justine Garraud](#).

⁶ Le détail du nombre de relectures effectuées pour chaque journal peut être trouvé [ici](#).

- **Journée institutionnelle de conférence** sur le thème : « Comment mieux considérer la contamination chronique des agro-écosystèmes dans les approches une seule santé aux Suds ? », le 13 octobre 2023, en présentiel sur le site du Cirad de Lavalette à Montpellier et en streaming, avec 17 intervenants dont trois extérieurs au Cirad, avec une trentaine de participants ;
- **Symposiums scientifiques**
 - Rhizoremediation and soil pollution, sept présentations orales, Conférence Rhizosphere 3, Australie, 2011 ;
 - Soil-plant and soil-plant-microbial interactions in the rhizosphere, 15 présentations orales et cinq posters, Icobte 12th, Etats-Unis d'Amérique, 2013 ;
 - Trace element biogeochemistry at the soil-plant and soil-plant-microbial interfaces, 26 présentations orales et 13 posters, Icobte 13th, Japon, 2015 ;
 - Trace element dynamics in the rhizosphere, 11 présentations orales et cinq posters, Icobte 15th, Chine, 2019 ;
 - Chronically contaminated agroecosystems – from mechanistic understanding to global-scale risk assessment, 12 présentations orales et quatre posters, 1st joint Icobte 16th-Ichmet 21st, Allemagne, 2023.

II.3.3. Participation à de la veille bibliographique

J'ai enfin participé de 2016 à 2022 à la réalisation du [bulletin bimestriel de veille Valor Pro](#), dont l'objectif est de diffuser de l'information sur les actualités techniques, juridiques, réglementaires et scientifiques autour de la valorisation agricole des produits résiduels organiques. J'étais notamment en charge de la veille scientifique sur l'écodynamique des contaminants inorganiques. J'ai quitté l'équipe de veille lors du changement de l'outil de gestion utilisé, qui s'est accompagné de la suppression de la partie scientifique de la veille et sa re-focalisation sur les actualités qui paraissent dans la presse et les médias.

II.4. Enseignement, formation et vulgarisation scientifique

Bien que n'ayant pas le statut d'enseignant-chercheur, j'ai dispensé depuis 2005 et la préparation de mon doctorat, seul ou avec des collègues, 294 heures d'enseignements auprès d'étudiants en formation initiale ou continue, ainsi que 23 jours de formations auprès de professionnels du monde de la recherche et de l'agriculture. J'ai également participé à trois évènements ou actions de vulgarisation scientifique pour le grand public.

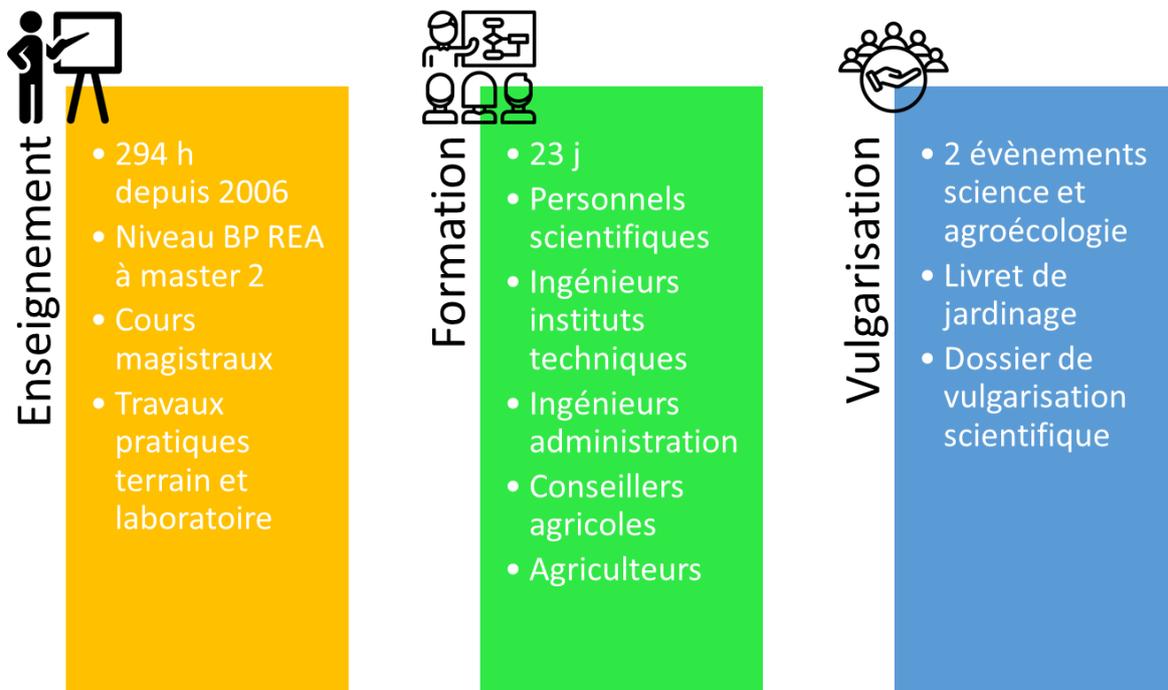


Figure II-4. Synthèse des activités d'enseignement, de formation et de vulgarisation scientifique

II.4.1. Enseignements dispensés

Voici la liste des enseignements que j'ai dispensés auprès d'étudiants en formation initiale et continue :

- **2006 et 2007, 2 × 3 h, Master 2**, Université de Montpellier et Montpellier SupAgro : cours magistral et TP informatique sur la recherche documentaire ;
- **2007, 27 h, Elèves-ingénieurs de 1^{ère} année**, Montpellier SupAgro, cours magistral, travaux pratiques et travaux dirigés : Introduction à la démarche expérimentale en écotoxicologie ;
- **2007, 40 h, Elèves-ingénieurs de 1^{ère} année**, Montpellier SupAgro : Travaux pratiques de science du sol du terrain au laboratoire ;
- **2008, 5 h, Elèves-ingénieurs de 2^{ème} année**, Montpellier SupAgro, cours magistral et travaux pratiques sur le terrain : La toxicité du cuivre pour les plantes
- **2010, 8 h, Master 1**, Université du Sud Toulon Var, cours magistraux :
 - Chimie générale des sols : composition, propriétés, réactivité ;
 - Biodisponibilité des contaminants dans les sols : concepts, déterminants biogéochimiques et outils d'évaluation ;
 - Phytodisponibilité des éléments traces dans les sols ;
- **De 2012 à 2021, 10 × 18 h, Licence Pro**, Lycée Agricole Saint-Paul et université de La Réunion :
 - Cours magistral : Contamination des sols agricoles – Notions de base et particularités réunionnaises ;
 - Travaux pratiques de terrain sur la station expérimentale des Colimaçons ;

- **2016 et 2018, 3 × 1 j (22 h), CAP, Lycée et BTS** des lycées agricoles de Saint-Paul et de Saint-Joseph, dans le cadre des Agrofert'îles junior organisées par les Rita, La Réunion :
 - Le sol et ses propriétés : intérêt et nécessité de les entretenir ; atelier sur le terrain, avec observation d'un profil de sol et démonstration de la capacité d'échange cationique du sol ; [lien vers la vidéo](#) ;
 - De la fertilité du sol à la fertilisation des cultures : diversité des sols et de leurs propriétés à La Réunion ; stand sur le terrain avec démonstration de l'effet des pratiques agricoles sur la capacité d'échange cationique du sol (co-animé avec A. Albrecht, IRD, UMR Eco&Sols) ;
- **2017, 2 h, BP REA**, CFPPA de Saint-Joseph, La Réunion, cours magistral : Répartition, Propriétés et Analyses des Sols Agricoles à La Réunion ;
- **2018, 2 h, BTS GPN**, Lycée agricole de Saint Paul, La Réunion, cours magistral : Mettre en évidence et illustrer quelques grandes propriétés du sol ;
- **2023, 2h, Master 2**, Istom, Angers, cours magistral dans le cadre d'une formation de cinq jours organisée par l'UPR Recyclage et risque et intitulée « Le recyclage des résidus organiques en agriculture – Intérêts agronomiques et maîtrise des risques environnementaux – Applications aux agricultures du nord et des suds » : Pollutions chimiques des sols en contexte de recyclage agricole de Mafor.

II.4.2. Formations dispensées

Voici la liste des formations que j'ai dispensées auprès de professionnels du monde de la recherche ou de l'agriculture :

- **2012, 3 j, Huit techniciens et chercheurs de cinq équipes de recherche européennes⁷**, Cirad à Montpellier : Formation européenne sur la technique RHIZOtest en vue du test interlaboratoire
- **2015, 4 j, Six agents de la Daaf et enseignants du lycée agricole de Saint-Paul**, La Réunion : Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire à La Réunion
- **2016, 4 j, 19 ingénieurs et techniciens de l'Armefflor et de la chambre d'agriculture spécialiste du maraîchage**, dans le cadre du Rita Végétal, La Réunion: Gestion de la fertilité du sol – Pourquoi et comment intégrer les matières fertilisantes d'origine résiduaire ?
- **2017 et 2019, 2 × 1 j, agriculteurs et conseillers agricoles**, dans le cadre des Agrofert'îles organisées par les Rita, La Réunion :
 - Lutter contre l'acidité de son sol avec les résidus organiques ; stand sur le terrain avec démonstration de mesures in situ du pH du sol (co-animé avec E. Tillard, Cirad, UMR Selmet) ;
 - De la fertilité du sol à la fertilisation des cultures : Serdaf et Ferti-Run, deux outils pour raisonner en quelques clics votre fertilisation ! Stand sur le terrain avec démonstration de l'utilisation des outils sur informatique (co-animé avec V. van de Kerchove et J. Leung, Chambre d'agriculture, et A. Versini, Cirad, UPR Recyclage et risque).
- **2018, 3 j, 20 agents de groupes privés spécialisés en productions maraîchères et du Farei**, organisée par la Chambre d'agriculture de l'île Maurice : Gérer durablement la fertilité de son sol en production maraîchère
- **2020 et 2021, 6 j, 30 conseillers en production de canne à sucre de la Chambre d'agriculture, du groupe Tereos Océan Indien et du CTICS**, dans le cadre du Rita Canne, La Réunion : Gestion de la fertilité des sols et fertilisation de la canne à sucre pour soutenir la durabilité des exploitations agricoles
- **2021, 1 j, 10 maraîchers**, organisée par la Chambre d'agriculture, La Réunion : Gestion durable de mon sol en Agriculture biologique à La Réunion, être capable d'interpréter une analyse de sol afin de connaître les types de sol et d'en évaluer les besoins

⁷ Université de Liège-Gembloux Agro-Bio Tech (Belgique), University of Udine (Italie), Frei university of Bolzano (Italie), Institute for ecological chemistry, plant analysis and stored product protection (Allemagne) et University of natural resources and life sciences (Autriche)

II.4.3. Evènements et actions de vulgarisation scientifique

J'ai enfin participé aux évènements ou actions de vulgarisation scientifique suivants :

- **2017**, participation à la nuit de l'agroécologie sur le thème des « débats citoyens autour de l'agriculture », organisée par le pôle de compétitivité Qualitropic et le lycée agricole de Saint-Paul, La Réunion : animation du thème sur la fertilisation organique des sols ;
- **2018**, participation à la nuit européennes des chercheurs, organisée par l'université de La Réunion : tenue dans le cadre du « bureau des histoires » d'un stand sur l'étude des interactions entre les plantes et les vers de terre à l'aide du Rhizotest ;
- **2021**, contribution au chapitre 4 « Jardiner sur un sol vivant » du livret « [Jardiner avec la nature à La Réunion](#), volume 2 » à destination du grand public ;
- **2024**, coordination scientifique d'un dossier de six articles (dont quatre en tant que co-auteurs, voir AV 1 à 4) sur la pollution des sols agricoles dans la revue de vulgarisation scientifique Science et pseudo-sciences.

II.5. Montage, coordination et participation à des projets

Depuis mon recrutement, j'ai monté et coordonné 14 projets de recherche et d'expertise pour un montant total de financement de 1 560 k€. J'ai également participé ou participe encore à huit projets de recherche pour un montant total de financement pour mes activités ou celle de mon unité de 3 525 k€.

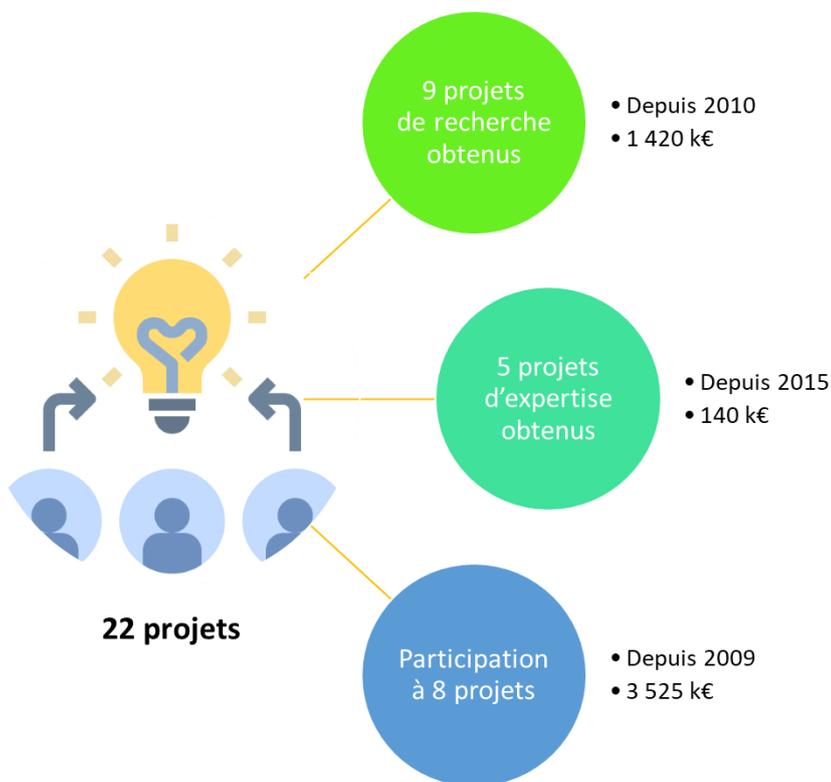


Figure II-5. Synthèse des montages et des participations à des projets de recherche et d'expertise

II.5.1. Projets de recherche obtenus⁸

NormaRHIZO : Vers la normalisation du Rhizotest pour l'évaluation de la phytodisponibilité des éléments traces en sols contaminés, financé par l'ANR (programme « Contaminants Ecosystèmes Santé »), de 2010 à 2012, pour 500 k€, monté avec E. Doelsch et coordonné par E. Doelsch 12 valorisations⁹ : AFI 15, AV 9, NOR 1, CO 2, CI 8, 5 COM (16, 19, 25, 32 et 34) et POS 9 et 10 ;

Développement d'un modèle générique (Biotic Ligand Model) pour évaluer la phytodisponibilité des ETM (Cu et Zn), financé par l'Insu (EC2CO-Cytrix), en 2011 et 2012, pour 25 k€, monté avec E. Doelsch et coordonné par E. Doelsch Cinq valorisations : AFI 10, 12 et 17 et COM 20 et 22 ;

RHIZOlab : Validation du Rhizotest par un test interlaboratoire international en vue de sa normalisation ISO, financé par l'Ademe, en 2012, pour 80 k€ Une valorisation : RNST 11 ;

Pilmo-6 : Impact de la valorisation des produits résiduels organiques sur la dynamique et la phytodisponibilité des contaminants dans les sols, co-financé par le Cirad, le conseil régional de La Réunion via les fonds UE Feder et l'Etat Français, de 2011 à 2013, pour environ 90 k€¹⁰, monté et coordonné dans le cadre d'un programme de recherche dont le montage global a été coordonné par la direction régionale du Cirad à La Réunion Trois valorisations : COM 28, 29 et 30 ;

Siaam 1 : Recyclage des nutriments et maîtrise des flux de contaminants, co-financé par le Cirad, le conseil régional de La Réunion via les fonds UE Feder, le conseil départemental de La Réunion via les fonds UE Feader et l'Etat Français, de 2014 à 2021, pour environ 240 k€¹¹, monté et coordonné dans le cadre d'un programme de recherche dont le montage global a été coordonné par la direction régionale du Cirad à La Réunion

⁸ Sauf mention contraire, j'ai monté et coordonné les projets indiqués.

⁹ Ce type de référence renvoie à la liste des productions scientifiques ci-dessus (cf. II.2).

¹⁰ Le montant des financements a légèrement varié d'une année sur l'autre autour de 30 k€/an.

¹¹ Idem

29 valorisations : 4 AFI (2, 4, 6 et 9), 4 AV (5 à 8), 4 RNST (2,3, 5 et 7), 4 CI (1, 3, 6 et 7), 9 COM (1, 11 à 13, 15, 17, 21, 24 et 26) et 4 POS (1, 5, 7 et 8) ;

RHIZObiome : Adaptabilité du Rhizotest pour étudier le lien entre recyclage agricole des résidus organiques et résistances microbiennes aux contaminants du sol, financé par le Cirad (Action incitative Crési), en 2019, pour 21 k€ ;

FertiPC : Fertilisation phosphatée en systèmes canniers à La Réunion, financé par Tereos Océan Indien, en 2020 et 2021, pour 100 k€ Une valorisation : COM 7 ;

PhytAO-Ni/Cr : Phytodisponibilité de Ni et Cr pour les cultures maraîchères et fourragères fertilisées avec des amendements organiques à La Réunion, financé par l'Ademe, de 2021 à 2023, pour 145 k€ Quatre valorisations : RNST 1 et COM 5, 6 et 9 ;

ACV-Ecoto(Mi)x : Adaptation des méthodes utilisées en ACV pour évaluer l'impact écotoxicologique des mélanges de contaminants chimiques apportés par les produits résiduels organiques dans les sols, financé par l'Ademe, de 2022 à 2024, pour 219 k€, monté avec E. Doeslch et A. Avadí et coordonné par ce dernier Deux valorisations : COM 3 et 4.

II.5.2. Projets d'expertise obtenus

Reuse : Synthèse et analyse des connaissances nécessaires à la construction de la demande de dérogation ETM relative à l'utilisation d'eaux usées épurées pour l'irrigation de cultures (canne à sucre et autres cultures) ou d'espaces verts à La Réunion, financé par l'Office de l'eau Réunion, en 2015, pour 13 k€ Une valorisation : RNST 9 ;

Plomb Réunion : Mobilité et phytodisponibilité du plomb contenu dans le sol en vue de la valorisation des eaux traitées en sortie de station d'épuration, financé par la mairie du Port, en 2016 et 2017, pour 60 k€ Trois valorisations : RNST 10, COM 18 et 3 ;

Smart Agriculture : Etat des lieux des pratiques et des besoins en termes de gestion durable de la fertilité des sols en production maraîchère sur l'île Maurice, en 2018, pour 9 k€ ;

Albioma Ni-Cr : Evaluation à l'aide de l'outil Rhizotest de la phytodisponibilité du nickel et du chrome apportés par l'épandage des cendres de bagasse produites par Albioma sur les sols agricoles de La Réunion, financé par la société Albioma, en 2019, pour 58 k€ Une valorisation : RNST 8 ;

Expertises ICPE : Réalisations à la demande du service ICPE de la Daaf de La Réunion de huit expertises d'analyses de sol sur des parcelles d'exploitations agricoles d'élevage ayant abouti à des arrêtés préfectoraux de suspension d'épandage des effluents d'élevage, de 2019 à 2023, financées dans le cadre de la contribution de l'Etat français au projet Siaam 1.

II.5.3. Participation à des projets de recherche

Isard : Intensification écologique des Systèmes de production Agricoles par le Recyclage des Déchets, financé par l'ANR (programme STRA), de 2009 à 2013, coordonné par H. Saint Macary (Cirad, UPR Recyclage et risque), pour 386 k€ pour l'UPR Recyclage et risque Neuf valorisations : AFI 14 et 18, CO 1 et 6 COM (27, 31, 33, 35 à 37) ;

Girovar : Gestion intégrée des résidus organiques par la valorisation agronomique à La Réunion, financé par le compte d'affectation spéciale développement agricole et rural (Casdar, programme « Innovation et partenariat »), de 2010 à 2013, coordonné par T. Wassenaar (Cirad, UPR Recyclage et risque), pour 122 k€ pour l'UPR Recyclage et risque Deux valorisations : AFI 16 et ASFI 2 ;

Réseau Pro : Création d'un réseau d'essais au champ et d'un outil de mutualisation des données pour l'étude de la valeur agronomique et des impacts environnementaux et sanitaires des produits résiduels organiques (Pro) recyclés en agriculture, financé par le Casdar (programme « Innovation et partenariat »), de 2011 à 2014, coordonné par F. Butler (Acta) et A. Michaud (Inrae), pour 20 k€ pour mes activités Une valorisation : ASFI 1 ;

Boues Grand Prado : Valorisation agricole des produits à base de compost de boues et de boues séchées de la station d'épuration du Grand Prado à La Réunion, financé par Véolia Eau, depuis 2012, coordonné par F. Feder (Cirad, UPR Recyclage et risque), pour environ 200 k€/an pour l'UPR Recyclage et risque (Charges de personnel, fonctionnement et une thèse Cifre en continu) Cinq valorisations : AFI 7 et 8, COM 23 et POS 4 et 6 ;

Micro-Reuse : Solutions innovantes de réduction des micropolluants en sortie d'une STEU de La Réunion pour l'optimisation de la réutilisation agricole des eaux usées traitées, financé par le ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, l'office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema) et les

PRESENTATION ET DEROULE SYNTHETIQUE DE CARRIERE

agences de l'eau, de 2015 à 2018, coordonné par B. Aunay (BRGM), pour 60 k€ pour mes activités Une valorisation : RNST 6 ;

Digestate : Diagnosis of waste treatments for contaminant fates in the environment, financé par l'ANR (programme « Défi 5 »), de 2016 à 2021, coordonné par E. Doelsch (Cirad, UPR Recyclage et risque), pour 248 k€ pour l'UPR Recyclage et risque Deux valorisations : AFI 5 et COM 14 ;

Suminapp : Sustainable usage of trace minerals in animal production program, financé par l'union européenne (UE, programme H2020 « Eurostars »), de 2018 à 2020, coordonné par S. Durosoy (PDG Animine), pour 250 k€ pour l'UPR Recyclage et risque Trois valorisations : CI 2 et Com 2 et 10 ;

e-Dip : Environmental Dynamics and Impacts of contaminant cocktails originating from Plastics in soil ecosystems, financé par l'ANR, de 2022 à 2025, coordonné par M.-F. Dignac (Inrae, UMR iEES), pour 39 k€ pour mes activités.

II.6. Encadrement, management et animation

Depuis 2006, j'ai (co-)encadré 34 étudiants, dont 21 de niveau master 2, ainsi que neuf doctorants. Le devenir des étudiants est précisé lorsqu'il est connu. J'ai également (co-)managé cinq personnels temporaires et deux personnels permanents, ainsi qu'animé un dispositif de recherche constitué d'une cinquantaine de personnels permanents.

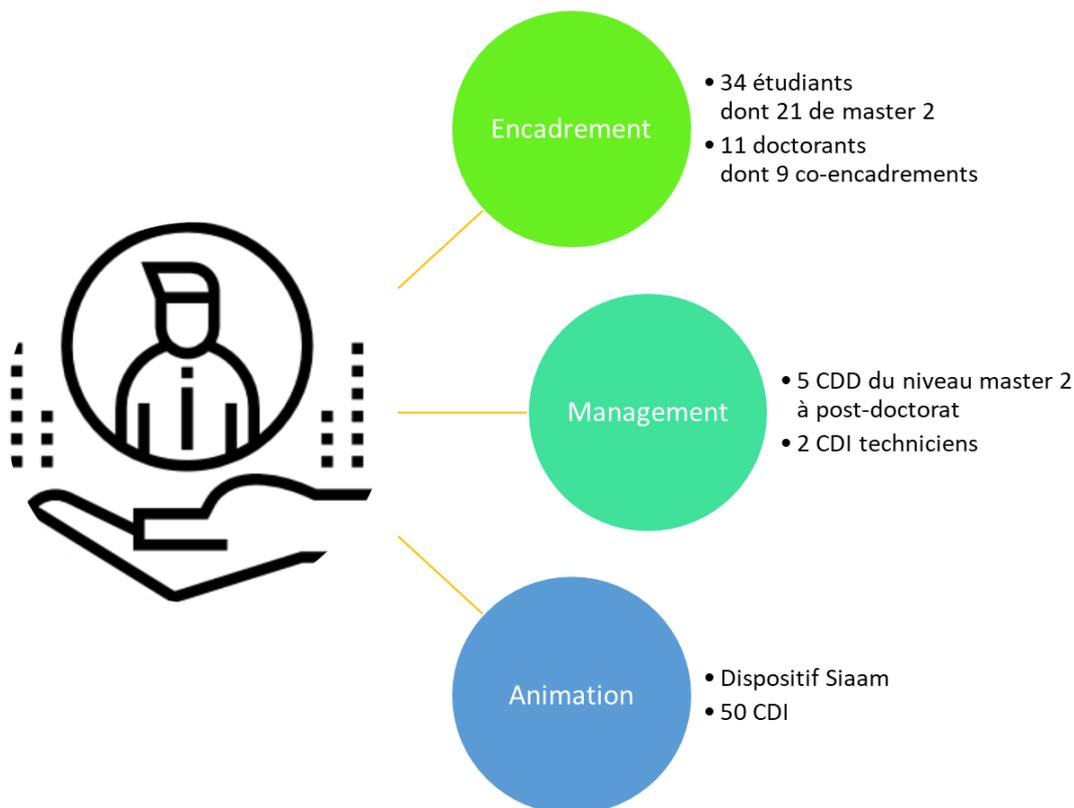


Figure II-6. Synthèse de l'activité d'encadrement et de management

II.6.1. Encadrement d'étudiants : IUT à master 2

Depuis 2006, j'ai (co-)encadré ou (co-)encadre 34 étudiants¹², dont 21 étudiants de master 2 :

A. L. Marti, 2008, Caractérisation de l'alcalinisation de la rhizosphère du blé dur et de son impact sur la disponibilité et la biodisponibilité du cuivre en sol acide à antécédent viticole. Université polytechnique de Valence (Espagne) AFI 23¹³ ;

L. Lemal, 2010, Sélection d'espèces végétales de référence en vue de la normalisation du Rhizotest pour la mesure de la phytodisponibilité des éléments traces en sols contaminés. Master Génie de l'environnement (Toulouse) COM 34 ;

- Suite à son stage, L. Lemal a été recrutée en CDD au sein de l'unité Recyclage et risque sur les projets NormaRHIZO et RHIZOlab, puis a monté la start-up MetRHIZlab avant que cette dernière ne soit rachetée par le bureau d'étude Ginger Burgeap et que Laure Lemal y devienne cheffe de projets R&D en CDI ;

A. Idrac, 2010, Evaluation de la dynamique de réapprovisionnement des métaux par le sol par le couplage mesures DGT - modélisation DIFS. Master SET (Aix-en-Provence) ;

S. Grimaldi, 2010, Dynamique de la remobilisation des métaux en sols saturés en eau par la technique DGT. Master Hydrologie, Hydrogéologie et Sols (Paris) ;

¹² Par souci de brièveté, les étudiants de niveau DUT à master 1 ne sont pas référencés ici. Ces informations peuvent cependant être retrouvées [sur ce lien](#).

¹³ Ce type de référence renvoie à la liste des productions scientifiques ci-dessus (cf. II.2).

T. Djae, 2012, Détermination analytique et modélisation de la spéciation des éléments traces métalliques dans la rhizosphère de plantes cultivées. Master Chimie & Matériaux, Spécialité Chimie Analytique Réactionnelle et Modélisation en Environnement (Toulon) ;

- Suite à son stage, T. Djae a démarré un doctorat au sein de l'unité Recyclage et risque du Cirad et du laboratoire Protee de l'université de Toulon ;

M. Hutte, 2012, Disponibilité et phytotoxicité des éléments traces métalliques lors du recyclage agricole de Matières Organiques Exogènes en milieu tropical : Application à l'île de la Réunion. Isara (Lyon) COM 29 ;

- Suite à son stage, M. Hutte a été ingénieure R&D en agroalimentaire au sein d'AgroFlor et du Cirad à La Réunion, puis a démarré un doctorat sur contrat Cifre en agronomie et agroalimentaire à La Réunion ;

T. Lahbib-Burchard, 2012, Prédiction à moyen/long-terme de l'accumulation d'éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de résidus organiques et évaluation du risque écotoxicologique. Istom (Cergy-Pontoise) ASFI 2 et COM 30 ;

- Suite à son stage, T. Lahbib-Burchard a été recrutée par l'AFD comme assistante technique sur la filière café biologique à Sao-Tomé e Principe ;

S. Poïny-Toplan, 2013, Modélisation prédictive de l'accumulation des éléments traces métallique dans les sols réunionnais en contexte de recyclage agricole de produit résiduaire organique. Master 2, Universités d'Avignon et de La Réunion, Master Agrosociétés : Hydrologie, sol et environnement (La Réunion) ;

A. Edde, 2014, Contamination des sols agricoles par les éléments traces métalliques en contexte de recyclage de produits résiduaire organiques. Ensaia (Nancy) ;

- Suite à son stage, A. Edde a été recrutée comme technicienne d'expérimentation chez DuPont Solutions, puis comme animatrice syndicale à la FDSEA du Bas-Rhin ;

Q. Devresse, 2016, Modélisation de la biodisponibilité et de la rhizotoxicité pour l'orge (*Hordeum vulgare* L.) des éléments traces provenant de résidus organiques apportés sur des sols agricoles. Master 3E E2SA, Université de Lorraine ;

- Suite à son stage, Q. Devresse a réalisé un second stage de 6 mois au CNRS, puis a été technicien-échantillonneur en microbiologie chez Eurofins Biotech Germande, avant de démarrer un doctorat au GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung de Kiel en Allemagne ;

C. Grigis, 2016, Impact de l'apport de produits résiduaire organiques et d'engrais minéral sur la disponibilité du phosphore dans les sols agricoles de La Réunion – incubations successives en conditions contrôlées pour reproduire les effets à long-terme d'apports au champ. SupAgro (Montpellier) ;

- Suite à son stage, C. Grigis est devenue animatrice en VSC au Civam du Gard, puis chargée d'études en agronomie chez Territori, puis à la Daaf de La Réunion et enfin à l'EPTB en Occitanie ;

M. Valmier, 2017, Capacité du Rhizotest à rendre compte de l'efficacité de différentes méthodes de remédiation mises en place sur Sites et Sols Pollués (SSP) par des ETMs. Master Chimie de l'environnement et écotoxicologie, Université de Bordeaux (Bordeaux) RNST 9, COM 18 et POS 3 ;

- Suite à son stage, M. Valmier a démarré un doctorat au Trinity College de Dublin en Irlande ;

L. Séréni, 2017-2018, Dynamique des éléments traces en contexte de recyclage agricole. Ecole normale supérieure (Paris), COM 14 ;

- Suite à son stage, L. Séréni a démarré un doctorat au sein de l'unité Ecosys à Versailles ;

L. Chiarello, 2018, Impact de l'interaction sol-vers de terre sur la disponibilité et la biodisponibilité de Cu et Zn dans des sols agricoles fertilisés sur le long-terme avec des produits résiduaire organiques. Master Biodiversité Écologie Évolution (B2E), Parcours Ecosystèmes, Université de Montpellier et SupAgro (Montpellier) ;

- Suite à son stage, L. Chiarello a démarré un doctorat au Canada ;

I. Aabbar, 2020, Devenir des contaminants traces organiques dans le sol d'un essai agronomique recevant des apports de produits résiduaire organiques à La Réunion. Master SET, spécialité MAEVA – GSDP, Université Aix-Marseille (Marseille) ;

- Suite à son stage, I. Aabbar a démarré un doctorat au sein de l'unité LIEC à Nancy ;

A. Claude, 2020, Etude de la phytodisponibilité de contaminants organiques émergents avec le Rhizotest dans le contexte de la valorisation agricole d'effluents et de déchets organiques d'origine urbaine. Master Biodiversité

Ecologie Evolution, Finalité Ecotechnologies et Bioremédiation, Université Aix-Marseille, faculté des sciences, Institut Pythéas (Marseille) ;

- Suite à son stage, A. Claude a démarré un doctorat au sein de l'unité iEES de Paris ;

C. Honoré, 2021, Évaluation au laboratoire de la phytodisponibilité du chrome et du nickel pour des espèces maraîchères et fourragères cultivées sur des sols fertilisés avec des amendements organiques à La Réunion. Université de Bordeaux, Master Chimie de l'environnement et écotoxicologie (Bordeaux) ;

- Suite à son stage, C. Honoré est devenue conseillère en gestion de retraite chez KLESIA AGIRC ARRCO en Nouvelle-Aquitaine ;

A.-R. Douyère, 2021, Réponse de la canne à sucre à la fertilisation phosphatée dans le contexte pédologique de la Réunion. AgroCampus Ouest (Rennes) ;

J. Brunner, 2021-2022, Assessment of soil phosphorus availability in sugar cane cropping systems of La Réunion Island (France). ETH Zürich (Suisse) ;

E. Jacquin, 2023, Impacts of fertilizer types on the diversity and abundance of soil and sugarcane mulch macroinvertebrates. Spécialité Agroécologie, Sols, Eaux et Territoires, Institut polytechnique UniLaSalle (Beauvais)

- Suite à son stage, E. Jacquin a démarré un doctorat au sein de l'unité Aghyle à UniLasalle Beauvais ;

T. Vergne, 2024 (en cours), Analyse multi-sites de la réponse de la canne à sucre à la co-limitation azote-phosphore dans un contexte de fertilisation minérale et organique sur l'île de La Réunion. Esa, Productions végétales et agroécologie (Angers).

II.6.2. Encadrement de doctorants

Depuis 2010, j'ai (co-)encadré ou (co-)encadre neuf doctorants et ai été ou suis impliqué ponctuellement dans deux doctorats supplémentaires.

S. Guigues, 2010-2015, Caractérisation des interactions physico-chimiques entre le cuivre et les racines comme base de développement d'un modèle d'évaluation de la phytodisponibilité des éléments traces. Bourse Ademe-Cirad, Aix Marseille université, 167 p. (co-encadrant) AFI 10, 12 et 17 et COM 20, 22 et 33 ;

- A la sortie de sa thèse, S. Guigues est devenue chargée d'étude en sûreté nucléaire chez Areva NP, puis responsable d'équipe en sûreté nucléaire chez Altran ;

T. Djae, 2012-2017, Propriétés de complexation de la matière organique dissoute vis-à-vis du cuivre dans les systèmes sol-plante amendés avec des produits résiduels organiques. Bourse Ademe-Cirad, Aix Marseille université, 177 p. + annexes (Encadrant principal) AFI 9, CI 5 et COM 17, 21, 24, 26 et 28 ;

- Suite à sa thèse, T. Djae est devenue évaluatrice scientifique et technique en physico-chimie des risques alimentaire à l'Anses, puis chargée d'affaires réglementaires chez Lynxee consulting ;

C. Nobile, 2014-2017, Phytodisponibilité du phosphore dans les sols agricoles de La Réunion fertilisés sur le long-terme avec des résidus organiques : la dose d'apport est-elle le seul déterminant à prendre en compte ? Bourse CIFRE Véolia-Cirad, Université de La Réunion, 176 p. (Encadrant principal) AFI 7 et 8, COM 23 et POS 26 ;

- Suite à sa thèse, C. Nobile a réalisé un premier post-doctorat à UniLaSalle Beauvais, puis un second au Cirad à La Réunion, avant d'être recrutée en CDI comme ingénieure agro-pédologue au Cirad au sein de l'unité Recyclage et risque. Elle est actuellement en mobilité à La Réunion ;

C. Laurent, 2016-2019, Biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les plantes et les vers de terre : interactions entre les effets de fertilisants organiques sur le long-terme et des organismes sur l'évolution des propriétés physicochimiques du sol. Bourse Cirad, Conseils régional et départemental de La Réunion (UE Feder) et Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt, Université Paris-Saclay, 190 p. (Encadrant principal) AFI 2, 3 et 5, AV 5, COM 11 à 13 et POS 5 ;

- Suite à sa thèse, C. Laurent a réalisé un premier post-doctorat au Cirad à La Réunion avant de poursuivre en post-doctorat au sein de l'UMR LSE à Nancy ;

L. Marastoni, 2016-2019, Rhizosphere mechanisms alleviating copper toxicity in vineyard soils. Libera Università di Bolzano (Italie), Faculty of science and technology, 257 p. (Co-encadrant) POS 2 ;

M. Ramos, 2018-2023, Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à la Réunion. Bourse Cifre eRcane-Cirad-IRD, co-encadré par A. Albrecht (IRD, UMR Eco&Sols) et L. Thuriès (Cirad, UPR Recyclage et risque)¹⁴ ;

- Suite à sa thèse, M. Ramos a été recrutée en CDI comme ingénieure à eRcane à La Réunion ;

E. Clément, 2021-2024 (en cours), Adaptation des méthodes utilisées en ACV pour évaluer l'impact écotoxicologique des éléments trace dans les sols agricoles amendés avec des produits résiduels organiques. Bourse Ademe-Cirad, Aix Marseille université, en cours (Co-encadrant) CI 2 et COM 3 et 4 ;

M. Seghouani, 2021-2024 (en cours), Développement et implémentation d'un module phosphore dans le modèle de sol-culture STICS pour simuler le fonctionnement des agrosystèmes tempérés et tropicaux. Bourse Inrae-Cirad, Université de Bordeaux, en cours (Co-encadrant) AFI 3 ;

A. Spauldo, 2023-2026 (en cours), Évaluation des risques de transfert sol-plante et d'écotoxicité terrestre liés à la présence de contaminants traces organiques dans les sols agricoles recevant des apports de produits résiduels organiques en contexte tropical. Bourse CIFRE Véolia-Cirad, co-encadré par C.-S. Haudin et M. Deschamps (AgroParisTech et Inrae, UMR Ecosys) et F. Feder et M. Collinet (Cirad, UPR recyclage et risque)¹⁵ ;

L. Dubard, 2023-2026 (en cours), Utilisation d'une approche combinée Microbiologie-Géochimie pour identifier les déterminants de la toxicité du cuivre. Aix Marseille université, en cours (co-encadrant) ;

A. Mille-Egea, 2023-2026 (en cours), Développement d'un outil d'aide à l'interprétation des mesures Rhizotest de phytodisponibilité des contaminants du sol pour l'évaluation du risque pour la santé humaine et celle des écosystèmes. Université de Montpellier, en cours (Co-encadrant).

II.6.3. Management de personnels temporaires et permanents

Depuis 2010, j'ai managé cinq personnels temporaires.

M. Tella (Post-Doctorante), 2010-2011 (18 mois), Dynamique des ETM au cours de la minéralisation des matières organiques incorporées au sol, utilisation de la méthode DGT. Projets ISARD et NormaRHIZO (ANR) AFI 14, 15 et 18, RNST 8 et 9, COM 27, 31, 35, 36 et 37 et POS 9 ;

L. Lemal (CDD, ingénieure), 2011-2013 (20 mois), Optimisation du Rhizotest et réalisation du test interlaboratoire. Projets NormaRHIZO (ANR) et RHIZOlab (Ademe) NOR 1, COM 19, 24, 25 et 28 et POS 10 ;

N. Oustrière (VSC, ingénieure), 2013 (12 mois), Evaluation prospective des contraintes réglementaires et des risques écotoxicologiques liés à l'accumulation à long-terme des éléments traces métalliques dans les sols en contexte de recyclage agricole de produits résiduels organiques sur l'île de la Réunion. Projet PILMO COM 30 ;

C. Laurent (Post-doctorante), 2020-2022 (21 mois), Phytodisponibilité du nickel et du chrome pour les cultures maraîchères et fourragères fertilisées avec des amendements organiques à La Réunion. Projet PhytAO-Ni/Cr (Ademe) COM 5, 6 et 10 ;

C. Nobile (Post-doctorante), 2020-2021 (12 mois), Fertilisation phosphatée en systèmes canniers à La Réunion. Projet FertiPC (eRcane) COM 7.

De 2011 à 2023, j'ai également managé deux techniciens de terrain à La Réunion, **Jean-Fabien Mayen** (COM 17, 21 et 26) et **Olivier Salmacis**, tous deux personnels permanents de mon unité. Il s'agissait d'une activité de management hiérarchique par délégation de la part de ma direction d'unité. Cette activité a consisté à planifier, suivre et évaluer les activités de terrain des deux agents concernés, incluant la réalisation de leur entretien annuel respectif.

¹⁴ Je suis intervenu dans ce travail sur la classification des sols à l'aide de la spectrométrie proche infra-rouge (Spir). Un article a été soumis et rejeté par le journal Catena et doit être révisé prochainement pour être re-soumis.

¹⁵ J'interviens dans ce travail, d'une part, pour la valorisation des données acquises sur l'essai Soere Pro Réunion et qui s'appuie sur le travail préliminaire réalisé dans le cadre du stage de master 2 de I. Aabbar que j'ai co-encadré en 2020 et, d'autre part, pour d'éventuelles expérimentations de transfert sol-plante des contaminants traces organiques à l'aide du Rhizotest.

II.6.4. Animation d'un dispositif de recherche

De 2018 à mi-2021, j'ai co-animé le dispositif Siaam, l'un des trois dispositifs de programmation en partenariat du Cirad à La Réunion. Cette activité a consisté au management transversal et non hiérarchique de la **cinquantaine de collègues chercheurs et techniciens** des six unités de recherche impliquées dans ce dispositif. Concrètement, l'animation a été subdivisée en cinq actions :

- L'alimentation de la dynamique collective du dispositif à travers l'organisation de trois réunions internes par an ;
- La mise en cohérence des activités du dispositif avec les objectifs institutionnels, à travers la participation à une à deux réunions par an avec la direction régionale Réunion-Mayotte-Océan Indien et les deux autres dispositifs ;
- Le suivi et la coordination des restitutions écrites sous la forme d'un rapport annuel d'activités ;
- La coordination et l'organisation logistique des deux restitutions orales annuelles (CS et CST) des activités auprès des partenaires locaux et de la direction scientifique du Cirad (voir ci-dessus la partie II.3.2) ;
- L'animation des réflexions pour la reprogrammation du dispositif pour la période 2022-2027, à travers la mise en œuvre d'une démarche réflexive originale s'appuyant sur l'approche ImpresS ex ante développée par le Cirad (voir ci-dessous la partie III.2.3).

II.7. Collaborations scientifiques et techniques

Mes activités se sont appuyées sur de nombreuses collaborations scientifiques et techniques, au sein de mon unité ainsi qu'avec cinq autres unités du Cirad, neuf unités de recherche françaises en dehors du Cirad, quatre organismes techniques français et cinq groupes de recherche étrangers¹⁶.

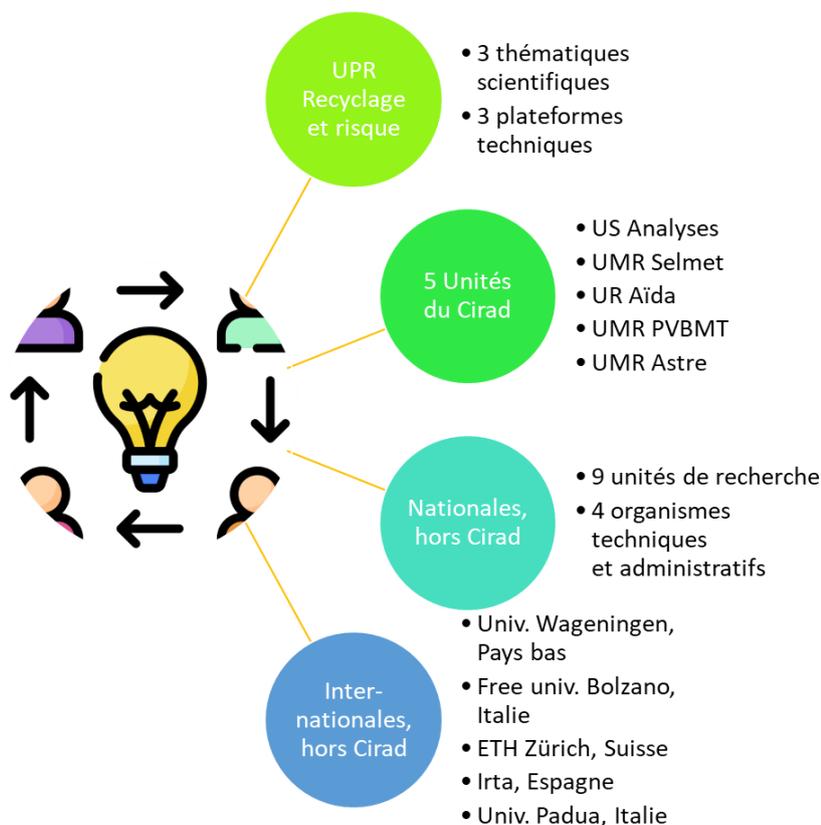


Figure II-7. Synthèse des collaborations scientifiques et techniques mises en œuvre

II.7.1. Au sein de l'unité Recyclage et risque¹⁷

Les collaborations les plus diversifiées et intenses sont celles que j'entretiens avec les collègues de mon unité d'appartenance de façon quasi-continue depuis mon recrutement au Cirad en 2008. Ce constat s'explique à la fois par la taille relativement réduite (une quarantaine d'agents) de l'unité et sa structuration autour de thèmes de recherche transversaux sans répartition des agents dans des équipes distinctes et autonomes. Cette organisation collective a favorisé une forte interdisciplinarité allant des sciences biophysiques aux approches systémiques.

Au niveau scientifique, je collabore principalement autour des trois thématiques suivantes :

- **Biogéochimie des éléments traces dans les agro-écosystèmes** : avec E. Doelsch (accueilli au sein de l'UMR Cerege à Aix-en-Provence) et S. Legros (accueilli au sein de l'UMR Cerege à Aix-en-Provence, puis en mobilité à Dakar au Sénégal et depuis mi-2023 à La Réunion) 46 valorisations¹⁸ : 10 AFI (5, 9 à 12 et 14 à 18), ASFI 2, AV 2 et 9, CO 1, RNST 8 à 11, CI 2 et 5, 24 COM (2, 4 à 7, 9, 14, 15, 20 à 22, 24 à 28, 30 à 37) et POS 3 et 10 ;
- **Agronomie et fertilité des sols agricoles** : avec J.-M. Paillat (en mobilité à La Réunion, puis à Montpellier et aujourd'hui retraité), A. Versini et C. Nobile (en mobilité à La Réunion), L. Thuriès (en mobilité à La Réunion, puis en poste à Montpellier depuis mi-2021) et M.-L. Vermeire (en mobilité à Dakar au Sénégal) 19 valorisations : AFI 7, 8 et 14, AV 7 et 8, RNST 2, 3 et 7, 6 COM (8, 14, 15, 23, 29 et 33) et 5 POS (1, 4, 6 à 8) ;

¹⁶ Seules les collaborations qui se sont traduites de façon effective au travers de projets, d'activités et/ou de valorisations réalisés en commun sont listées ici.

¹⁷ Voir l'organigramme de l'unité en annexe (voir partie VI.1)

¹⁸ Ce type de référence renvoie à la liste des productions scientifiques ci-dessus (voir partie II.2).

- **Evaluation environnementale** : avec T. Wassenaar (en mobilité à La Réunion, puis en poste à Montpellier depuis 2015) et A. Avadí (en poste à Montpellier, puis en mobilité à Yamoussoukro en Côte d'Ivoire depuis 2022) Neuf valorisations : AFI 5 et 16, ASFI 2, AV 4, CI 2 et 4 COM (4, 5, 10 et 30) .

Au niveau technique, j'ai collaboré ou collabore encore avec les trois plateformes et équipes suivantes :

- **La plateforme expérimentale et d'analyses de Montpellier** : avec P. Cazevielle (retraité aujourd'hui), C. Chevassus-Rosset (retraité), J.-L. Marger (retraité) et M. Montes, pour l'appui logistique et technique pour les expérimentations d'incubation en conditions contrôlées et Rhizotest en chambre de culture, quelques analyses spécifiques (COT-mètre et ICP-MS) et l'accueil associé de doctorants
16 Valorisations : AFI 11, 12 et 14, CO 1, RNST 8, 9 et 11, 8 COM (10, 14, 19, 22, 24, 25, 28 et 33) et POS 3 ;
- **L'équipe de techniciens de terrain à La Réunion** : avec D. Baret, J.-P. Nirlo, O. Salmacis et J.-F. Mayen, pour l'appui logistique et technique sur les essais de terrain tout au long de mon affectation à La Réunion
Quatre valorisations : COM 17, 21 et 26 et POS 4 ;
- **Le laboratoire d'analyses des sols et des biomasses de La Réunion** : avec le responsable du laboratoire P. Légier (retraité), puis M. Collinet, et l'ensemble de leur équipe, pour les analyses de routine, le support logistique au laboratoire et le soutien ponctuel pour les expérimentations en milieu contrôlé tout au long de mon affectation à La Réunion Une valorisation : POS 8.

II.7.2. Au sein du Cirad, hors de l'unité Recyclage et risque

Mon travail s'est appuyé ou s'appuie encore sur plusieurs collaborations importantes avec des collègues des cinq unités suivantes du Cirad :

- **US Analyses** : depuis 2015, dans le cadre des projets Plomb Réunion, Albioma Ni-Cr et PhytAO-Ni/Cr¹⁹, avec la directrice de l'unité M. Tella et les agents de son équipe, pour réaliser en particulier les analyses d'éléments traces dans les matrices sols et végétaux en collaborant notamment à l'amélioration de la sensibilité des protocoles de minéralisation et de dosage Six valorisations : RNST 1, 8 et 9, CI 2, COM 6, POS 3 ;
- **UMR Selmet** : dans le cadre des projets PILMO-6 et Siaam 1 à La Réunion, avec :
 - E. Tillard, de 2014 à 2019, dans le cadre de l'utilisation de la pédothèque d'échantillons issus d'essais agronomiques de fertilisation sur le terrain Trois valorisations : AFI 6 et 8 et COM 22 ;
 - J. Vayssières, de 2018 à 2021, dans le cadre de la co-animation du dispositif Siaam Deux valorisations : AV 6 et RNST 5 ;
 - M. Miralles-Bruneau, depuis 2021, dans le cadre des activités sur le raisonnement de la fertilisation en phosphore des prairies Quatre valorisations : RNST 2, 3 et 7 et POS 1 ;
- **UR Aïda** : depuis 2011, dans le cadre du projet Boues Grand Prado, avec R. Goebel et J. Jean qui ont apporté leur compétence sur l'étude des insectes du sol sur l'essai Soere Pro Réunion, notamment dans le cadre du stage de master 2 de E. Jacquin ;
- **UMR PVBMT** : depuis 2019, dans le cadre des projets Siaam 1 et Crési à La Réunion, avec A. Rieux qui a apporté ses compétences en microbiologie à l'étude de l'antibiorésistance, notamment dans le cadre du stage de master 2 de M. Maréchal²⁰ ;
- **UMR Astre** : depuis 2022, dans le cadre du projet Siaam 1 à La Réunion et d'une journée d'animation scientifique institutionnelle dédiée à la contamination chronique des agroécosystèmes, avec E. Cardinale qui a apporté ses compétences de vétérinaire épidémiologiste autour de la thématique de l'antibiorésistance Une valorisation : COM 2.

¹⁹ Ce type de référence renvoie aux contrats de recherche obtenus ci-dessus (cf. II.5).

²⁰ M. Maréchal, 2022, Etude exploratoire de la dynamique des résidus d'antibiotiques et des gènes d'antibiorésistance dans les agroécosystèmes réunionnais. L'institut agro Dijon, spécialité R2D2C (Dijon).

II.7.3. Hors du Cirad, au niveau national

Mon travail s'est également appuyé ou s'appuie encore sur plusieurs collaborations importantes hors du Cirad avec des collègues des neuf unités de recherche françaises suivantes :

- **UMR Eco&Sols**
 - de 2005 à 2012, dans le cadre de ma thèse puis des projets NormaRHIZO et RHIZOlab, avec P. Hinsinger (Inrae) dans le cadre des développements du Rhizotest visant à sa normalisation 15 valorisations : 8 AFI (19 à 26), ASFI 2, AV 9, 4 COM (19, 25, 32 et 34) et POS 10 ;
 - depuis 2016, dans le cadre des projets Siaam 1 et Boues Grand Prado, avec E. Blanchart (IRD), autour de la prise en compte des vers de terre en écotoxicologie et sur l'essai Soere Pro Réunion Une valorisation : AFI 4 ;
- **UMR Cerege** : de 2005 à 2015, dans le cadre de mon master 2, puis de ma thèse et enfin du projet NormaRHIZO, avec J.-M. Garnier, J. Rose et A. Masion (CNRS), dans le cadre de travaux sur l'écodynamique de l'arsenic et du cuivre dans la rhizosphère des plantes cultivées, puis du développement du Rhizotest et enfin de la thèse de S. Guigues, avec un **accueil au Cerege en 2009 et 2010** suite à mon recrutement au Cirad Huit valorisations : 5 AFI (12, 15, 24 et 25), COM 22 et 33 et POS 10 ;
- **UMR Ispa**
 - de 2005 à 2008, dans le cadre de ma thèse, avec L. Denaix et A. Schneider (Inrae), autour de l'utilisation de la technique du gradient de diffusion en couche mince (DGT) sur les sols Une valorisation : AFI 21 ;
 - depuis 2021, dans le cadre de la thèse de M. Seghouani, avec A. Mollier (Inrae), sur la prise en compte du phosphore dans les modèles sol-culture comme Stics Une valorisation : AFI 3 ;
- **UMR IPGP** : Equipe Biogéochimie à l'anthropocène des éléments et contaminants émergents, de 2005 à 2015, dans le cadre de ma thèse puis du projet NormaRHIZO, avec M. Benedetti (Université Paris Cité), autour de l'analyse et de la modélisation de la spéciation des métaux traces dans les solutions de sol en lien avec les capacités de complexation de la matière organique dissoute Quatre valorisations : AFI 15 et 20 et POS 9 et 10 ;
- **Ineris** : Département des risques chroniques, depuis 2010, dans le cadre des projets de recherche NormaRHIZO, RHIZOlab et ACV-Ecoto(Mi)x, avec P. Pandard (président de la commission T95E « Ecotoxicologie » de l'Afnor), premièrement autour de la normalisation du Rhizotest, puis plus récemment concernant l'évaluation du risque en écotoxicologie terrestre des mélanges de contaminants organiques et inorganiques apportés par les résidus organiques Une valorisation : AV 3 ;
- **UMR MIO** : Equipe Chimie des Environnements Marins, depuis 2005, depuis ma thèse, puis dans le cadre des doctorats de S. Guigues, T. Djae et E. Clément, avec C. Garnier (décédé en 2018), V. Lenoble et S. Mounier (Université de Toulon), autour de la caractérisation analytique et de la modélisation de la spéciation des métaux traces dans les solutions de sol en lien avec les capacités de complexation des racines des plantes et de la matière organique dissoute 12 valorisations : 5 AFI (9, 10, 12, 17 et 19), CI 5 et 6 COM (17, 20 à 22, 26 et 28) ;
- **UMR Ecosys**
 - Equipe Ecotoxicologie, depuis 2016, dans le cadre de la thèse C. Laurent (projet Siaam 1) et du projet ACV-Ecoto(Mi)x, avec I. Lamy, C. Pelosi, O. Crouzet (Inrae) et J. Faburé (AgroParisTech), sur les déterminants physico-chimiques et biologiques de l'écotoxicité terrestre des contaminants inorganiques et organiques apportés au sol par les résidus organiques Six valorisations : AFI 2, 4 et 6, AV 4 et COM 11 à 13 ;
 - Equipe Science du sol, depuis 2015, dans le cadre des projets Boues Grand Prado, Micro-Reuse et RHIZOPharma, des stages de master 2 de A. Claude et I. Aabbar et de la thèse de A. Spauldo, avec P. Benoit, M. Bourdat-Deschamps (Inrae) et C.-S. Haudin (AgroParisTech), autour de l'écodynamique des contaminants traces organiques dans les agro-écosystèmes recevant des apports de résidus organiques et plus particulièrement de la mesure du transfert sol-plante avec le Rhizotest Deux valorisations : AFI 5 et AV 2 ;

- **UMR Biam** : Equipe Lemire, en 2019 et 2020, dans le cadre du projet Crési, avec C Santaella (CNRS), sur la microbiologie de la rhizosphère en Rhizotest par metabarcoding et métagénomique ;
- **UMR iEES** : Equipe CoMIC, depuis 2021, dans le cadre du projet e-Dip, avec M.-F. Dignac (Inrae), sur l'effet des interactions sol-plante dans la rhizosphère des plantes cultivées sur les microplastiques et les substances chimiques associées.

Depuis 2011 et mon affectation à La Réunion, mes activités scientifiques et techniques liées au développement se sont également appuyées sur des collaborations hors du Cirad avec des collègues de quatre organismes français partenaires²¹ :

- **eRcane** : dans le cadre du projet FertiPC, avec D. Marion (retraité aujourd'hui), A. Mansuy, L. Barau et G. Bourgault, autour du raisonnement de la fertilisation phosphatée de la canne à sucre, d'une formation sur la gestion de la fertilité des sols et de la fertilisation de la canne à sucre pour les conseillers agricoles et d'articles de vulgarisation pour le magazine technique CaroCanne
Quatre valorisations : AV 8 et 9, RNST 7 et COM 7 ;
- **Armefflor** : avec G. Insa, T. Nurbel et G. Tisserand, dans le cadre d'enseignements et de formations dispensés au sein du Rita Végétal, puis depuis mon retour de La Réunion en tant que membre du conseil scientifique de cette institution Une valorisation : RNST 7 ;
- **Daaf** : avec C. Castagnet (Chef du pôle Agriculture durable) et C. Rochon (Inspecteur, service des ICPE), dans le cadre d'un appui scientifique aux réflexions de l'Etat sur l'évolution du cadre réglementaire autour de la fertilisation des cultures à La Réunion ;
- **MVAD, Chambre d'agriculture** : avec V. Van de Kerchove puis R. Conrozier, dans le cadre de formations dispensées ensemble et d'un appui scientifique sur la fertilisation organique des cultures à La Réunion
Trois valorisations : RNST 7 et COM 8 et 33.

II.7.4. Hors du Cirad, au niveau international

Mon travail s'est enfin appuyé ou s'appuie encore sur des collaborations hors Cirad avec des collègues de cinq groupes de recherche étrangers suivants :

- **Université de Wageningen** (Pays-Bas) : Alterra, de 2009 à 2015, avec J. Harmsen (aujourd'hui retraité), animateur du groupe « Bioavailability » du comité technique 190 de l'ISO, au cours du processus de normalisation de la méthode Rhizotest à l'ISO Une valorisation : NOR 1 ;
- **Free University of Bozen-Bolzano** (Italie) : Faculty of Agricultural, Environmental and Food Sciences, depuis 2012, dans le cadre du projet RHIZOlab, puis de l'encadrement du doctorat de L. Marastoni, de visites de ma part en Italie et de l'organisation de symposiums de la conférence Icobte, autour de l'utilisation du Rhizotest et plus largement des déterminants physico-chimiques et biologiques du transfert sol-plantes des éléments traces Une valorisation : POS 2 ;
- **ETH Zürich** (Suisse) : Institut für Agrarwissenschaften, depuis 2020, dans le cadre des projets Siaam 1 et FertiPC, avec E. Frossard, suite à son séjour sabbatique de 6 mois à La Réunion, puis au co-encadrement du stage de master 2 de J. Brunner;
- **Irta** (Espagne) : Programme « Sustainability in biosystems », depuis 2021, avec R. Rosenbaum, dans le cadre de sa participation au comité de suivi du doctorat de E. Clément et à la journée d'animation scientifique du Cirad sur la contamination chronique des agroécosystèmes et plus largement dans le cadre de mes travaux sur le module Usetox en ACV ;
- **University of Padua** (Italie) : Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering, depuis 2023, avec G. Beggio, dans le cadre du développement du Rhizotest pour la mesure de la phytodisponibilité de contaminants organiques (retardateurs de flammes bromés et nanoplastiques)
Une valorisation : AFI 1.

²¹ Hormis mentions complémentaires, ces collaborations se sont déroulées dans le cadre des projets Plimo-6 et Siaam 1.

III. ANALYSE RETROSPECTIVE DES ACTIVITES DE RECHERCHE

Depuis mon recrutement au Cirad en décembre 2008, mes travaux de recherche se sont inscrits dans et ont pleinement contribué au projet de l'unité Recyclage et risque à laquelle je suis rattaché. L'unité Recyclage et risque a pour objectif de « proposer des méthodes et des modèles pour recycler les résidus organiques – effluents d'élevage, boues de stations d'épuration, effluents de l'agro-industrie, déchets verts, ordures ménagères, etc. – par des pratiques agricoles à risques agro-environnementaux contrôlés en raisonnant les complémentarités ou les oppositions entre différents résidus organiques et leurs usages à l'échelle des territoires »²².

Fondés sur des collaborations intenses et multiples avec plusieurs collègues au sein de l'unité Recyclage et risque (voir partie II.7.1), mes travaux en termes de production de connaissances ont eu pour objectif d'apporter une contribution biogéochimique à l'étude de la biodisponibilité des éléments minéraux dans les agroécosystèmes. Ces travaux se sont plus particulièrement intéressés au contexte de la valorisation agricole des matières fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor)²³ produites localement dans une perspective de les substituer en tout ou partie aux fertilisants²⁴ de synthèse souvent importés et issus ou utilisant pour leur production des ressources non renouvelables. Mise en œuvre en milieu tropical et notamment sur l'île de La Réunion où j'ai travaillé dix ans, cette démarche a été appliquée à l'évaluation des agroécosystèmes, d'une part, sur le plan agronomique à travers la caractérisation de la fertilité chimique des sols agricoles comme base de raisonnement de la fertilisation en phosphore des cultures et, d'autre part, sur les plans sanitaire et écotoxicologique à travers la caractérisation du transfert sol-plante des éléments traces et de leur toxicité vis-à-vis des organismes du sol.

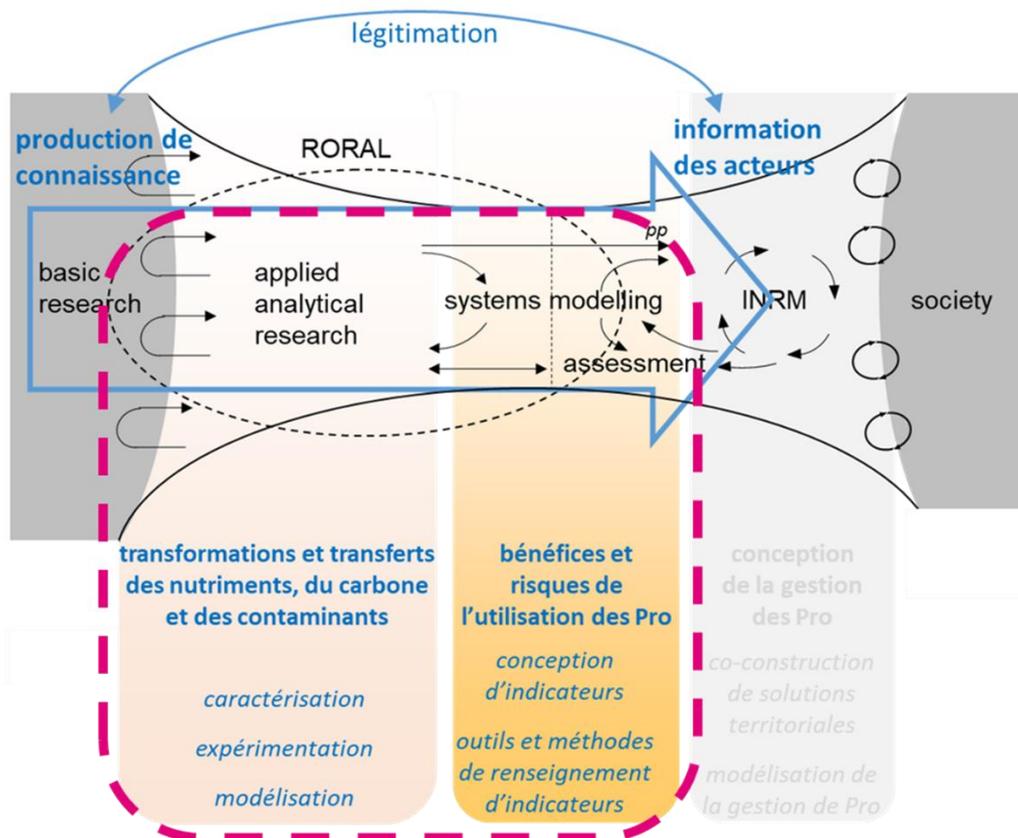


Figure III-1. Activités de recherche de l'unité Recyclage et risque allant de la production de connaissances à l'information des acteurs du territoire pour la valorisation agricole des Mafor

²² Il s'agit de l'objectif formulé par l'unité Recyclage et risque lors de sa dernière évaluation Hcéres en 2019-2020.

²³ Les Mafor intègrent les résidus organiques mais aussi minéraux, dont notamment les cendres provenant de la combustion de biomasses comme par exemple la bagasse de canne à sucre.

²⁴ Les fertilisants regroupent les engrais qui ont pour principale fonction de nourrir les plantes cultivées en azote, phosphore et potassium essentiellement ainsi que les amendements qui ont pour principale fonction d'améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols agricoles dans le but de soutenir leur fertilité. Les fertilisants peuvent être de nature minérale ou organique, basiques ou non.

Mes activités ont ainsi servi deux des trois objectifs du projet de l'unité Recyclage et risque, à savoir l'étude des « *transformations et transferts des nutriments, du carbone et des contaminants* » et l'évaluation des « *benefices et des risques de l'utilisation des résidus organiques* » (Figure III-1). A l'échelle institutionnelle, mes activités contribuent plus particulièrement à deux des six champs thématiques stratégiques du Cirad, à savoir « *le développement d'une ingénierie des transitions agro-écologiques* » et « *une approche intégrée de la santé des plantes, des animaux et des écosystèmes* ».

Cette partie propose une analyse rétrospective de mes activités de recherche, incluant la description du caractère scientifiquement original des éléments de connaissance produits et du cadre théorique dans lequel ils s'insèrent (partie III.1), ainsi qu'une analyse épistémologique de la démarche scientifique menée (partie III.2). De façon plus hétérodoxe, cette analyse s'intéresse également aux autres dimensions de mes activités dans une perspective plus holistique du métier de chercheur (partie III.3), avec l'objectif d'initier une réflexion individuelle et collective.

III.1. Originalité scientifique des connaissances produites en biogéochimie : de la rhizosphère à l'agroécosystème

Cette partie présente le « quoi », le « qu'est-ce qui a été fait sur le plan scientifique », à travers la description plus ou moins chronologique du contenu des connaissances scientifiques produites depuis mon stage de DEA, en tâchant d'en souligner la diversité, l'évolution et le caractère original. Les connaissances produites ont principalement concerné l'étude des processus biogéochimiques se déroulant dans le sol, en se focalisant initialement sur l'interface entre la plante et le sol qu'est la rhizosphère^{25,26}, puis en élargissant progressivement les champs thématique et disciplinaire à la prise en considération de l'agroécosystème dans son ensemble^{27,28}.

Cette production scientifique s'est appuyée sur les cadres conceptuel et méthodologique de la théorie de la biodisponibilité des éléments minéraux présents dans les sols et susceptibles de se transférer vers les organismes du sol (incluant la plante cultivée), en tentant d'y apporter un regard critique à travers une contribution biogéochimique dans une perspective d'application agronomique et environnementale.

III.1.1. Genèse et historique d'une vocation pour la recherche scientifique en science du sol

Il m'a semblé intéressant de débiter cette partie en tentant de remonter à l'origine de ma vocation pour la recherche scientifique et plus particulièrement pour la science du sol. De cet exercice de réminiscence il m'est apparu assez clairement que l'étincelle a « jailli » au cours de mes deux années de classe préparatoire BCPST. Au milieu de cette période d'intense bachotage, les TIPE ont en effet constitué un petit espace oxygénant de créativité lors duquel j'ai eu l'occasion d'avoir un contact candide, par le biais de l'expérience, avec la démarche scientifique.

Que ce soit en filmant des poissons nageant sur place dans un aquarium pour décomposer leurs mouvements²⁹ (Figure III-2) ou en arpentant le département du Doubs pour prélever des échantillons de roche et d'eau afin de caractériser les réactions de précipitation-dissolution des carbonates à l'origine de la formation des zones karstiques³⁰, les deux TIPE réalisés en première année ont été l'occasion de découvrir les bases de la démarche scientifique dans un esprit rempli de curiosité et de franche camaraderie. Au-delà du contenu en lui-même, le TIPE sur l'origine de l'acidité des sols sous forêts de résineux³¹ présenté au concours de fin de deuxième année a orienté mon intérêt vers la science du sol et plus particulièrement vers l'étude des processus biogéochimiques qui s'y déroulent (Figure III-3).

Suite à cela, l'intégration du cursus d'ingénieur de trois ans à l'Enita de Clermont-Ferrand m'a non seulement permis d'acquérir les connaissances de base en science du sol et en agronomie mais également de me sensibiliser aux enjeux de société, notamment environnementaux, liés à l'agriculture. Cela m'a amené à choisir de réaliser mon stage de fin d'étude d'ingénieur dans un institut technique agricole Acta, le CTIFL, sur la caractérisation en parcelle de production du transfert vers les nappes des ions nitrate et des molécules phytopharmaceutiques issus des intrants agricoles. Ce travail qui a donné lieu à deux articles dans la revue technique du CTIFL (voir ASFI 4 et 5) a constitué ma première véritable expérience en matière de production de connaissances scientifiques. Cette expérience de stage et plus largement l'ensemble de ma formation d'ingénieur sont cependant restées à un

²⁵ De façon plus complète, la rhizosphère est classiquement définie comme le volume de sol environnant les racines vivantes et influencé par les activités de celles-ci (d'après Hinsinger et al. 2009, voir note suivante).

²⁶ Hinsinger P., Bengough A. G., Vetterlein D., Young I. M. 2009. Rhizosphere : biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil*, 321, 117–152.

²⁷ Est entendu ici par agroécosystème, l'écosystème cultivé comme siège des interactions à l'échelle de la parcelle entre les pratiques agricoles, le milieu physique (sol et climat) et les organismes vivants du sol dont la pierre angulaire est la plante cultivée. En m'appuyant sur les éléments de définition proposés par Papy et al. (2022, voir la note suivante), ce sont la prise en compte explicite des processus écologiques qui se déroulent à l'interface organisme-milieu, et notamment au sein de la rhizosphère, qui permet de parler d'agroécosystèmes et non simplement d'agrosystèmes.

²⁸ Papy F., Lemaire G., Malézieux E., Duru M. 2022. Chapitre 4. L'agronomie en interactions avec les autres disciplines. p. 165–210. *in* Boiffin, J., Doré, T., Kockmann F., Papy, F., Prévost P., coord., La Fabrique de l'agronomie. De 1945 à nos jours. Editions Quæ, Versailles, 498 p.

²⁹ Bravin M., Guerrier J., Mourrier J. 2000. Le mouvement des poissons dans l'eau. TIPE de biologie, 1^{ère} année de classe préparatoire BCPST, 12 p.

³⁰ Bravin M., Guerrier J., Mourrier J. 2000. Les karsts. TIPE de géologie, 1^{ère} année de classe préparatoire BCPST, 11 p.

³¹ Bravin M., Guerrier J., Mourrier J. 2001. L'acidité des sols sous pessière. TIPE de science du sol, 2^{ème} année de classe préparatoire BCPST, 11 p.

niveau très opérationnel agronomiquement, en laissant une place insuffisante de mon point de vue à la compréhension des processus biogéochimiques à l'origine des phénomènes observés.

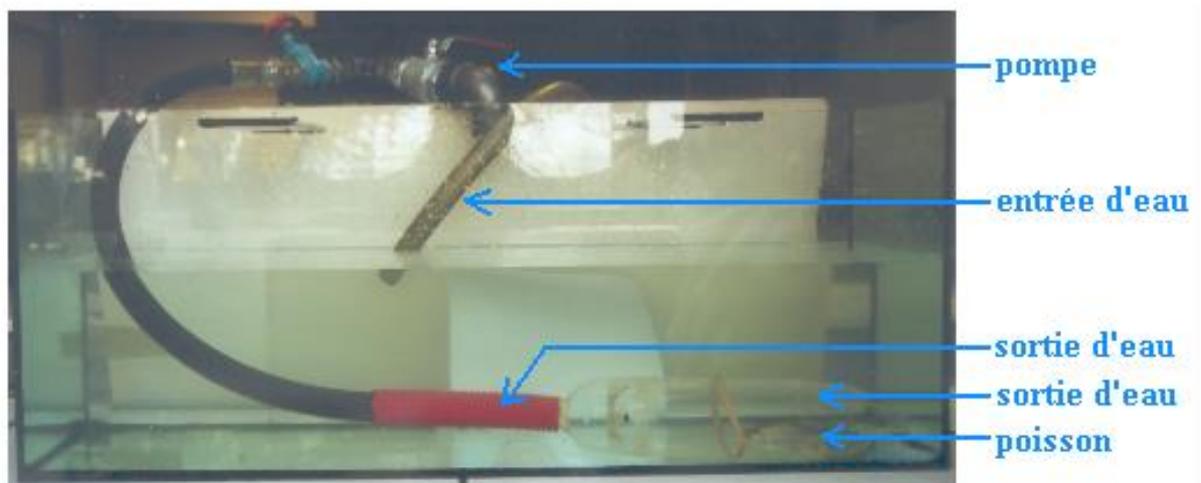


Figure III-2. Dispositif de nage à contre-courant « bricolé » pour étudier les mouvements du poisson en TIPE de première année de classe préparatoire. Premier contact avec la démarche expérimentale en milieu contrôlé

J'ai donc décidé de compléter et d'approfondir ma formation en participant au DEA national de science du sol. Les enseignements reçus, donnés par la plupart des meilleurs spécialistes français et belges en science du sol, m'ont permis d'élargir et d'approfondir mes connaissances en science du sol, tant en pédologie que sur les approches plus fonctionnelles (biologiques, physiques et physico-chimiques). Le hasard heureux de ma proximité géographique avec Montpellier lors des entretiens de recrutement dans ce DEA m'a amené à rencontrer B. Jaillard et surtout P. Hinsinger sous l'encadrement duquel j'ai démarré ma carrière dans la recherche académique à travers mon stage de DEA puis mon doctorat.

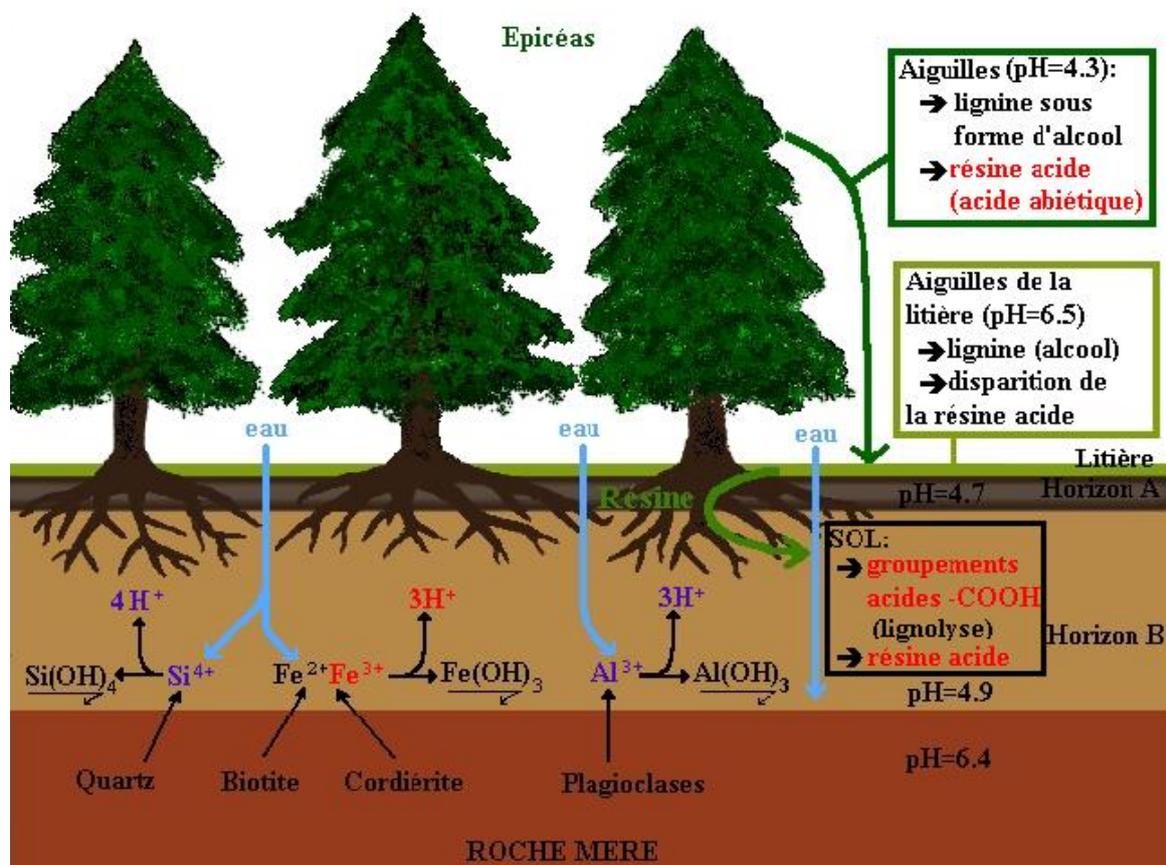


Figure III-3. Schéma synthétisant les processus étudiés en TIPE de deuxième année de classe préparatoire et suggérés comme étant à l'origine de l'acidité des sols sous forêt d'épicéas. Les prémices d'une vocation pour l'étude des processus biogéochimiques se déroulant dans le sol

III.1.2. Biogéochimie de la rhizosphère en sols agricoles contaminés

Mes premiers travaux académiques, réalisés au cours de mon stage de DEA puis de mon doctorat, se sont intéressés à la caractérisation des processus biogéochimiques se déroulant dans la rhizosphère du riz (*Oriza sativa*) et du blé dur (*Triticum turgidum durum*) et déterminant le transfert du sol à la plante (i.e. la phytodisponibilité³²) de deux éléments traces^{33,34}, l'arsenic (As) et le cuivre (Cu), en contexte de contamination des sols agricoles. Ces travaux, qui se sont déroulés de 2005 à 2008, ont donné lieu à huit AFI (19 à 26). Leur originalité a été de coupler (i) l'étude de ces processus rhizosphériques du terrain au laboratoire, incluant la mise en évidence de gradients physico-chimiques spatialement résolus dans la rhizosphère (Figure III-4), avec (ii) la caractérisation par analyses et modélisation géochimique de la disponibilité et de la spéciation en solution de As et Cu, ce qui a permis d'alimenter (iii) le développement d'un outil de mesure de la phytodisponibilité des éléments traces.

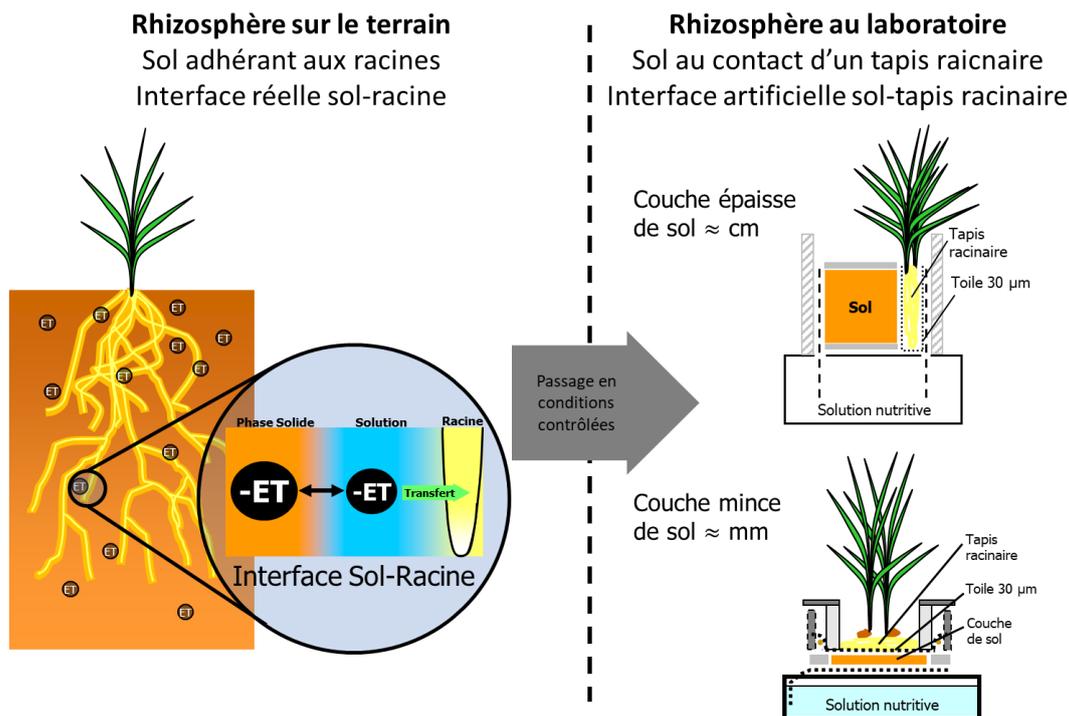


Figure III-4. Méthodes d'étude de la rhizosphère sur le terrain et au laboratoire utilisées pour caractériser les déterminants biogéochimiques de la phytodisponibilité des éléments traces (ET)

A partir du prélèvement dans des parcelles d'agriculteurs cultivées en blé dur de 42 blocs ($20 \times 20 \times 20 \text{ cm}^3$) de sols calcaires et non calcaires de l'Hérault, le sol adhérent aux racines considérés comme étant la rhizosphère, le sol non rhizosphérique ainsi que les parties aériennes et racinaires des plantes ont été étudiés. Ce travail a révélé l'existence d'une toxicité de Cu pour le blé dur sous la forme d'une chlorose en Fe uniquement dans les sols calcaires (Figure III-5a). Ce travail a premièrement montré que plus le sol était contaminé en Cu, plus le blé dur prélevait et accumulait Cu dans ses racines et en excluait Fe (Figure III-5b et c). Ces résultats ont ainsi suggéré que la stratégie d'acquisition de Fe par les graminées comme le blé dur reposant sur l'exsudation racinaire de phytosidérophores était vraisemblablement perturbée par la contamination du sol en Cu, en favorisant le prélèvement de Cu au détriment de celui de Fe. En parallèle, une alcalinisation de la rhizosphère d'autant plus forte que le pH du sol non rhizosphérique était faible a été observée et s'est trouvée être associée à une plus faible concentration de Cu dans la solution du sol (Figure III-5d et e). Ces résultats ont suggéré que la très forte disponibilité de Cu dans le compartiment non rhizosphérique des sols acides était fortement diminuée dans la rhizosphère du fait de l'alcalinisation de cette dernière par les activités racinaires. Ce type d'études, associant la mise en évidence de symptômes de toxicité de Cu sur le terrain dans des contextes agronomiquement réalistes à une caractérisation mécaniste des processus rhizosphériques expliquant l'apparition de ces symptômes, reste particulièrement rare. Cela explique probablement pourquoi cet article est le deuxième de mes AFI le plus cité

³² Ce concept et les inflexions auxquels j'ai contribué sont explicités ci-dessous dans la partie III.1.5.

³³ Est entendu ici par éléments traces l'ensemble des éléments minéraux présents de façon ubiquiste dans les sols à des concentrations généralement inférieures à 100 mg kg^{-1} (D'après Hooda 2010, voir la note suivante).

³⁴ Hooda P. S. 2010 Introduction. p. 1–8. in Hooda P. S., coord.. Trace elements in soils. Blackwell Publishing Ltd, 596 p.

(113 citations dans le Wos CC au 11/03/2024), avec encore 8,6 citations par an en moyenne sur les 5 dernières années.

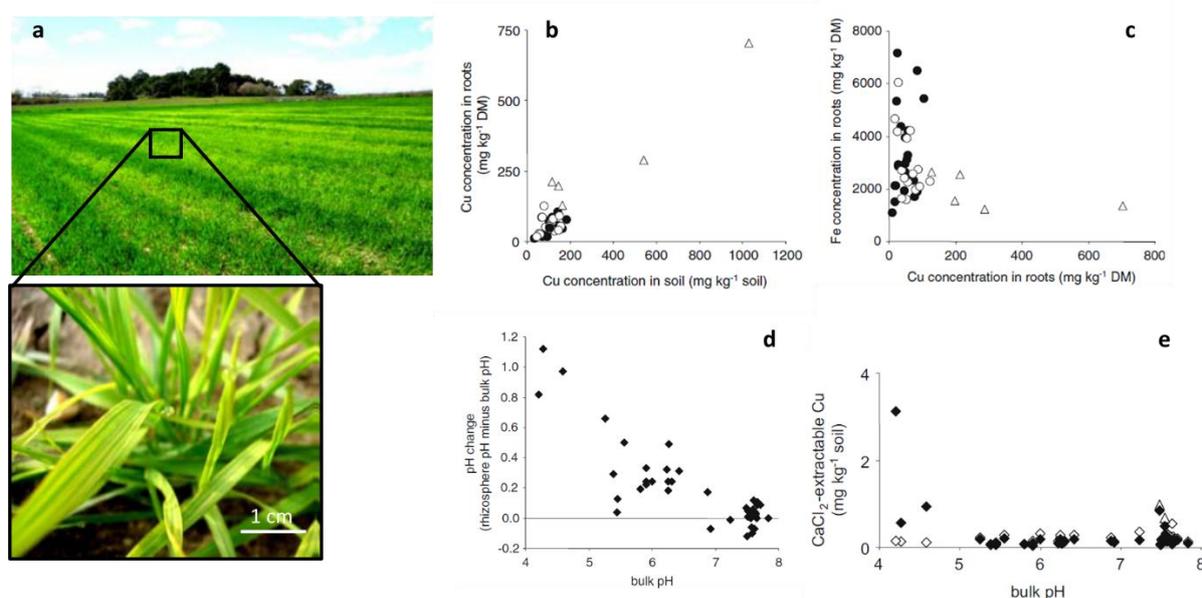


Figure III-5. Observation sur une parcelle d'agriculteur d'un symptôme de la toxicité du cuivre (Cu) chez le blé dur correspondant à une décoloration internervaire et indiquant une chlorose en fer (Fe) (a) ; Caractérisation du rôle du niveau de contamination du sol en Cu sur les concentrations en Cu dans les racines (b), de l'interaction entre Cu et Fe dans les racines (c), de l'évolution du pH de la rhizosphère en fonction du pH initial du sol non rhizosphérique (d) et de l'effet du pH sur la concentration de Cu extrait avec du CaCl₂ dans la rhizosphère et le sol non rhizosphérique (bulk). Les symboles blancs et noirs dans les graphiques b et c représentent respectivement les sols calcaires et non calcaires. Les symboles blancs et noirs dans le graphique e représentent respectivement la rhizosphère et le sol non rhizosphérique. Les triangles blancs représentent les échantillons de racines ou de rhizosphère pour les plantes ayant présenté des symptômes de chlorose en Fe (D'après Michaud et al. 2007, AFI 26).

En parallèle du travail de doctorat réalisée par ma collègue A. Michaud sur l'induction par Cu d'une chlorose en Fe en sols calcaires³⁵, j'ai approfondi en laboratoire à l'aide de la technique du tapis racinaire sur couche mince de sol la compréhension des mécanismes rhizosphériques à l'origine de la biodisponibilité de Cu pour le blé dur cultivé en sols non calcaires (Figure III-6). Ce travail a reposé sur l'alcalinisation contrôlée au laboratoire d'un sol initialement très acide afin d'obtenir une série d'échantillons de sol présentant une même nature géochimique de ses constituants mais couvrant une gamme de pH allant de 4,6 à 7,5. Après exposition avec du blé dur alimenté avec de l'azote (N) sous forme nitrique (NO₃⁻), l'analyse des propriétés chimiques du sol ont révélé une alcalinisation de la rhizosphère d'autant plus importante que le pH du sol non rhizosphérique était faible (Figure III-6a). Les activités racinaires du blé dur ont également engendré une augmentation de la concentration en carbone organique dissout (COD) dans la rhizosphère (Figure III-6b). Si l'augmentation du pH a été l'unique déterminant de la diminution des concentrations totale et libre de Cu ainsi que de sa labilité dans la solution extraite des sols non rhizosphérique (Figure III-6c, f et h), l'alcalinisation induite par les activités racinaires a homogénéisé le pH dans la rhizosphère quel que soit le pH initial du sol non rhizosphérique. Cet effet d'homogénéisation du pH rhizosphérique a eu pour conséquence que la disponibilité de Cu en solution a été majoritairement contrôlée dans la rhizosphère par la concentration en COD (Figure III-6d, e, g et i). D'un point de vue analytique, une des originalités majeures concernant cet effet du COD dans la rhizosphère a été de mettre en évidence analytiquement à l'aide de mesures par pseudopolarographie que la labilité des complexes formés entre Cu et la matière organique dissoute (MOD) était plus forte dans la solution de la rhizosphère que dans celle des sols non rhizosphériques à pH équivalent (Figure III-6i). Ces mécanismes rhizosphériques ont ainsi permis d'expliquer pourquoi le prélèvement et l'accumulation de Cu dans les compartiments racinaires et aériens du blé dur se sont avérés être similaires quel que soit le pH initial du sol non rhizosphérique (Figure III-6j).

³⁵ Michaud A. 2007. Interaction entre biodisponibilité, phytotoxicité du cuivre et nutrition en fer de graminées - mécanismes physiologiques et rhizosphériques. Thèse de doctorat, Ecole doctorale SIBAGHE, SupAgro Montpellier, 177 p.

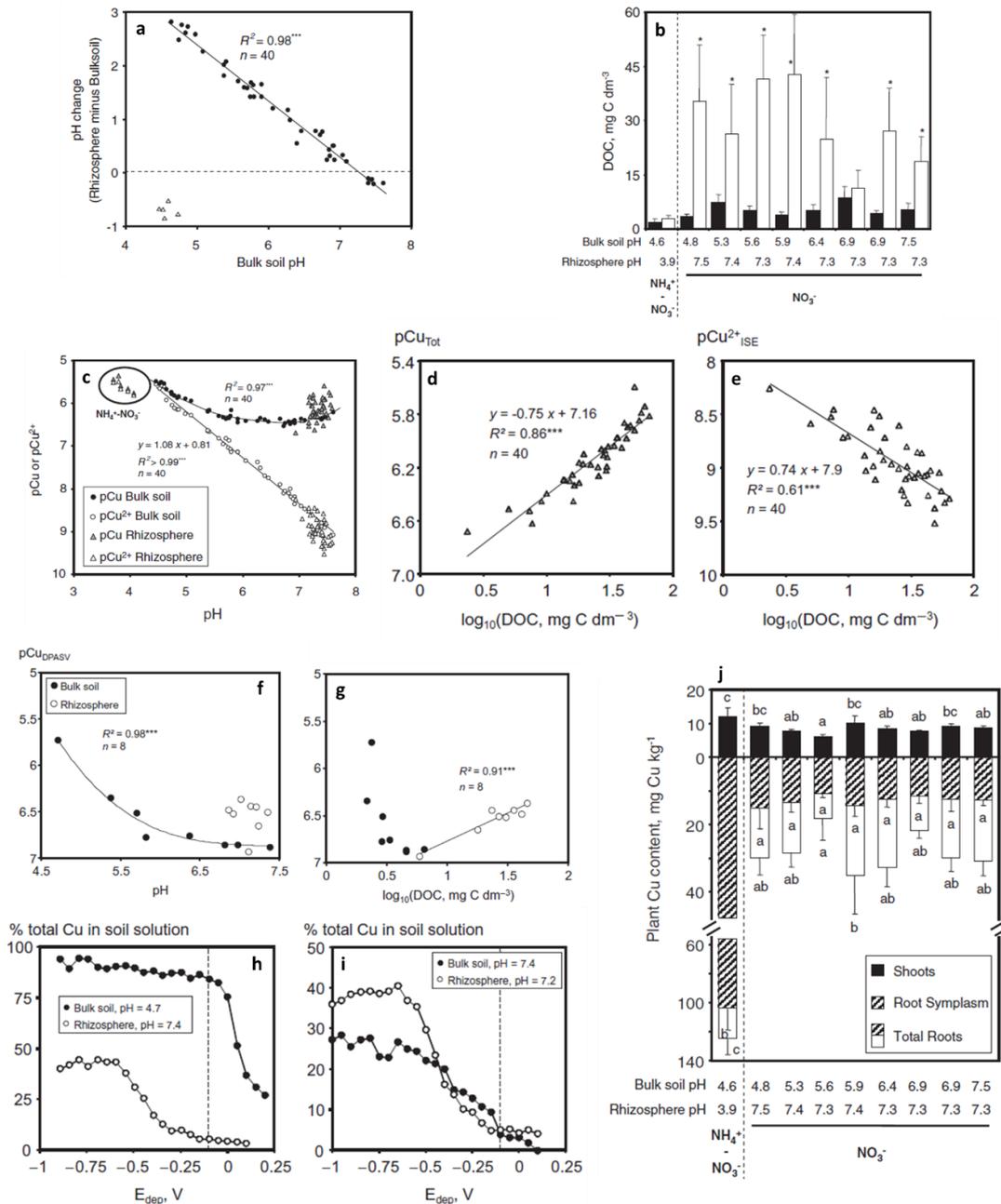


Figure III-6. Effet des interactions sol-plante sur la disponibilité du cuivre (Cu) dans la rhizosphère du blé dur et sa phytodisponibilité par une approche de tapis racinaire sur couche mince de sol : Changement du pH (a) et de la concentration en carbone organique dissous (DOC, b) entre la rhizosphère (histogrammes blancs) et le sol non rhizosphérique (bulk soil, histogrammes noirs) ; Concentrations (mol l⁻¹) totale et libre en Cu dans la solution de la rhizosphère et du sol non rhizosphérique en fonction du pH (c) ; Concentrations (mol l⁻¹) totale (d) et libre (e) en Cu dans la solution de la rhizosphère en fonction de la concentration en DOC ; Concentration (mol l⁻¹) de Cu labile (pCu_{DPASV}) dans la solution de la rhizosphère (ronds blancs) et du sol non rhizosphérique (ronds noirs) en fonction du pH (f) et de la concentration en DOC (g) ; Pourcentage de Cu labile sous forme organique ou inorganique (respectivement à gauche et à droite du trait vertical tiré) en fonction du potentiel de dépôt en DPASV dans la solution du sol initialement acide (h) et alcalin (i) ; Concentration en Cu dans les parties aériennes (Shoots) et racinaires (Roots), ce dernier compartiment étant subdivisé entre le symplasme et l'apoplasme (respectivement les histogrammes hachurés et blancs), en fonction du pH de la rhizosphère et du sol non rhizosphérique. Les plantes ont été alimentées avec de l'azote sous forme nitrique (NO₃⁻), sauf pour les données représentées par des triangles blancs en a, les données encadrées en b et les histogrammes à gauche du trait vertical tiré en j pour lesquelles les plantes ont été alimentées avec un mélange d'azote nitrique et ammoniacal (NH₄⁺-NO₃⁻). Les symboles * et *** signifient que les relations sont statistiquement significatives ($p \leq 0,05$ et $0,001$, respectivement). Les lettres différentes en j représentent des différences statistiquement significatives ($p \leq 0,01$) (D'après Bravin et al. 2009 et 2012, AFI 19 et 23).

Pour confirmer le rôle joué par l'alcalinisation de la rhizosphère dans l'absence d'effet du pH du sol non rhizosphérique sur la phytodisponibilité de Cu, cette alcalinisation a été empêchée en alimentant la plante avec un mélange de N sous formes ammoniacale et nitrique. Ce traitement s'est ainsi traduit par le maintien d'un pH très acide et d'une très forte disponibilité de Cu dans la solution de la rhizosphère (Figure III-6a et c), ainsi que de façon cohérente par une phytodisponibilité près de trois fois plus élevée par rapport aux plantes alimentées avec NO_3^- uniquement (Figure III-6j). L'ensemble de ces résultats obtenus en conditions contrôlées de laboratoire ont donc permis non seulement de confirmer les résultats obtenus précédemment sur des échantillons prélevés sur le terrain, mais également d'en préciser les processus rhizosphériques qui en sont à l'origine.

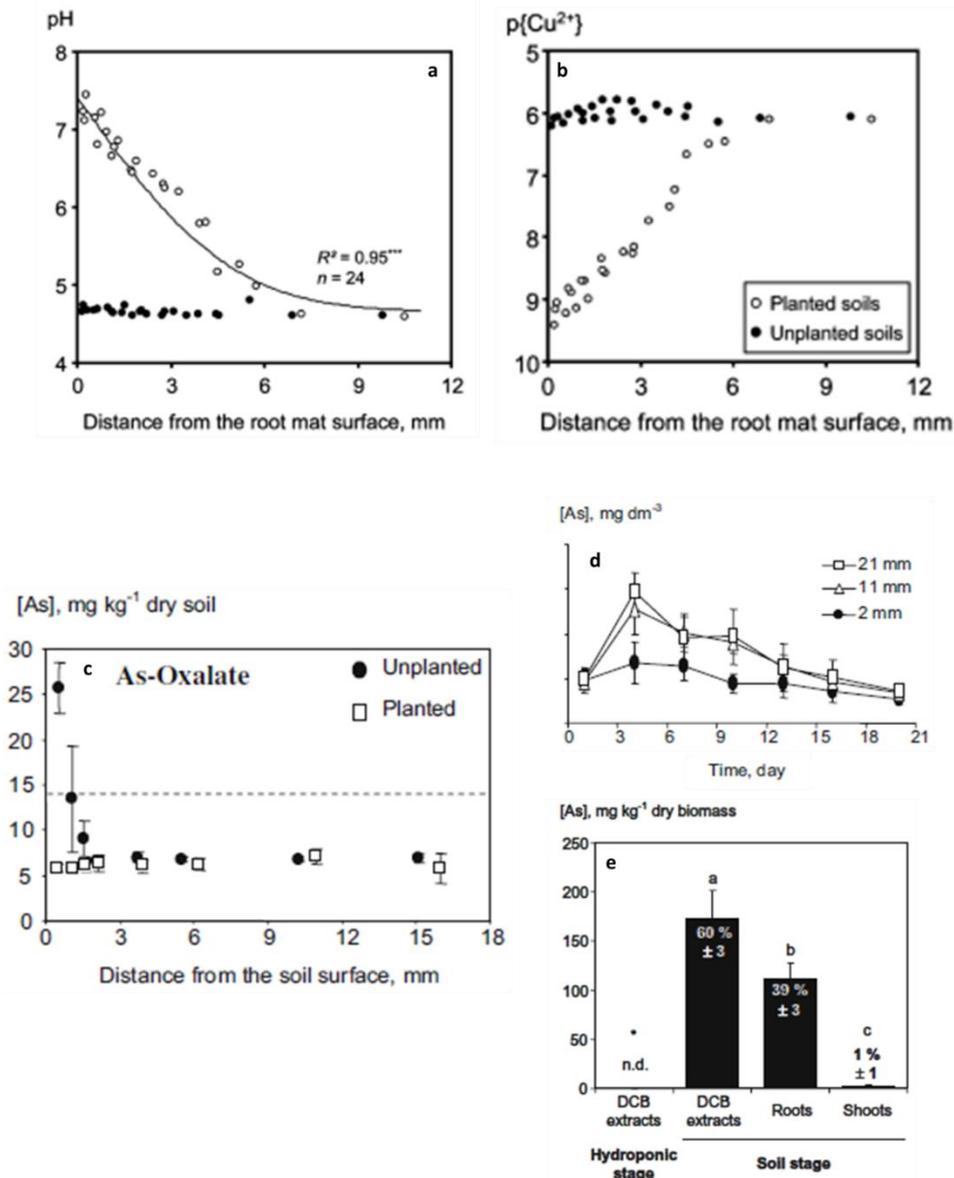


Figure III-7. Effet des interactions sol-plante sur la disponibilité du cuivre (Cu) et de l'arsenic (As) dans la rhizosphère du blé dur et du riz par une approche de tapis racinaire sur couche épaisse de sol : Gradients spatiaux de pH et d'activité de Cu libre dans la solution de la rhizosphère (Planted soils) et du sol non rhizosphérique (Unplanted soils) (a et b) ; Gradient spatial de la concentration de As extraite de la rhizosphère et du sol non rhizosphérique avec de l'oxalate (c) ; Gradient spatial et temporel de la concentration totale de As dans la solution de la rhizosphère (d) ; Concentration de As dans les précipités ferriques extraits des racines de riz avec un mélange dithionite-citrate-bicarbonate (DCB extracts) à l'issue de la phase d'hydroponie (Hydroponic stage) et de la phase d'exposition au sol (Soil stage), ainsi que dans les parties aériennes (Shoots) et racinaires (Roots) à l'issue de la phase d'exposition au sol (e). Le symbole *** en a signifie que la relation est statistiquement significative ($p \leq 0.001$). L'arsenic n'a pas été détecté dans les extraits DCB après la phase d'hydroponie (n.d., $< 1,7 \text{ mg kg}^{-1}$). Le symbole * en e signifie que la concentration dans les extraits DCB mesurée après la phase d'hydroponie est statistiquement différente de celle mesurée après la phase d'exposition au sol (D'après Bravin et al. 2008 et 2009, AFI 24 et 25).

Les mécanismes impliqués dans la biodisponibilité de As pour le riz cultivé dans un sol en conditions anaérobies mimant les conditions d'une rizière submergée et celle de Cu pour le blé dur en conditions aérobies ont également été précisés du point de vue des gradients physico-chimiques qui se mettent en place dans la rhizosphère. Ces gradients ont été obtenus à l'aide de la technique du tapis racinaire exposé à une couche épaisse de sol qui a été découpée à l'aide d'un microtome. Pour Cu, ce travail a premièrement permis de montrer que le gradient d'appauvrissement des concentrations totale et libre en Cu dans la solution de la rhizosphère était directement relié au gradient d'alcalinisation induit par les activités racinaires (Figure III-7a et b). La mesure de la disponibilité de Cu dans le sol couplée à la modélisation à l'aide de Difs-1D (résultat non présenté ici) a également permis de montrer que le prélèvement de Cu par la plante n'était que très minoritairement responsable du gradient d'appauvrissement de Cu dans la solution de la rhizosphère, contrairement à ce qui est couramment admis (mais rarement vérifié) dans la littérature. La mise en place de ce gradient a ainsi été principalement contrôlé par l'alcalinisation induite par les activités racinaires dans la rhizosphère.

Concernant As, le travail mené a permis de montrer le rôle des interfaces entre milieux oxydé et réduit dans la mobilisation de As. En mimant l'introduction d'oxygène à la surface du sol submergé dans les rizières, les dispositifs sans plante ont montré que l'oxydation et la co-précipitation de Fe, du manganèse (Mn) et de As dans le premier millimètre de sol généraient une migration et une accumulation de As dans la phase solide (Figure III-7c) et au contraire une diminution de la concentration de As en solution (résultat non présenté ici mais similaire à la Figure III-7d). Dans les dispositifs avec plante, un phénomène similaire a été mis en évidence mais se déroulant directement au contact des racines, en lien avec la fuite d'oxygène au niveau des apex racinaires vers le sol se traduisant par la précipitation d'un revêtement de Fe et Mn oxydés sur les racines. Ce revêtement racinaire (communément appelé « Fe plaque » en anglais) a ainsi accumulé près des deux tiers de As prélevé par les plantes (Figure III-7e), en induisant une diminution de la concentration en As dans la solution de la rhizosphère (Figure III-7d).

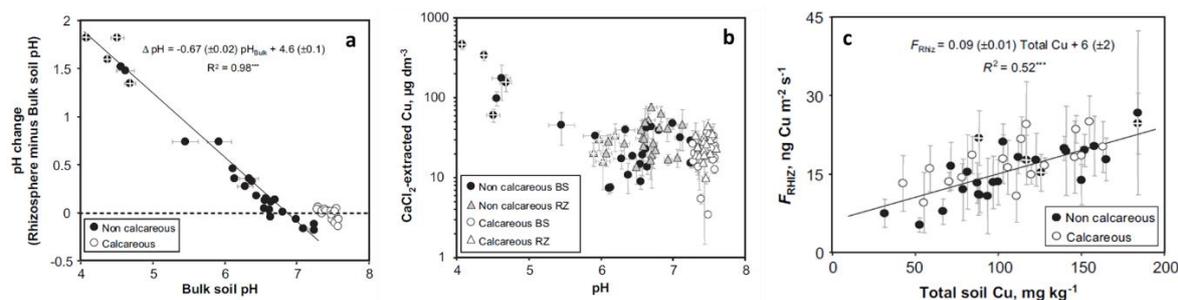


Figure III-8. Evaluation de la biodisponibilité du cuivre (Cu) pour le blé dur cultivé sur 44 sols à antécédents viticoles contaminés, à l'aide d'une application de la méthode du tapis racinaire sur couche mince de sol, i.e. le Rhizotest : Modification du pH dans la rhizosphère en fonction du pH du sol non rhizosphérique (Bulk soil) (a) ; Concentration totale de Cu dans la solution de la rhizosphère (RZ) ou des sols non rhizosphériques (BS) (b) ; Flux de prélèvement de Cu dans les plantes entières (F_{RHIZ}) en fonction du niveau de contamination du sol (c) ; Les symboles noirs ou gris représentent les sols non calcaires, alors que les symboles blancs représentent les sols calcaires. Le symbole *** en a et c signifie que la relation est statistiquement significative ($p \leq 0.001$) (D'après Bravin et al. 2010, AFI 22).

Sur la base des connaissances produites et dans une optique de recherche finalisée, ces travaux ont abouti à l'application de la méthode du tapis racinaire sur couche mince de sol, alors dénommée pour la première fois Rhizotest, dans une perspective d'évaluation de la biodisponibilité de Cu pour le blé dur cultivé sur des sols contaminés du fait de leur antécédent viticole (Figure III-8). Cette démarche d'évaluation s'est appuyée sur les acquis méthodologiques des travaux de Chaignon et al. (2003a et b)^{36,37}. L'originalité de ce travail a été de coupler la mesure du transfert de Cu du sol à la plante à celle des processus rhizosphériques déterminant ce transfert, le tout pour un grand nombre d'échantillons de sol (i.e. 44) prélevés sur des sites historiquement contaminés. La dépendance de l'intensité de l'alcalinisation de la rhizosphère au pH du sol non rhizosphérique a été retrouvée (Figure III-8a), de même que ses conséquences en termes de diminution de la concentration totale de Cu dans la solution de la rhizosphère présentant initialement une forte acidité (i.e. $pH < 5,5$; Figure III-8b). L'homogénéisation du pH dans la rhizosphère des 44 sols évalués s'est ainsi traduite par le fait que le flux de prélèvement de Cu par le blé dur soit majoritairement déterminé par la concentration totale de Cu dans les sols

³⁶ Chaignon V., Hinsinger P. 2003a. A biotest for evaluating copper bioavailability to plants in a contaminated soil. J. Environ. Qual. 32, 824–833.

³⁷ Chaignon V., Sanchez-Neira I., Herrmann P., Jaillard B., Hinsinger P. 2003b. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. Environ. Pollut. 123, 229–238.

(Figure III-8c), comme cela avait été observé pour les concentrations de Cu retrouvées dans les racines des plantes prélevées sur le terrain. Ces résultats ont constitué une preuve de concept de l'utilisation du Rhizotest pour l'évaluation opérationnelle du risque de transfert sol-plante des contaminants, en s'inscrivant dans le cadre conceptuel de la biodisponibilité³⁸ comme une mesure de biodisponibilité environnementale (voir partie III.1.5 pour plus de précisions).

Ces quatre années, qui ont constitué mon entrée dans le monde de la recherche scientifique, ont permis un ancrage disciplinaire clair sur la biogéochimie appliquée aux problématiques agronomiques, avec une première focalisation sur l'étude des processus biogéochimiques se déroulant dans la rhizosphère des plantes cultivées et impactant la phytodisponibilité des éléments traces dans les sols contaminés. Mon recrutement au Cirad en 2008, à la suite de mon doctorat, s'est traduit par un double élargissement, à la fois thématique et disciplinaire, ainsi que par une contribution au cadre conceptuel de la biodisponibilité.

III.1.3. Élargissement thématique à la valorisation agricole des Mafor

Que ce soit pour gérer la fertilité des agroécosystèmes, soutenir les démarches d'économie circulaire ou contribuer à l'atténuation du changement climatique par le stockage de carbone dans les sols, la valorisation agricole des Mafor est un des principaux leviers agronomiques de la transition agroécologique³⁹, notamment dans les milieux tropicaux⁴⁰. Aussi vertueuse qu'on puisse la considérer, la valorisation agricole des Mafor peut également être source d'externalités négatives en matière d'impacts sanitaires et écotoxicologiques par les contaminants chimiques que les Mafor contiennent et qu'elles sont donc susceptibles d'apporter aux sols. Le collectif de l'unité Recyclage et risque a fait de la recherche de compromis entre externalités positives et négatives de la valorisation agricole des Mafor l'objet principal de ses travaux, à la fois dans ses dimensions biophysiques et systémiques⁴¹. Au sein de cette dynamique, mon recrutement dans l'unité Recyclage et risque avait pour objectif initial de venir renforcer l'approche initiée par E. Doelsch sur la caractérisation des processus biogéochimiques déterminant le devenir des éléments traces apportés non intentionnellement par les Mafor aux sols et potentiellement responsables d'impacts sanitaires et écotoxicologiques. Je suis notamment venu apporter à cette unité la composante biologique de mon profil de compétences. Réciproquement, cela m'a offert l'opportunité d'élargir thématiquement la perspective biogéochimique de mes travaux, jusque-là centrée sur les interactions sol-plante au sein de la rhizosphère, à l'étude de l'ensemble des processus biogéochimiques déterminant l'écodynamique des éléments traces dans l'agroécosystème Mafor-sol-organismes du sol (Figure III-9). L'élargissement a également concerné les objets d'étude, qu'il s'agisse des éléments ou des organismes vivants du sol. Si Cu est resté l'élément principalement étudié, le zinc (Zn) a également été considéré de façon complémentaire en lien avec l'importance quantitative majeure de l'apport de ces deux éléments traces par les Mafor sur les sols agricoles⁴² et les impacts écotoxicologiques suspectés d'y être associés^{43,44}. Au-delà des plantes comme seul type d'organisme cible considéré du point de vue des impacts écotoxicologiques, une première tentative d'élargissement au vers de terre a également été initiée. Enfin, une approche similaire a été déployée pour un élément majeur, i.e. le phosphore (P), du fait du rôle joué par les interactions physico-chimiques dans le sol sur le déterminisme de la phytodisponibilité de P⁴⁵, comme pour les éléments traces, et des questionnements qui se posent sur le rôle de la valorisation agricole des Mafor dans l'amélioration du bouclage du cycle biogéochimique de P dans les agroécosystèmes³⁹.

³⁸ NF EN ISO 17402. 2011. Qualité du sol – Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol, 47 p.

³⁹ Pellerin S., Martinez, J. 2015. Quels leviers pour une gestion plus durable des cycles biogéochimiques dans le cadre de la transition agroécologique ? *Innovations Agronomiques*, 107–113.

⁴⁰ Côte F. X., Rapidel B., Sourisseau J. M., Affholder F., Andrieu N., Bessou C., Caron P., Deguine J.-P., Faure G., Hainzelin E., Malezieux E., Poirier-Magona E., Roudier P., Scopel E., Tixier P., Toillier A., Perret S. 2022. Levers for the agroecological transition of tropical agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*, 42, 67.

⁴¹ Wassenaar T., Doelsch E., Feder F., Guerrin F., Paillat J.-M., Thuriès L., Saint-Macary H., 2014. Returning organic residues to agricultural land (RORAL) – Fuelling the follow - the - technology approach. *Agr. Syst.* 124, 60–69.

⁴² Belon E., Boisson M., Deportes I. Z., Eglin T. K., Feix I., Bispo A. O., Galsomies L., Leblond S., Guellier C. R. 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 439, 87–95.

⁴³ Leclerc A., Laurent A. 2017. Framework for estimating toxic releases from the application of manure on agricultural soil: national release inventories for heavy metals in 2000–2014. *Sci. Total Environ.* 590–591, 452–460.

⁴⁴ Sydow M., Chrzanowski Ł., Leclerc A., Laurent A., Owsianiak M. 2018. Terrestrial ecotoxic impacts stemming from emissions of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn from manure: a spatially differentiated assessment in Europe. *Sustain.* 10, 1–19.

⁴⁵ Ziadi N., Whalen J. K., Messiga A. J., Morel C. 2013. Assessment and modeling of soil available phosphorus in sustainable cropping systems. *Advances in agronomy*, 122, 85–126.

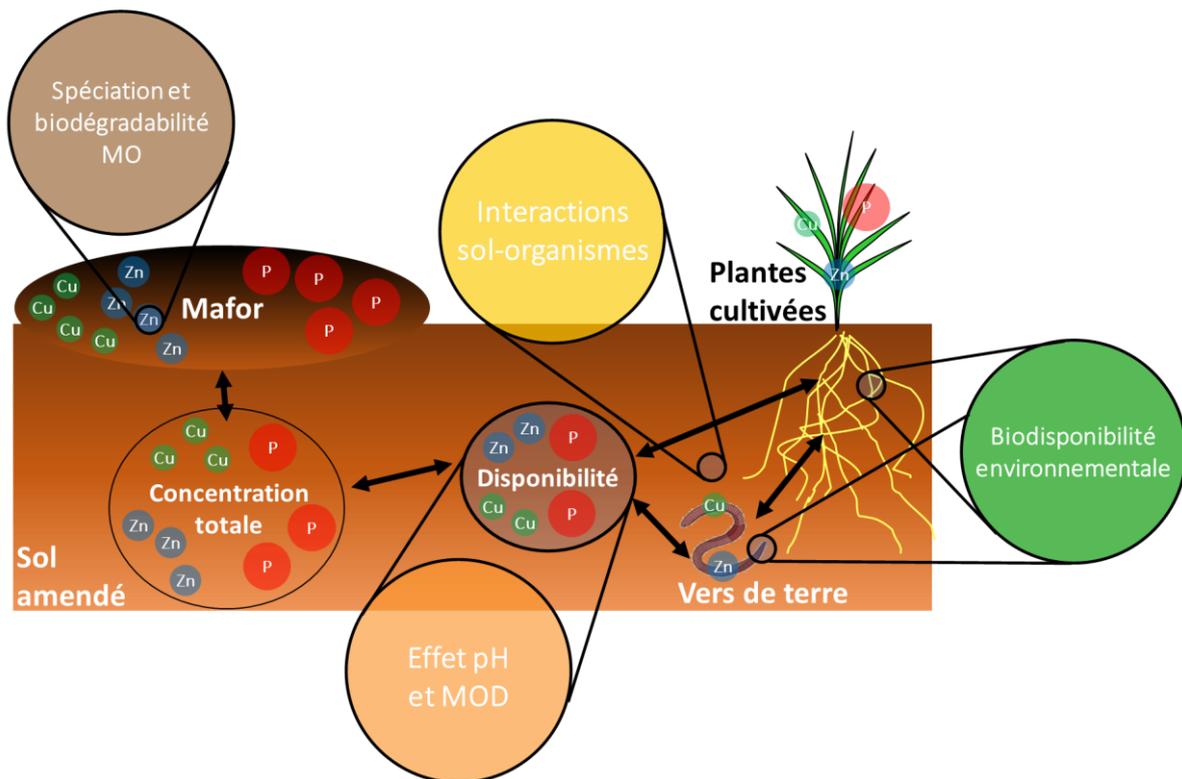


Figure III-9. Processus biogéochimiques considérés dans l'étude de la biodisponibilité du cuivre (Cu), du zinc (Zn) et du phosphore (P) au sein de l'agroécosystème Mafor-sol-organismes du sol

Un premier groupe de déterminants biogéochimiques de l'écodynamique de Cu et Zn dans les sols amendés avec des résidus organiques s'est avéré être lié aux propriétés de ces résidus. Cela a pu être démontré en simulant la pratique agronomique de fertilisation organique par l'incubation d'un sol et de six résidus organiques en conditions contrôlées de laboratoire (Figure III-10). La disponibilité de Cu et Zn a été suivie durant toute l'incubation par l'insertion d'un dispositif DGT au contact du sol amendé dans chaque modalité expérimentale. La disponibilité de Cu et Zn a ainsi augmenté au cours du temps, à la fois dans le sol amendé et non amendé (Figure III-10a et b). La spéciation chimique de Zn, déterminée à l'aide de la spectroscopie d'absorption des rayons X (XAS) en synchrotron, s'est avérée être très contrastées entre les six résidus organiques (Figure III-10c). Cette spéciation et plus particulièrement la fraction de Zn liée aux oxyhydroxydes de Fe dans les résidus organiques a semblé contrôler la disponibilité de Zn dans les sols amendés (Figure III-10e). A l'inverse, Cu s'est avéré être presque exclusivement associé à la matière organique (MO) dans les résidus organiques (Figure III-10d). L'étude de la minéralisation du carbone organique dans le sol amendé à l'aide de mesures de dégagement de CO₂ et de leur modélisation avec TAO⁴⁶ ont permis de montrer que la disponibilité de Cu dans les sols amendés était alors principalement contrôlée par le taux de minéralisation dans le sol du carbone organique apporté par les résidus organiques (Figure III-10f). Ces résultats étaient originaux à deux titres. Premièrement, ils ont constitué une des très rares évidences expérimentales d'une hypothèse très fréquemment avancée dans la littérature scientifique et voulant que la minéralisation de la MO des résidus organiques relarguait les éléments traces disponibles associés à cette MO. Deuxièmement, ces résultats ont permis de montrer que ce mécanisme n'était pas valable pour tous les éléments traces (notamment pour Zn) dès lors que ces derniers pouvaient être associés à des phases inorganiques (présentes en quantité importante, voire parfois majoritaire) dans les résidus organiques. Cela a donc souligné l'importance de déterminer la spéciation des éléments traces dans les résidus organiques pour être en mesure d'en prédire l'écodynamique dans les agroécosystèmes. Ce travail a cependant présenté une limite importante, liée au fait que les six résidus organiques étudiés étaient tous des matières compostées présentant un taux potentiel de minéralisation de la MO assez faible, i.e. inférieur ou égal à 20 % du carbone organique apporté (Figure III-10f). Ce travail a donc été poursuivi dans le cadre du stage de L. Sérénis (voir partie II.6.1) en réalisant le même type d'expérimentation avec dix résidus organiques de même nature (i.e. des litières de volailles) pré-sélectionnés pour présenter une gamme de taux potentiel de minéralisation de la MO allant de 23 à 40 %. Les résultats semblent confirmer la tendance à une augmentation de la disponibilité de

⁴⁶ Pansu M., Thuriès L. 2003. Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 37–48.

Cu dans le sol avec le taux de potentiel de minéralisation de la MO apporté par les résidus organiques, mais n'ont cependant pas encore été publiés.

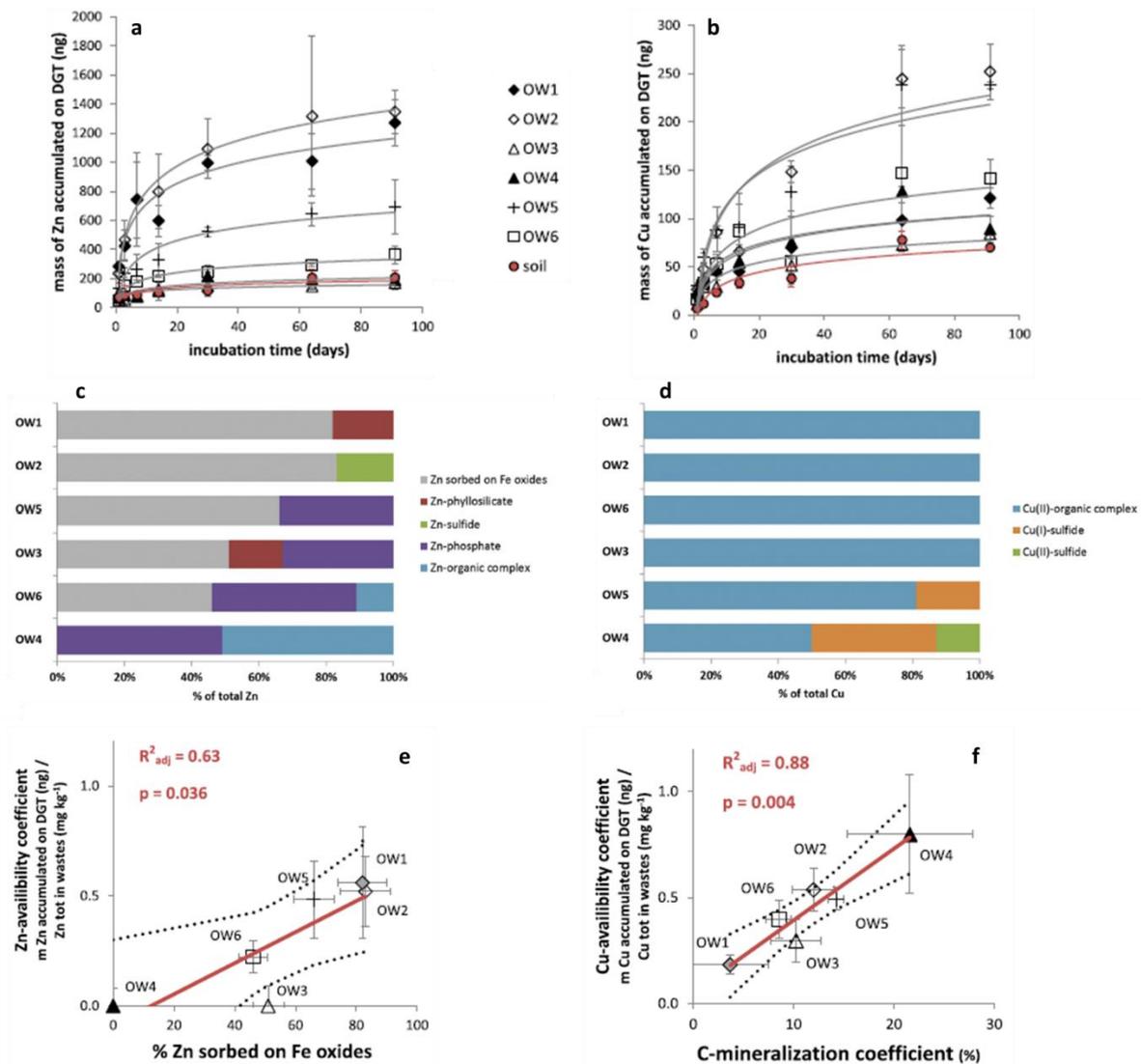


Figure III-10. Effet des propriétés de six résidus organiques (OW) sur la disponibilité du zinc (Zn) et du cuivre (Cu) mesurée à l'aide de la DGT dans un sol amendé en conditions contrôlées de laboratoire : Evolution temporelle de la disponibilité de Zn et Cu dans le sol non amendé et amendé avec chacun des six résidus organiques (a et b) ; Spéciation chimique de Zn et Cu dans les six résidus organiques (c et d) ; Relation entre la disponibilité de Zn dans les sols amendés à la fin de l'incubation et sa spéciation dans les résidus organiques (e) ; Relation entre la disponibilité de Cu dans les sols amendés à la fin de l'incubation et le pourcentage de minéralisation du carbone organique apporté par les résidus organiques (f) (D'après Tella et al. 2016, AFI 14)

Un second groupe de déterminants biogéochimiques de l'écodynamique de Cu et Zn s'est avéré être lié à l'effet de l'évolution du pH et de la MOD (à la fois quantitativement et qualitativement) dans les sols amendés avec des résidus organiques. Mais pour étudier ce groupe de déterminants, il a tout d'abord fallu lever deux verrous méthodologiques. Le premier a concerné la caractérisation des propriétés de complexation de la MOD (i.e. densité et affinité pour Cu des sites complexants) du sol, qui reste un challenge relativement à la mesure du pH ou de la concentration en MOD en particulier lorsqu'il s'agit comme ici de caractériser une grande diversité de situations agronomiquement réalistes (i.e. avec des apports de résidus organiques modérés). Sur la base des travaux initiés en doctorat, plutôt que de passer par la mesure directe des propriétés de la MOD qui n'aurait pas pu être réalisée sur une diversité suffisante de situations, cette caractérisation s'est appuyée sur la mesure de l'activité de Cu libre dans les solutions de sol, i.e. un des deux éléments traces d'intérêt ici bien connu pour sa forte affinité pour la MO, et sa comparaison avec la prédiction qui pouvait en être faite avec le modèle Wham VII. Avec Nica-Donnan, il s'agit des deux modèles géochimiques semi-mécanistes les plus utilisés en physico-chimie et écotoxicologie terrestres, qui comportent tous les deux un module dédié à la représentation de la

complexation des cations métalliques par la MO (i.e. le Humic ion-binding model dans Wham VII⁴⁷). Les développeurs de Wham VII ont également proposé un paramétrage par défaut pour étudier la complexation des éléments traces métalliques par la MOD dans les sols, reposant sur une densité (exprimée sous la forme d'un pourcentage des sites totaux de la MOD effectivement réactifs, %*r-DOM*) et une affinité (représentée par la constante de complexation moyenne des sites complexants les plus acides vis-à-vis de chaque élément trace, i.e. $\log K$, les autres constantes étant mathématiquement reliées à cette première constante) des sites complexants. En étudiant l'écart entre la prédiction de l'activité de Cu libre par le paramétrage par défaut de Wham et la mesure de cette activité réalisable en quasi-routine avec une électrode spécifique⁴⁸, il est alors possible de déduire, par optimisation des %*r-DOM* et $\log K_{Cu}$ utilisés dans Wham, les propriétés de complexation de la MOD dans chaque situation. En suivant ce raisonnement, les travaux de doctorat de T. Djae ont permis de montrer que les propriétés de complexation de la MOD dans les solutions de sol étaient le principal déterminant physico-chimique de la spéciation des éléments traces présentant une forte affinité pour la MOD comme Cu (résultat non présenté ici) et qu'il était en conséquence crucial de tenir compte de la variabilité de ces propriétés de complexation pour simuler correctement non seulement la spéciation de Cu dans la solution du sol mais aussi l'effet toxique de Cu sur les organismes du sol comme les plantes cultivées, les invertébrés et les micro-organismes, comme cela est couramment fait en écotoxicologie prédictive (Figure III-11). Au-delà de ces résultats publiés dans l'AFI 9 et qui sont restés centrés sur l'effet de la diversité des types de sol, T. Djae a également montré dans son manuscrit de thèse⁴⁹ que pour un sol donné l'apport de résidus organiques ou l'activité des racines dans la rhizosphère induisait également une très forte variabilité des propriétés de complexation de la MOD vis-à-vis de Cu dont il était nécessaire de tenir compte. Ces résultats n'ont cependant pas encore été publiés.

Le deuxième verrou a concerné les adaptations méthodologiques nécessaires, relativement aux protocoles classiquement mis en œuvre en écotoxicologie terrestre, pour étudier l'écodynamique de Cu et Zn en contexte de valorisation agricole des Mafor. Cette réflexion méthodologique a été menée dans le cadre de la thèse de C. Laurent. Il est ainsi premièrement nécessaire de se placer dans un contexte agronomiquement réaliste, où les fertilisants organiques sont apportés au champ, de façon répétée dans le temps et à des doses raisonnables pour être représentatives des pratiques des agriculteurs. Pour ce faire, plusieurs dizaines d'échantillons de sol ont été sélectionnés parmi plus de 300 échantillons collectés pendant une décennie sur trois essais agronomiques menés à La Réunion et comparant des modalités de fertilisation minérale et organique. Il est deuxièmement crucial de tenir compte explicitement des facteurs confondants liés à la fertilisation organique. Ces facteurs confondants comprennent l'effet bénéfique de cette pratique sur les organismes du sol qui peut se surimposer à un éventuel effet toxique, le contexte de multi-contamination systématique qui rend complexe l'attribution d'un effet toxique à un contaminant en particulier et, enfin, l'évolution des propriétés du sol (notamment du pH et de la MO) au fur et à mesure des apports répétés de fertilisants organiques. Pour contourner ces difficultés, les échantillons ont été sélectionnés au sein de chacun des trois essais afin de couvrir une gamme de niveau de contamination en Cu et Zn, de pH et de concentration en MO en lien avec les pratiques de fertilisation. Plutôt que de mesurer un effet toxique qu'il aurait été difficile d'associer à la présence de Cu et Zn en particulier, il a été choisi de mesurer le prélèvement effectif (i.e. la biodisponibilité environnementale) de Cu et Zn pour une espèce de plante cultivée (*Festuca arundinacea*) et une espèce de vers de terre épi-endogée retrouvée sur les sites d'étude (*Dichogaster saliens*), en considérant cette mesure comme un indicateur précoce d'un éventuel effet toxique. Le recours à des biotests de laboratoire pour mesurer la biodisponibilité environnementale a permis de limiter, voire de supprimer les effets confondants des pratiques de fertilisation sur la croissance des organismes étudiés. Enfin, afin de faire le lien entre l'apport de fertilisants au sol et les mesures de biodisponibilité, la disponibilité de Cu et Zn a été mesurée sur les échantillons de sol, à la fois sur la phase solide et la solution.

⁴⁷ Tipping E., Lofts S., Sonke J. E. 2011. Humic ion-binding model VII: a revised parameterisation of cation-binding by humic substances. *Environ. Chem.*, 8, 225–235.

⁴⁸ Rachou J., Gagnon C., Sauvè S. 2007. Use of an ion-selective electrode for free copper measurements in low salinity and low ionic strength matrices. *Environ. Chem.*, 4, 90–97.

⁴⁹ Djae T. 2017. Propriétés de complexation de la matière organique dissoute vis-à-vis du cuivre dans les systèmes sol-plante amendés avec des produits résiduels organiques. Thèse de doctorat, Aix Marseille Université, 177 p. + annexes.

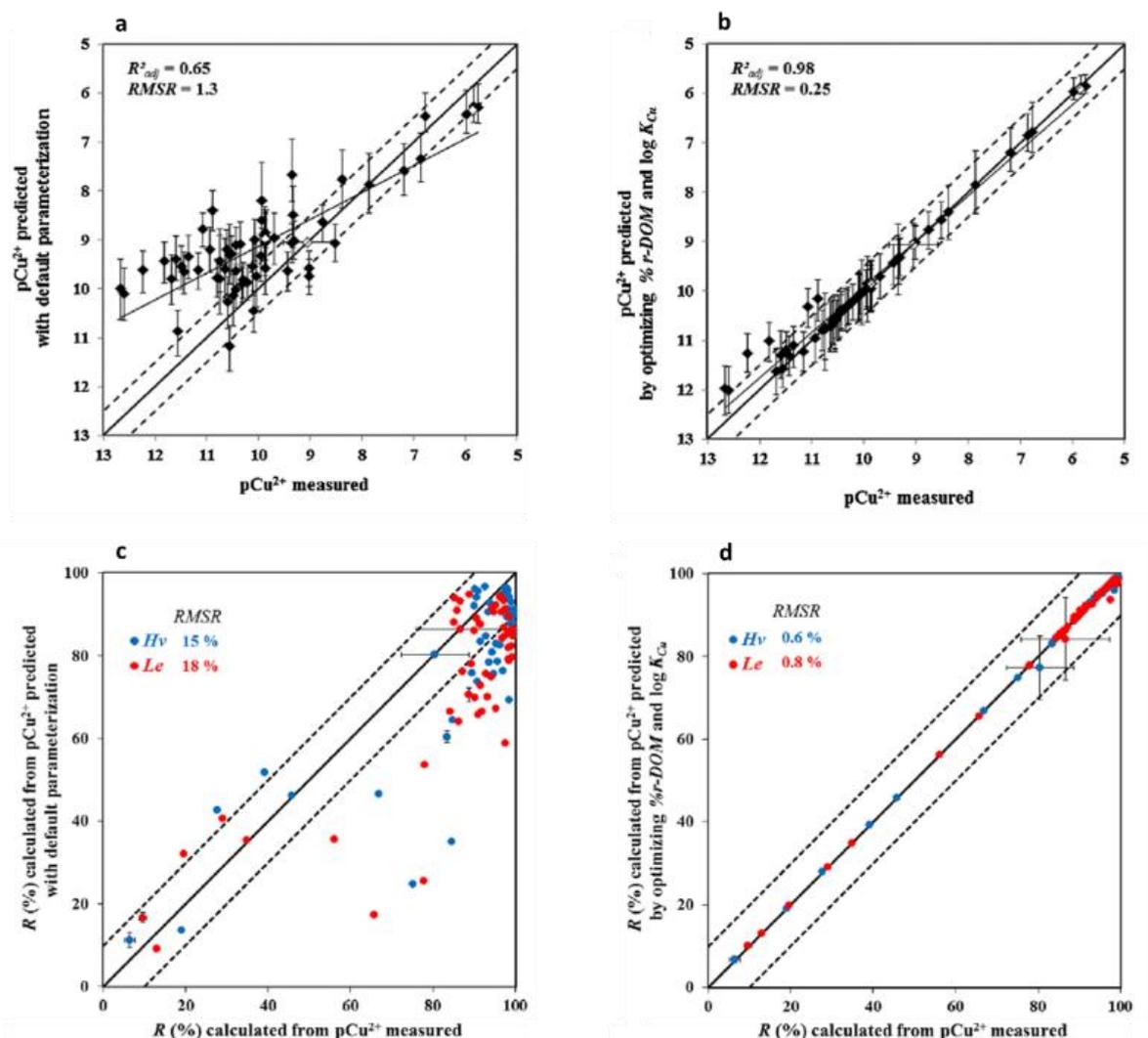


Figure III-11. Importance de la prise en compte de la variabilité des propriétés de complexation de la matière organique dissoute (MOD) sur la spéciation en solution et la phytotoxicité du cuivre (Cu) dans 55 sols : Relation entre l'activité de Cu libre (pCu^{2+}) mesurée (en abscisse) et l'activité de Cu libre simulée (en ordonnée) avec le modèle Wham VII à l'aide d'un paramétrage par défaut (a) ou après optimisation de la densité (%*r-DOM*) et de l'affinité pour Cu ($\log K_{Cu}$) des sites complexants de la MOD (b) ; Relation entre l'effet toxique de Cu libre sur l'élongation racinaire de l'orge (Hv) et la croissance des parties aériennes de la tomate (Le) calculé avec le modèle FRIED⁵⁰ à partir de l'activité de Cu libre mesurée (en abscisse) et le même effet toxique calculé à partir de l'activité de Cu libre simulée (en ordonnée) avec le modèle Wham VII à l'aide d'un paramétrage par défaut (c) ou après optimisation de %*r-DOM* et de $\log K_{Cu}$ (d). L'écart relatif moyen entre les valeurs en abscisses et en ordonnées est exprimé par le RMSR (D'après Djae et al. 2017, AFI 9).

Ces deux verrous méthodologiques ayant été levés, il a alors été possible d'étudier les déterminants biogéochimiques de la biodisponibilité de Cu et Zn (Figure III-12)⁵¹ pour les plantes cultivées et les vers de terre. Une décennie de fertilisation organique a, comme attendu, contaminé le sol en Cu et Zn comme le révèlent les mesures dans les extraits au DTPA qui ont permis de s'affranchir de l'effet confondant du fond pédogéochimique élevé en Cu et en Zn dans les sols de La Réunion (Figure III-12a). Pourtant la disponibilité globale dans le sol, estimée à l'aide de mesures DGT, n'a pas ou très faiblement augmenté pour Cu (Figure III-12b) et n'a pas augmenté, voire a diminué pour Zn. Ce constat semble pouvoir être expliqué par l'augmentation de la concentration (Figure III-12c) et des propriétés de complexation de la MOD (résultat non présenté ici) ainsi que du pH (Figure III-12d) des échantillons de sol ayant reçu une fertilisation organique. Si l'augmentation de la concentration et des propriétés de complexation de la MOD a induit une augmentation de la concentration totale de Cu en solution (Figure III-12e), l'augmentation conjointe concernant la MOD et le pH a au contraire diminué

⁵⁰ Lofts S., Criel P., Janssen C. R., Lock K., McGrath S. P., Oorts K., Rooney C. P., Smolders E., Spurgeon D. J., Svendsen C., Van Eeckhout H., Zhao F.-Z. 2013. Modelling the effects of copper on soil organisms and processes using the free ion approach: Towards a multi-species toxicity model. Environ. Pollut. 178, 244–253.

⁵¹ Résultat présenté ici uniquement pour Cu ; Les résultats pour Zn peuvent être retrouvés dans les articles référencés.

l'activité de Cu libre en solution (Figure III-12f). Concernant Zn qui a une affinité pour la matière organique beaucoup plus faible que Cu, l'augmentation de pH s'est accompagnée d'une diminution de la concentration totale et libre de Zn en solution. Ces résultats ont ainsi apporté des éléments de compréhension mécanistes à l'idée d'un effet protecteur de la fertilisation organique sur la disponibilité de Cu et Zn dans les sols, capable de contrebalancer l'effet de l'augmentation du niveau de contamination du sol. L'AFI 6 de Laurent et al. (2020) qui présente ces résultats est le deuxième de mes articles les plus cités ces trois dernières années avec plus de 17 citations par an.

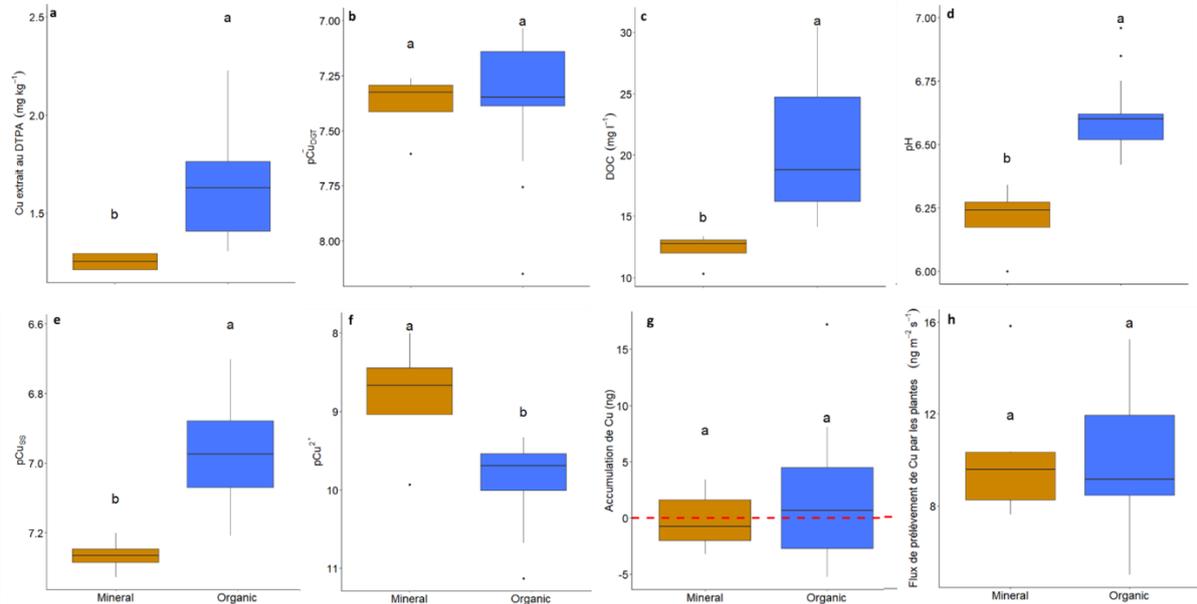


Figure III-12. Effet d'une fertilisation au champ avec des effluents d'élevage (Organic) pendant une décennie sur la disponibilité du cuivre (Cu) dans le sol amendé et sa biodisponibilité pour les plantes et les vers de terre relativement à une fertilisation à base d'engrais minéraux (Mineral) : Niveau de contamination en Cu du sol estimé par une extraction au DTPA (a) ; disponibilité globale de Cu dans le sol estimée par la mesure DGT (b) ; Concentration en carbone organique dissout (c) et pH (d) du sol ; Disponibilité de Cu dans la solution du sol estimée à travers la concentration totale en Cu (e) et l'activité de Cu libre (f) ; Biodisponibilité de Cu pour une espèce de vers de terre (*Dichogaster saliens*) (g) et de plantes (*Festuca arundinacea*) (h). Des lettres différentes indiquent une différence significative ($p \leq 0,05$) (D'après Laurent et al. 2020, 2023 et 2024, AFI 2,4 et 6).

Sur la base de ces travaux, il a alors été possible d'étudier le dernier déterminant biogéochimique de l'écodynamique de Cu et Zn (Figure III-9), concernant les interactions entre le sol et les organismes du sol (plantes cultivées et vers de terre), et in fine de caractériser comment les différents déterminants biogéochimiques considérés régulaient la biodisponibilité environnementale de Cu et Zn. A ce titre, le premier résultat majeur a été de montrer qu'une décennie de fertilisation organique n'augmentait pas la biodisponibilité de Cu et Zn pour les vers de terre et les plantes cultivées relativement à une fertilisation minérale (Figure III-12g et h). Pour l'espèce de vers de terre étudiée, l'effet de *D. Saliens* sur le sol par bioturbation a semblé suffisamment faible pour que l'absence d'augmentation de la biodisponibilité puisse être directement reliée à l'effet protecteur exercé par la fertilisation organique sur la disponibilité de Cu et Zn dans le sol. Contrairement aux vers de terre, l'absence d'augmentation de la biodisponibilité chez l'espèce végétale étudiée a semblé être plutôt due aux modifications des propriétés physico-chimiques induites par les activités racinaires (Figure III-13) et qui ont eu pour conséquence d'homogénéiser la disponibilité de Cu et Zn dans la rhizosphère quelle que soit la modalité de fertilisation. La phytodisponibilité de Cu et Zn s'est ainsi avérée être principalement dépendante des propriétés des trois sols étudiés. En plus de l'effet protecteur de la fertilisation organique, les plantes semblent donc surimposer un effet rhizosphère qui limite la disponibilité de Cu et Zn malgré la contamination du sol. Les résultats présentés dans l'article de Laurent et al. (2024) illustrent bien la démarche méthodologique (à la fois expérimentale, de modélisation et statistique) et conceptuelle (basée sur la théorie de la biodisponibilité) utilisée dans mes travaux (voir le tiré à part n° 1, partie VI.3). Enfin, la validation des hypothèses mécanistes proposées ici a été entreprise par la réalisation de deux nouvelles expérimentations à l'aide du dispositif Rhizotest menées sur l'un des trois types de sol étudiés précédemment et pour deux modalités de fertilisation historique (i.e. témoin non fertilisé et fertilisation avec des lisiers de porcs). Dans la première expérimentation, la manipulation du pH initial du sol par chaulage ainsi que de celui de la rhizosphère par la nutrition N de la plante a permis de dissocier l'effet du pH de celui de la MOD ainsi que l'effet de la fertilisation de celui lié aux interactions sol-plante

dans la rhizosphère sur le déterminisme de la phytodisponibilité de Cu et Zn. Dans la seconde expérimentation, des vers de terre ont été introduits dans la couche mince de sol des dispositifs Rhizotest avec ou sans plante afin d'étudier l'effet des interactions sol-plante-vers de terre sur le déterminisme de la biodisponibilité de Cu et Zn pour les vers de terre et les plantes. Ces travaux sont en cours de préparation pour publication⁵² (voir aussi COM 13).

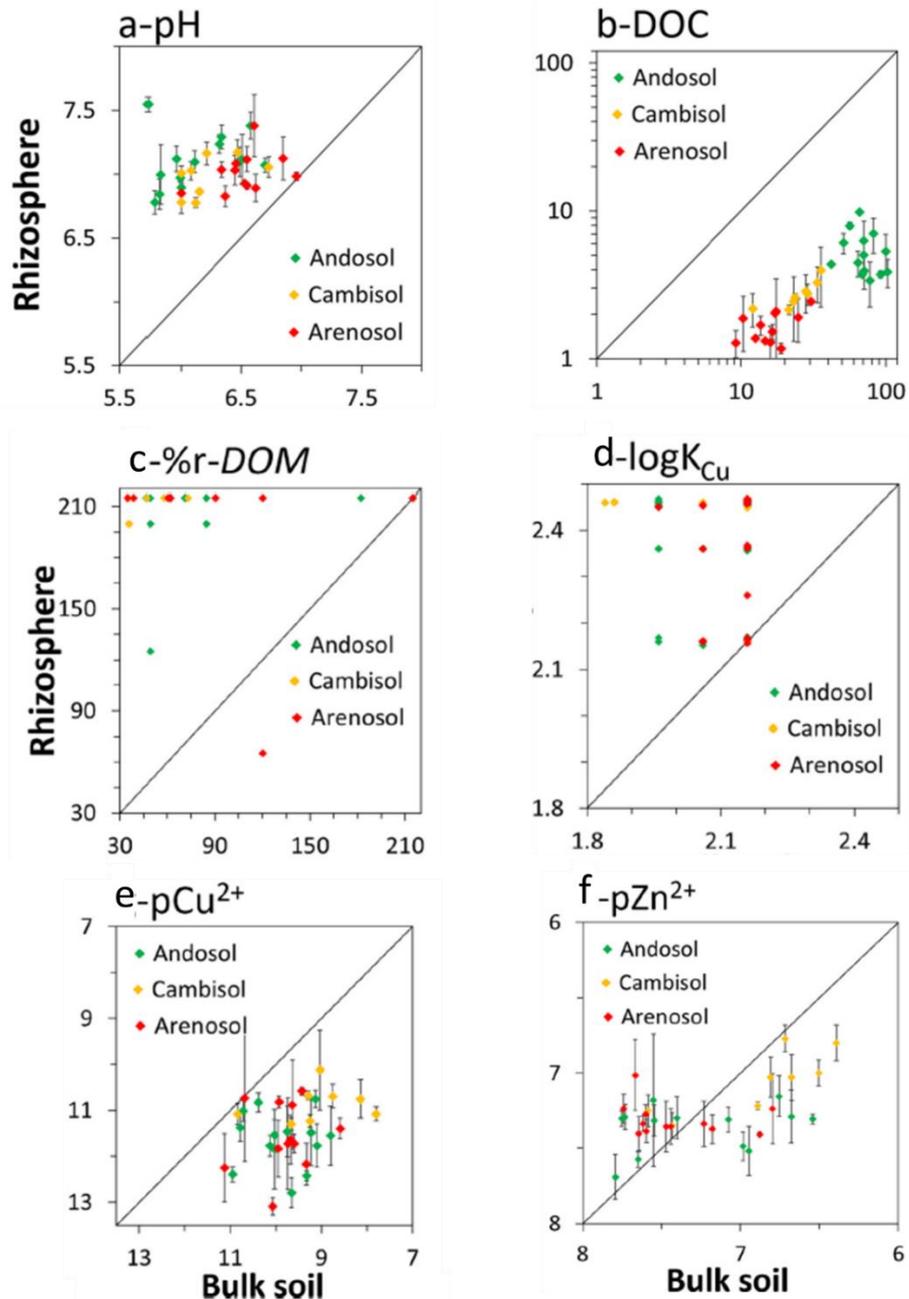


Figure III-13. Effet des interactions sol-plante sur les propriétés physico-chimiques et la spéciation du cuivre (Cu) et du zinc (Zn) dans la solution de la rhizosphère de la fétuque exposée à 34 échantillons de sol provenant de trois essais de terrain comparant différentes modalités de fertilisation minérale ou organique : pH (a), concentration en carbone organique dissout (COD ; b), densité (%*r-DOM*) ; c) et affinité ($\log K_{Cu}$) ; d) de sites complexants de la matière organique dissoute (MOD) réactifs vis-à-vis de Cu estimées par optimisation du modèle Wham VII et activité de Cu (mesurée ; e) et Zn (modélisée avec Wham VII ; f) libre. Les données issues de la rhizosphère ($n = 3$) sont comparées à celles issues du sol non rhizosphérique (Bulk soil ; $n = 1$) (D'après Laurent et al. 2024, AFI 2).

⁵² Laurent C. 2019. Biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les plantes et les vers de terre : interactions entre les effets de fertilisants organiques sur le long-terme et des organismes sur l'évolution des propriétés physicochimiques du sol. Thèse de doctorat de l'Université Paris-Saclay, 190 p.

L'ensemble des connaissances produites sur l'écodynamique des éléments traces (Cu et Zn en particulier) dans les agroécosystèmes recevant des apports de Mafor ont été synthétisées dans la partie 3.2 de l'article de synthèse AFI 5 (voir tiré à part n° 2, partie VI.3).

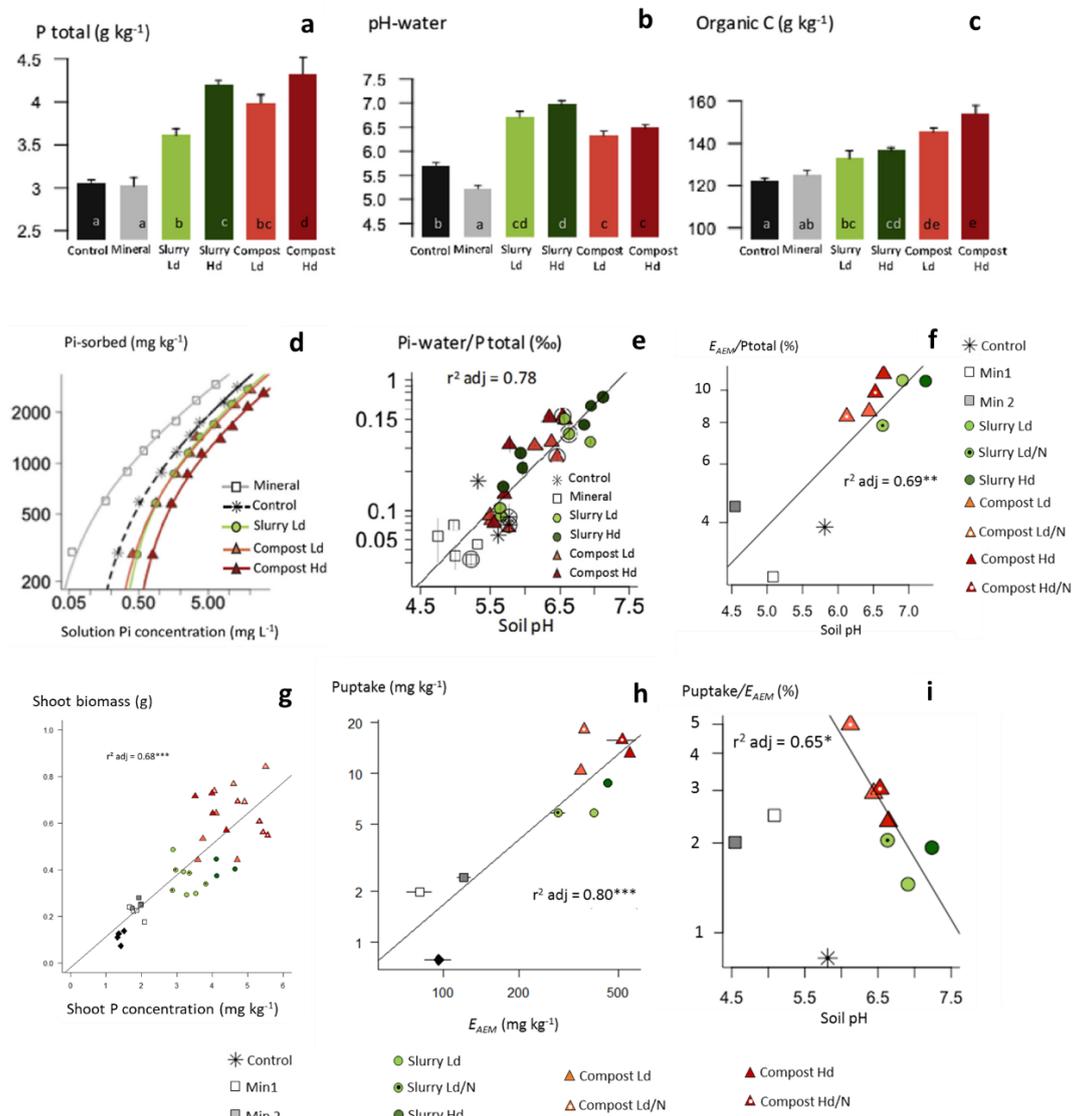


Figure III-14. Effet du type de fertilisation sur la disponibilité du phosphore (P) dans un Andosol amendé au champ pendant une décennie et ses conséquences sur la biodisponibilité de P pour du millet cultivé en conditions contrôlées : Concentration totale en P (a), pH (b) et concentration carbone organique (Organic C ; c) dans le sol ; Courbes de sorption de P par le sol (d) ; Relation entre la proportion de P inorganique extrait à l'eau par rapport au P total (Pi-water/P total) et le pH du sol (e) ; Relation entre la proportion de P inorganique radio-marqué extrait à l'aide d'une membrane échangeuse d'anions par rapport au P total ($E_{AEM}/P \text{ total}$) et le pH du sol (f) ; Relation entre la biomasse des parties aériennes du millet (Shoot biomass) et leur concentration en P (Shoot P concentration) (g) ; Relation entre le prélèvement de P dans les parties aériennes du millet (Puptake) et la concentration dans le sol en P inorganique radio-marqué extrait à l'aide d'une membrane échangeuse d'anions (E_{AEM}) (h) ; Relation entre la proportion de P prélevé par les parties aériennes du millet et le P inorganique extrait à l'eau par rapport au P total (Puptake/ E_{AEM}) et le pH du sol (i). Les modalités de fertilisation correspondent à un témoin non fertilisé (Control), à une fertilisation minérale (Mineral) à dose 1 ou 2, à une fertilisation à base de lisiers de bovins (Slurry) ou une fertilisation à base de composts de fumier de bovins (Compost). Les lisiers et les composts ont été apportés à faible (Ld) ou forte dose (Hd) et complétés (/N) ou non avec de l'azote minéral. De lettres différentes dans les graphiques a, b et c symbolisent des différences statistiquement significatives ($p \leq 0,05$). *, ** et *** symbolisent des régressions statistiquement significatives pour $p \leq 0,05$, 0,01 et 0,001, respectivement (a, b, c, d et e d'après Nobile et al. 2020, AFI 7; f, g, h et i non publiés, voir Nobile, 2017⁵³).

⁵³ Nobile C. 2017. Phytodisponibilité du phosphore dans les sols agricoles de La Réunion fertilisés sur le long-terme avec des résidus organiques : la dose d'apport est-elle le seul déterminant à prendre en compte ? Thèse de doctorat de l'Université de La Réunion, 176 p.

La même approche a été mise en œuvre, bien que plus modestement dans son ampleur, pour caractériser les déterminants biogéochimiques de l'écodynamique de P dans l'agroécosystème Mafor-sol-plante cultivée. Réalisé à La Réunion dans le cadre du doctorat de C. Nobile⁵³, ce travail s'est initialement appuyé sur la littérature scientifique relativement ancienne disponible sur ce territoire⁵⁴. Comme cela est classiquement décrit pour les sols tropicaux, cette littérature présentait P comme un élément très peu disponible dans les sols de La Réunion du fait d'une très forte rétention par les allophanes dans les Andosols ou par les oxyhydroxydes secondaires de Fe et Al dans les sols les plus évolués, identifiés comme étant des Ferralsols. Le premier travail s'est donc attelé à vérifier ces conclusions en se focalisant sur l'étude de la rétention de P dans cinq grands types de sol représentatifs d'une pédoséquence typique et complète à La Réunion (Andosol, Cambisol andique, Nitisol puis arenosol des hauts vers le littoral) (résultats non présentés ici, voir Nobile et al. 2018, AFI 8). Caractérisée par des coefficients de partitionnement déterminés par dilution isotopique du ³²P, la rétention de P s'est avérée être très contrastée, allant d'environ 20 l kg⁻¹ dans l'Arenosol à près de 20 000 l kg⁻¹ dans les Andosols. Contrairement à ce qui était présupposé, cette capacité de rétention est donc apparue comme intermédiaire entre celle généralement très élevée des sols tropicaux et celle plus modérée des sols tempérés⁵⁵. S'appuyant sur des échantillons de sol prélevés sur des essais agronomiques de fertilisation, ce travail préliminaire a également suggéré que, pour un type de sol donné, l'historique de fertilisation pouvait influencer la capacité de rétention et la disponibilité de P dans le sol. Cette influence de la fertilisation semblait pouvoir s'expliquer non seulement par l'apport de P par les fertilisants mais aussi par leur forme, i.e. minérale ou organique, qui était susceptible d'induire une modification des propriétés physico-chimiques du sol, comme le pH ou la concentration en MO.

La validation de cette hypothèse a fait l'objet du second travail de ce doctorat qui s'est focalisé sur un des cinq essais précédemment étudiés, l'un des deux mis en place sur un Andosol (Figure III-14). La sorption et la disponibilité de P a d'abord été étudiée directement sur les échantillons de sol prélevés sur les différentes modalités de l'essai, puis la disponibilité de P et sa phytodisponibilité ont été étudiées dans une expérimentation de culture de millet (*Pennisetum glaucum*) sur ces échantillons de sol. Le premier résultat important a concerné l'effet majoritaire de la concentration totale de P dans le sol (Figure III-14a) sur sa disponibilité et sa phytodisponibilité, en particulier dans les modalités de fertilisation organique du fait d'un cumul d'apports de P bien supérieur aux exportations par les cultures fourragères en place *in situ* (résultats non présentés ici). Cependant, la fertilisation organique a également induit dans le sol une forte alcalinisation du sol ainsi qu'une augmentation de sa concentration en MO relativement au sol du témoin non fertilisé ou ayant reçu une fertilisation uniquement minérale (Figure III-14b et c). Cette alcalinisation du sol a induit une diminution de la capacité de sorption de P dans le sol et une augmentation proportionnelle de la disponibilité de P par unité de P total dans le sol (Figure III-14d, e et f). Concernant le prélèvement de P par la plante, P s'est avéré être un élément limitant de sa croissance (Figure III-14g). Le prélèvement de P a été positivement relié à la disponibilité de P dans le sol et, de façon plus surprenante, également négativement relié au pH pour les modalités de fertilisation organique (Figure III-14h et i). Analysés à l'aide d'un modèle d'équations structurelles (SEM, résultats non présentés ici), ces derniers résultats ont suggéré que, en plus de l'effet majoritaire de l'apport quantitatif de P au sol par la fertilisation, l'alcalinisation du sol induite par la fertilisation organique jouerait un double rôle sur la phytodisponibilité de P. D'une part, cette alcalinisation participerait à l'augmentation de la disponibilité de P dans le sol et donc indirectement à l'augmentation de la phytodisponibilité de P. D'autre part, cette alcalinisation diminuerait également par un effet direct la capacité de prélèvement de P par la plante. Bien que très peu considéré dans la littérature agronomique, cet effet négatif d'une augmentation du pH dans le milieu environnant les racines sur leur capacité de prélèvement des oxyanions a pourtant été clairement mis en évidence en physiologie végétale pour P et son analogue chimique l'arséniate^{56,57}. Ces résultats ont donc suggéré que, au-delà de l'apport de P au sol, la fertilisation organique aurait un effet bénéfique sur la phytodisponibilité de P pour les cultures lié à l'alcalinisation du sol lorsque celui-ci est initialement acide. Cet effet bénéfique de la fertilisation organique semble avoir un optimum qui reste toutefois à préciser. Si l'article sur ce double effet du pH n'a pas encore été publié, celui sur l'effet de la fertilisation organique sur la sorption et la disponibilité de P dans le sol a été publié en 2020 (AFI 7) et est sur ces trois dernières années l'article le plus cité de mes travaux avec près de 20 citations par an.

⁵⁴ Truong B., Bertrand R., Burdin S., Pichot J. 1974. Contribution à l'étude du phosphore dans les sols dérivés de roches volcaniques de l'île de la Réunion. L'Agronomie Tropicale, 29, 663–674.

⁵⁵ Maertens E., Thijs A., Smolders E., Degryse F., Cong P. T., Merckx R. 2004. An anion resin membrane technique to overcome detection limits of isotopically exchanged P in P-sorbing soils. European Journal of Soil Science, 55, 63–69.

⁵⁶ Sentenac H., Grignon C. 1985. Effect of pH on orthophosphate uptake by corn roots. Plant Physiology, 77, 136–141.

⁵⁷ Wang P., Kinraide T. B., Zhou D., Kopittke P. M., Peijnenburg W. J. G. M. 2011. Plasma Membrane Surface Potential: Dual Effects upon Ion Uptake and Toxicity. Plant Physiology, 155, 808–820.

L'étude de l'écodynamique de Cu, Zn et P dans l'agroécosystème Mafor-sol-organismes du sol a permis de souligner le rôle central de l'évolution des propriétés physico-chimiques du sol, notamment du pH ainsi que de la concentration et des propriétés de complexation de la MOD, sous l'effet d'apports répétés de résidus organiques. Qu'il est un rôle protecteur vis-à-vis de l'écotoxicité de Cu et Zn ou un rôle bénéfique vis-à-vis de la mise à disposition de P pour les cultures, plusieurs questions restent toutefois en suspens concernant cet effet « résidus organiques ». Premièrement, si l'augmentation de la concentration en MOD est attendue dans la très large majorité des sols recevant des résidus organiques, aucune augmentation du pH n'est en revanche attendue en sols calcaires. L'effet résidus organiques pourrait donc être moindre en sols calcaires. Deuxièmement, si la fertilisation organique est arrêtée, il est probable que la concentration en MOD et le pH diminuent progressivement, ce qui aurait pour conséquence une diminution de l'effet résidus organiques, en particulier pour l'effet protecteur vis-à-vis de l'écotoxicité de Cu et Zn puisque le niveau de contamination restera identique ou diminuera beaucoup plus lentement. Enfin, si la fertilisation organique est pratiquée sur le long terme au-delà d'une décennie, le niveau de contamination des sols augmentera de façon plus importante que dans les situations étudiées ici et il n'est pas évident de savoir jusqu'à quel point l'effet protecteur restera suffisant pour limiter la disponibilité de Cu et Zn dans le sol et leur biodisponibilité pour les organismes vivants du sol. Cet effet long terme pose également question pour l'effet bénéfique dans la mesure où le double effet du pH pourrait finir par devenir préjudiciable à la phytodisponibilité de P. Pour tenter de répondre à ces différentes questions, j'ai été amené à ouvrir de façon interdisciplinaire ma perspective biogéochimique à une approche d'évaluation à visée prédictive et opérationnelle des conséquences agronomiques et environnementales du fonctionnement des agroécosystèmes.

III.1.4. Elargissement disciplinaire à l'évaluation agronomique et environnementale des agroécosystèmes

Il est aujourd'hui acquis que les agroécosystèmes se doivent d'être à la fois les plus productifs possibles sur le plan agronomique, tout en ayant des impacts environnementaux aussi réduits que possible. Cette double performance des agrosystèmes repose en partie sur l'état de santé des sols, vu comme l'état effectif de réalisation des différentes fonctions écosystémiques que les sols soutiennent⁵⁸. Parmi les fonctions qui soutiennent la performance agronomique des agroécosystèmes, la fertilité des sols correspond à la capacité de ces derniers à fournir aux cultures les éléments nutritifs (en particulier N, P et K) nécessaires à leur croissance et à leur développement⁵⁹. Sur la base des travaux précédemment décrits et dans une démarche d'évaluation à visée agronomique, je me suis intéressé à la fertilité des sols en P, dans le but opérationnel de diagnostiquer et de gérer cette fertilité, puis d'apporter un appui au raisonnement des pratiques de fertilisation des agriculteurs. Une autre fonction importante des sols est leur capacité à retenir les substances chimiques (i.e. éléments ou molécules) qui s'y trouvent naturellement en grande quantité (i.e. fond pédogéochimique élevé) ou qui y sont apportées par les activités anthropiques (i.e. contamination). Cette fonction de rétention doit permettre d'éviter que ces substances n'aient des effets préjudiciables (i.e. pollution) sur les fonctions écosystémiques assurées par les sols eux-mêmes ou par les compartiments adjacents de l'environnement (i.e. hydrosphère, atmosphère et biosphère) vers lesquels ces substances peuvent se disperser. La caractérisation de ce risque de pollution entre dans le champ de l'évaluation environnementale. Sur la base des travaux présentés précédemment, je me suis plus particulièrement intéressé au risque de pollution potentiellement induit par les éléments traces (i.e. cadmium – Cd –, chrome – Cr –, Cu, nickel – Ni – et Zn) issus d'un fond pédogéochimique élevé ainsi que d'apports de Mafor répétés dans le temps. La nature des risques évalués a concerné, soit l'effet toxique direct de ces éléments sur les organismes qui vivent dans le sol (i.e. impact écotoxicologique) avec les conséquences que cela peut avoir sur la fertilité du sol, soit l'effet toxique indirecte sur l'être humain via le transfert et l'accumulation dans les organes récoltés et consommés des plantes cultivées (i.e. impact sanitaire).

Au-delà des analyses physico-chimiques classiquement réalisées sur des échantillons de fertilisants, de sol et de plantes, cette démarche d'évaluation a reposé de manière plus originale sur le recours et, autant que possible, la combinaison de quatre approches méthodologiques allant du terrain jusqu'à la modélisation (Figure III-15). Exclusivement mise en œuvre sur l'île de la Réunion, l'approche de terrain s'est principalement appuyée sur des essais de fertilisation agronomiquement réalistes menés chacun sur une décennie environ. Des expérimentations en laboratoire d'incubations en conditions contrôlées, de transfert sol-plante en Rhizotest et de croissance des cultures en réponse à une fertilisation phosphatée ont permis d'élargir la palette des modalités expérimentales

⁵⁸ 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 et Gestion des Sols*, 27, 289–303.

⁵⁹ Fardeau J.-C. 2015. Des indicateurs de la fertilité des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 22, 77–100.

évaluées sur le terrain tout en permettant d'en caractériser les déterminants biogéochimiques majeurs. Certains échantillons de Mafor, de sol ou de plantes, issus des expérimentations de terrain et de laboratoire, ont fait l'objet de caractérisations plus poussées au sein de grands instruments comme le synchrotron pour la détermination de la spéciation de Cr ou dans des plateformes analytiques externes à l'unité Recyclage et risque pour les mesures d'échange isotopique du ^{32}P . Enfin, ces différentes caractérisations ont été synthétisées et interprétées dans une perspective d'évaluation environnementale ou agronomique à l'aide d'outils de modélisation. Si l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) a été réalisée « à la main » sur la base des méthodologies et des valeurs toxicologiques de référence nationales et internationales, les évaluations écotoxicologique et agronomique se sont, elles, appuyées sur l'utilisation, voire l'adaptation lorsque cela s'est avéré nécessaire, d'outils de modélisation existants.

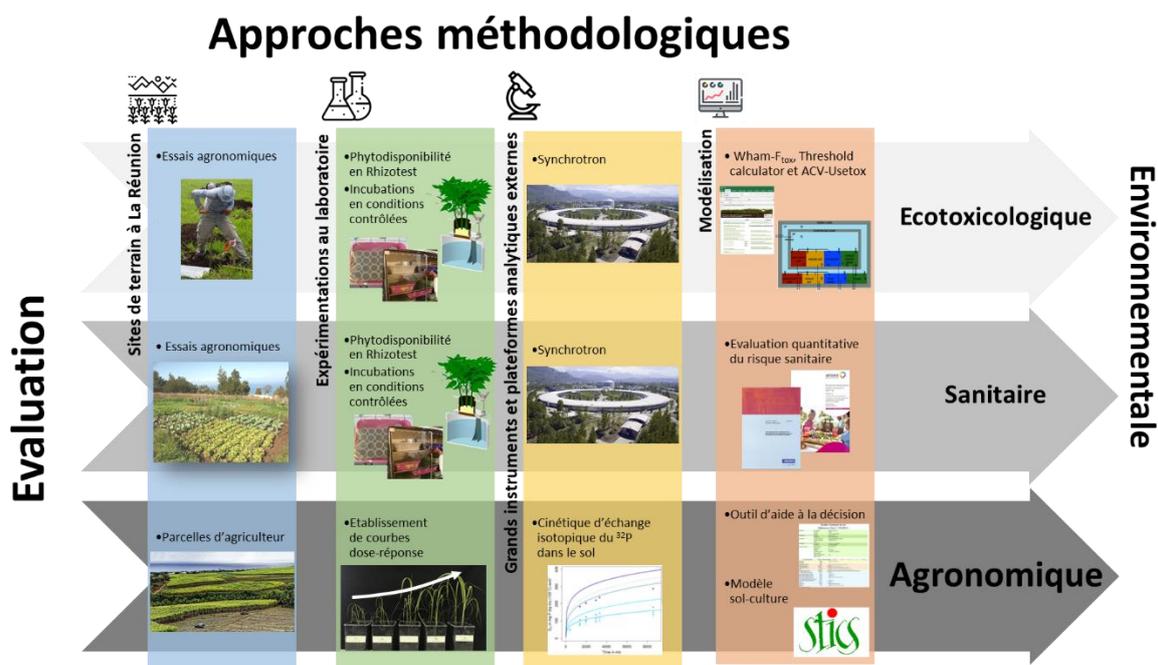


Figure III-15. Ensemble des approches méthodologiques combinées pour mettre en œuvre l'évaluation environnementale et agronomique des agroécosystèmes

Relativement à la démarche d'évaluation agronomique, l'évaluation environnementale du risque de pollution des sols agricoles, à la fois sur les plans écotoxicologique et sanitaire, a représenté la partie la plus importante de ma contribution aux démarches d'évaluation des agroécosystèmes. L'originalité de cette démarche a été de s'intéresser à des agroécosystèmes contaminés de façon diffuse, c'est-à-dire présentant des niveaux modérés de contamination, augmentant progressivement mais lentement et induisant de ce fait une exposition chronique plutôt qu'aigüe et sur des temps longs (i.e. une ou plusieurs décennies) des organismes vivants. Ces caractéristiques rendent généralement plus complexes la mise en évidence d'une façon statistiquement robuste, à la fois l'existence de la contamination et ses conséquences potentielles en termes d'impacts écotoxicologiques et sanitaires. Il s'agit pourtant du type de contamination auxquels sont le plus souvent confrontés les agroécosystèmes, notamment ceux dont les pratiques de fertilisation reposent en tout ou partie sur la valorisation agricole des Mafor. Ces contaminations diffuses sont également fréquemment caractérisées par la présence de multiples contaminants, dont l'implication respective, voire l'interaction dans les éventuels effets toxiques observés n'est pas toujours évidente à distinguer. Enfin, les pratiques agricoles et notamment l'utilisation de Mafor sont de nature à faire évoluer les propriétés du sol comme le pH ou la MO (voir partie III.1.3), qui sont elles-mêmes susceptibles d'influencer la biodisponibilité et l'écotoxicité des contaminants. L'influence de ces facteurs potentiellement confondants doit donc être également pris en compte dans les méthodes d'évaluation.

La première contribution à l'évaluation environnementale des agroécosystèmes a été de poursuivre le développement du Rhizotest sur la base des résultats issus de mes travaux de thèse (voir partie III.1.2). A partir des bases conceptuelles de la théorie de la biodisponibilité (voir partie III.1.5), l'idée de départ de ce travail a été de considérer la phytodisponibilité environnementale mesurée à l'aide du Rhizotest comme un indicateur fiable, non seulement de l'accumulation des contaminants dans les organes récoltés de la plante (permettant la caractérisation du risque sanitaire), mais aussi de leur phytotoxicité (permettant la caractérisation du risque

écotoxicologique). Par rapport aux expérimentations de terrain ou en pots, les mesures Rhizotest présentait l'avantage d'être plus simples à mettre en œuvre et donc de pouvoir être déployées plus facilement pour un grand nombre de modalités expérimentales à tester. La procédure expérimentale de culture en deux phases, ainsi que le design du dispositif basé sur le contact entre un tapis racinaire et une couche mince de sol permettaient également de standardiser la phase d'exposition de la plante au sol et d'augmenter la sensibilité de la mesure de phytodisponibilité en tenant compte de la contribution de l'ensemble du système racinaire au prélèvement. Les travaux menés dans le cadre du projet NormaRHIZO (voir partie II.5.1) ont permis d'améliorer encore la praticité d'utilisation de l'outil ainsi que de standardiser l'ensemble de la procédure expérimentale de culture (Figure III-16a). Cette procédure a ainsi été décrite de façon exhaustive, i.e. depuis la préparation des échantillons de sol et des semences jusqu'aux traitements statistiques des données de biomasses et de flux de prélèvements d'éléments traces par les plantes afin qu'elles soient interprétables en termes d'évaluation de la phytodisponibilité, dans la norme internationale NF EN ISO 16198 (2015, NOR 1, voir le tiré à part n° 3) dont j'ai coordonné la rédaction.

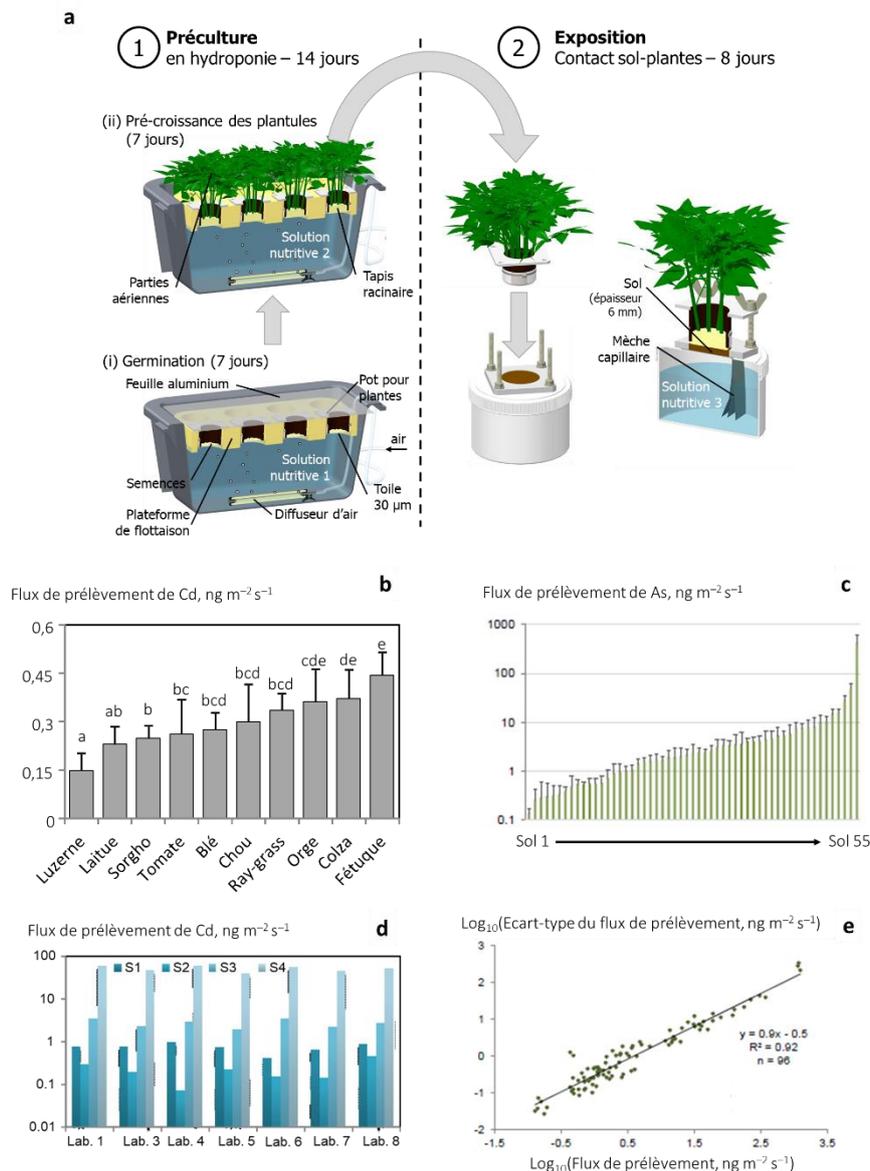


Figure III-16. Développement de l'outil Rhizotest en vue de sa normalisation pour la mesure de la phytodisponibilité des éléments traces : Procédure expérimentale standardisée (a) ; Flux de prélèvement du cadmium (Cd) par 10 espèces végétales cultivées sur un même sol (b) ; Flux de prélèvement de l'arsenic (As) par le chou cultivé sur 55 échantillons de sol (c) ; Reproductibilité du flux de prélèvement de Cd par la fétuque cultivée sur quatre sols (S1, S2, S3 et S4) entre sept laboratoires ayant réalisés la mesure dans les mêmes conditions expérimentales (d) ; Relation entre le flux de prélèvement moyen ($n = 5$) de huit éléments traces (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) par trois espèces végétales (chou, fétuque et tomate) cultivées sur quatre sols et l'écart-type associé à ce flux moyen (e). Des lettres différentes en (b) symbolisent des différences statistiquement significatives ($p \leq 0,05$) (NF EN ISO 16198, 2015, NOR 1).

Les résultats acquis dans le cadre du projet NormaRHIZO ont également permis de démontrer la capacité de la mesure Rhizotest à tenir compte des effets sol et plante sur la phytodisponibilité de huit éléments traces (Arsenic – As –, Cd, cobalt – Co –, Cr, Cu, Ni, plomb – Pb – et Zn). Ainsi, la mesure de phytodisponibilité a pu être statistiquement différenciée, d'une part, entre 10 espèces végétales cultivées pour chaque couple sol-élément trace (Figure III-16b) et, d'autre part, entre 55 échantillons de sol pour chaque couple espèce végétale-élément trace (Figure III-16c). Afin de pouvoir être normalisée, la reproductibilité de la mesure Rhizotest a également dû être validée par le biais d'un essai inter-laboratoire. Réalisé dans le cadre du projet RHIZOlab (voir partie II.5.1), ce test a impliqué huit équipes, quatre françaises issues de l'Ineris, du laboratoire privé Eurofins IPL Est, de l'Inra (unité Eco&Sols) et du Cirad (unité Recyclage et risque), ainsi que quatre équipes européennes issues des universités Boku en Autriche, d'Udine et de Bolzano en Italie, de Liège en Belgique et de l'institut de chimie écologique, d'analyse des plantes et des produits de protection stockés de Berlin en Allemagne. La reproductibilité de la mesure Rhizotest évaluée sur trois espèces végétales, quatre sols et huit éléments traces s'est avérée excellente pour Cd (Figure III-16d), Cu et Zn, correcte pour As, Co, Ni et Pb et encore perfectible pour Cr (RNST 11). Le traitement statistique de ce jeu de données a également permis de montrer que l'incertitude sur la mesure Rhizotest était indépendante de l'espèce végétale, du type de sol et de l'élément trace étudiés et, au contraire, directement dépendante de la valeur absolue du flux de prélèvement mesuré (Figure III-16e). A la lumière de ce résultat majeur, il apparaît donc possible de comparer l'incertitude expérimentale de chaque nouvelles mesures répétées en Rhizotest avec l'incertitude attendue de la méthode telle qu'elle a été calculée lors de l'essai inter-laboratoire. Au-delà de la norme et du rapport de projet, ces résultats n'ont pas encore été valorisés scientifiquement.

La seconde contribution à l'évaluation environnementale des agroécosystèmes a été de développer ou d'utiliser des approches de modélisation alimentées par des déterminations expérimentales réalisées sur le terrain ou au laboratoire. Dans la continuité de mes travaux de thèse qui s'étaient notamment intéressés à la compartimentation de Cu au niveau racinaire entre le symplasma et l'apoplasme (Figure III-6j), le doctorat de S. Guigues (voir partie II.6.2) s'est intéressé à la modélisation des interactions physico-chimiques entre la spéciation de Cu dans la solution du sol et leur sorption sur les surfaces racinaires (i.e. l'apoplasme et la partie externe des membranes plasmiques des cellules). Ce travail s'est appuyé sur l'approche conceptuelle du ligand biotique⁶⁰, en ayant pour objectif d'en améliorer l'approche de modélisation pour les milieux terrestres (TBLM). Le formalisme très simple du TBLM reposait historiquement sur la mise en relation de la spéciation des éléments traces en solution avec un effet toxique mesuré sur l'organisme exposé (e.g. une diminution de l'élongation racinaire) par la détermination d'une constante apparente de sorption de l'élément sur le ligand biotique. Une analyse de la littérature avait cependant montré que cette approche plutôt empirique se traduisait par des constantes de sorption fortement variables en fonction des organismes, voire des espèces considérées ainsi que des conditions expérimentales⁶¹. Certains auteurs ont donc proposé de modéliser de façon plus mécaniste le processus de sorption sur les ligands biotiques en s'appuyant sur des modèles géochimiques semi-mécanistes comme Wham, initialement construits pour décrire la complexation des cations métalliques sur les MO naturelles, et en y couplant une fonction de toxicité qui tient compte de la toxicité spécifique de chaque élément trace ainsi que des effets additifs des mélanges⁶². Le travail de doctorat de S. Guigues s'est ainsi focalisé sur l'évaluation expérimentale des bases mécanistes de l'utilisation de Wham pour modéliser la sorption de Cu sur les surfaces racinaires et sur l'intérêt d'un reparamétrage de Wham pour l'évaluation de la rhizotoxicité de Cu. En s'appuyant respectivement sur le blé tendre (*Triticum aestivum*) et la tomate (*Solanum lycopersicum*) comme espèces cultivées modèles pour les mono- et di-cotylédones, les premiers résultats ont tout d'abord confirmé l'importance de considérer dans la détermination des capacités de sorption des racines non seulement les parois cellulaires, mais aussi la face externe des membranes plasmiques des cellules (Figure III-17a). L'analyse XAS de racines ayant été exposées à Cu en batch de sorption a ensuite permis de montrer que la spéciation de Cu complexé aux surfaces racinaires était moins monotone que ce qui était classiquement décrit dans la littérature. En effet, si Cu s'est avéré être associé à des groupements carboxyliques comme cela est classiquement attendu lors de sa complexation sur les acides galacturoniques constituant les parois cellulaires, le petit décalage de phase observé sur les fonctions de distribution radiale des spectres EXAFS a permis de montrer la présence de liaisons Cu-N pouvant représenter jusqu'à 70% de la spéciation de Cu (Figure III-17b). Ce

⁶⁰ Slaveykova V. I., Wilkinson K. J. 2005. Predicting the bioavailability of metals and metal complexes: Critical review of the biotic ligand model. *Environ. Chem.* 2, 9–24.

⁶¹ Ardestani M. M., van Straalen N. M., van Gestel C. A. M. 2014. The relationship between metal toxicity and biotic ligand binding affinities in aquatic and soil organisms: A review. *Environmental Pollution*, 195, 133–147.

⁶² Tipping E., Lofts S. 2013. Metal mixture toxicity to aquatic biota in laboratory experiments: Application of the WHAM-FTOX model. *Aquatic Toxicology*, 142–143, 114–122.

résultat original a ainsi suggéré que Cu était associé à la fois à des fonctions carboxyliques et amines au sein de molécules d'acides aminés présents dans les parois cellulaires et sur la face externe des membranes plasmiques. Ce résultat s'est par ailleurs avéré être cohérent à la fois avec les mesures de RMN du ^{13}C et le paramétrage spécifique du modèle Wham permettant de simuler de façon satisfaisante la sorption de Cu sur les racines (résultats non présentés ici). La capacité du paramétrage spécifique de Wham à simuler la sorption et la rhizotoxicité de Cu en comparaison à celle du paramétrage par défaut de Wham a enfin été évaluée à partir d'un jeu de données externe sur le pois (*Pisum sativum*). Au-delà des éléments de connaissances apportés, l'idée était de valider dans une perspective d'évaluation des risques de phytotoxicité à la fois la nécessité de ce paramétrage spécifique de Wham relativement au paramétrage par défaut et sa robustesse pour une autre espèce de plantes cultivées. Les simulations réalisées ont ainsi montré que, d'une part, le paramétrage spécifique améliorait peu la prédiction de la sorption de Cu sur les surfaces racinaires par rapport au paramétrage par défaut (Figure III-17c) et, d'autre part, que les deux modes de paramétrage prédisaient de façon très similaire la rhizotoxicité de Cu (Figure III-17d). Il a donc été conclu que, malgré une meilleure représentation mécaniste de la sorption de Cu sur les racines par le paramétrage spécifique de Wham, il était tout à fait concevable dans une perspective d'évaluation des risques de phytotoxicité de conserver le paramétrage par défaut de Wham. Ces travaux ont fait l'objet de trois AFI (10, 12 et 17).

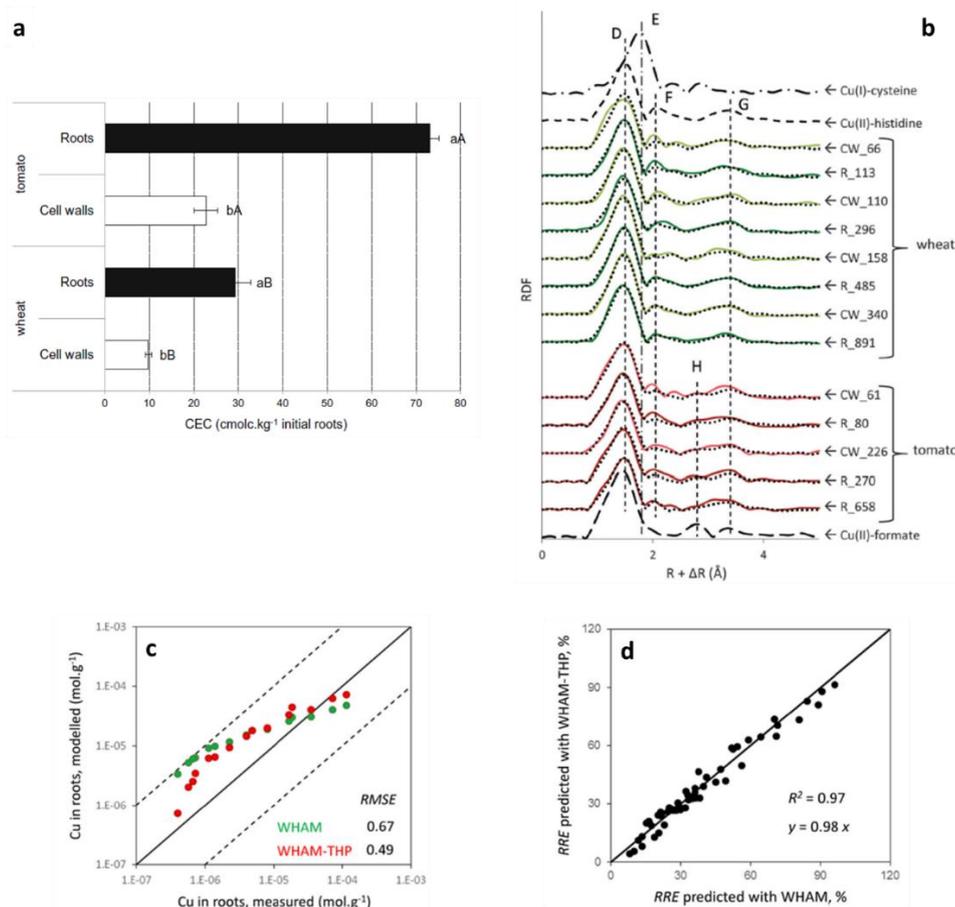


Figure III-17. Caractérisation expérimentale et modélisation avec Wham de la sorption et de la toxicité du cuivre (Cu) sur les racines de plantes cultivées : Capacité d'échange cationique mesurée sur des racines entières (Roots) et des apoplastes racinaires extraits (Cell walls) de tomate (tomato) et de blé (wheat) (a) ; Fonction de distribution radiale (RDF) du spectre EXAFS de Cu pour trois composés de référence (Cu(I)-cysteine, Cu(II)-histidine et Cu(II)-formate) et des échantillons de racines entières (R) et d'apoplaste racinaire (CW) de blé (vert) et de tomate (rouge) sur lesquels différentes concentrations de Cu ont été préalablement sorbées (b) ; Capacité du modèle Wham paramétré par défaut (vert) ou spécifiquement reparamétré sur les données expérimentales obtenues pour le blé et la tomate (rouge) à prédire la concentration de Cu dans les racines du pois (c) ; Comparaison de la capacité du modèle Wham paramétré par défaut (Wham) ou spécifiquement reparamétré sur les données expérimentales obtenues pour le blé et la tomate (Wham-THP) à prédire l'élongation racinaire relative du pois (RRE) (d). En a, des lettres minuscules différentes symbolisent une différence significative ($p \leq 0,05$) entre les racines entières et l'apoplaste racinaire pour une espèce donnée, tandis que des lettres majuscules différentes symbolisent une différence significative entre la tomate et le blé pour un compartiment racinaire donné. L'écart moyen des données modélisées par rapport aux données mesurées est donné par le RMSE (D'après Guigues et al. 2014, 2016 et 2017, AFI 10, 12 et 17).

Après cette première tentative en milieu contrôlé, une deuxième démarche originale a été cette fois mise en œuvre à l'échelle de l'agroécosystème pour évaluer le risque écotoxicologique lié à la contamination du sol par des éléments traces apportés par une fertilisation organique à base d'effluents d'élevage. Ce travail s'est appuyé expérimentalement sur un essai de terrain mis en place par E. Doelsch en 2004 dans le but d'être agronomiquement représentatif des pratiques de fertilisation pratiquées en maraîchage à La Réunion (Figure III-18a). L'objectif était de comparer l'effet de trois modalités de fertilisation (i.e. basées sur l'apport d'engrais minéraux, de composts de litière de volailles ou de composts de lisier de porcs) sur l'évolution temporelle des propriétés physico-chimiques et du niveau de contamination du sol ainsi que des concentrations en éléments traces dans les organes récoltés de cinq espèces maraîchères (carotte, chou, haricot grain, laitue et tomate). Après sept ans et 14 cycles de culture, les deux modalités de fertilisation organique ont fait augmenter non seulement le pH du sol de 1 à 1,5 unité (Figure III-18b) mais aussi le niveau de contamination en Cu et Zn (Figure III-18d), tandis que le niveau de contamination en Cd, Cr et Ni n'a pas évolué significativement (Figure III-18c ; résultats non présentés ici pour Cd et Cr). Un modèle stock-flux, transcrit sous forme de tableur puis codé sur R, a été construit afin de réaliser un bilan des entrées et des sorties d'éléments traces de l'agroécosystème et ainsi d'être en mesure de simuler l'évolution de la concentration totale en éléments traces dans le sol (ASFI 2). Ce modèle simple s'est avéré être capable de capter de façon satisfaisante à la fois l'augmentation temporelle de concentration observée pour Cu et Zn, ainsi que l'absence d'évolution temporelle des concentrations pour Cd, Cr et Ni (Figure III-18c et d).

Ce modèle a ensuite été utilisé pour prédire sur un siècle l'état de contamination des sols en éléments traces pour les trois scénarios de fertilisation testés sur le terrain. Ces états de contamination ont alors pu être comparés aux concentrations totales du sol en éléments traces en dessous desquelles aucun effet toxique sur les organismes du sol n'était attendu (P_{nec}). Ces P_{nec} ont été calculées à l'aide du Threshold calculator for metals in soil (TCMS) pour Cd, Cu, Ni et Zn⁶³ en tenant compte des propriétés du sol (i.e. fond pédogéochimique au démarrage de l'essai, pH, C organique, % argiles granulométriques et CEC) et de leur éventuelle évolution temporelle⁶⁴. En accord avec la législation européenne Reach, le TCMS s'appuie des concentrations effectives de 10 % (CE₁₀)⁶⁵ et un pourcentage d'organismes du sol affectés de 5 % (HC₅). Les CE₁₀ utilisées proviennent d'un ensemble de données de la littérature acquises en laboratoire sur la toxicité chronique des éléments traces sur les organismes du sol (plantes, invertébrés et activités des microorganismes). Ces CE₁₀ issues de mesures de laboratoire sont corrigées d'un premier facteur permettant leur application au terrain, puis d'un second facteur d'adaptation aux propriétés spécifiques du sol de chaque modalité expérimentale évaluée. Ces CE₁₀ corrigées sont alors utilisées pour construire une courbe de distribution de sensibilité des espèces à laquelle est appliqué le HC₅ pour déterminer une P_{nec} intermédiaire. Cette P_{nec} est enfin divisée par un facteur de protection variant de 1 à 5 pour tenir compte de l'incertitude sur la valeur de HC₅ pour chaque élément trace. Il s'agit donc d'une méthode d'évaluation du risque écotoxicologique plutôt protectrice du point de vue de l'environnement. La comparaison des P_{nec} ainsi calculées avec l'évolution de l'état de contamination du sol a indiqué qu'aucun impact écotoxicologique n'était attendu pour Cd et Ni apportés par la fertilisation organique à l'horizon d'un siècle et, ce, malgré une contamination du sol en Ni estimé à près de 30% du fond pédogéochimique pré-existant (Figure III-18e). Ce résultat pour Ni s'est notamment expliqué par l'augmentation au cours du temps de la P_{nec} en lien avec l'augmentation du pH du sol, elle-même liée à la fertilisation organique. Ce résultat est donc cohérent avec les conclusions sur l'effet protecteur de la fertilisation organique issues du travail expérimental réalisé par C. Laurent au cours de son doctorat (voir partie III.1.3). Les résultats de simulation ont en revanche suggéré que cet effet protecteur de la fertilisation organique pourrait ne pas être suffisant pour éviter un impact écotoxicologique de Cu et Zn sur les organismes du sol si ces pratiques de fertilisation étaient maintenues au-delà d'environ 30 ans pour Cu et 60 ans pour Zn (Figure III-18f). Si ces résultats de modélisation demandent avant tout à être confirmés par des mesures de terrain⁶⁶, ce travail constitue néanmoins une contribution scientifiquement originale à l'évaluation écotoxicologique et agronomiquement réaliste des agroécosystèmes. Ces résultats récemment acquis sont actuellement en cours de valorisation scientifique (COM 5 et 9).

⁶³ Le TCMS ne propose pas de mode de calcul pour Cr.

⁶⁴ Oorts K. 2020. Threshold calculator for metals in soil, a global tool for terrestrial risk assessment: Background document for version 3.0. Wondelgem : Arche Consulting. p. 42.

⁶⁵ La CE₁₀ correspond à la concentration totale de l'élément trace ajouté au sol qui génère un effet toxique de 10% sur un organisme exposé (e.g. sur l'élongation racinaire d'une espèce modèle comme l'orge) relativement à la réponse de ce même organisme exposé au même sol non contaminé.

⁶⁶ L'essai de terrain utilisé comme support de ce travail étant encore en cours, le nombre de cycle de culture a été doublé par rapport au contexte de simulation et pourrait être aujourd'hui proche d'atteindre l'incertitude basse de la P_{nec} estimée pour Cu.

E. Doelsch, Cirad ©

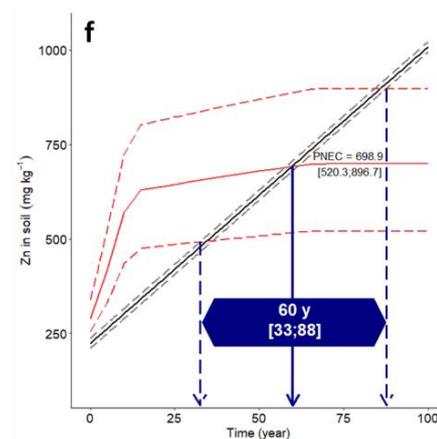
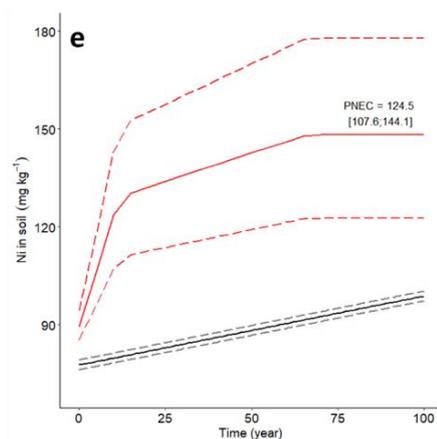
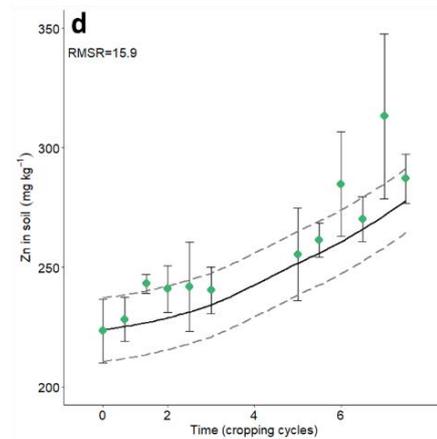
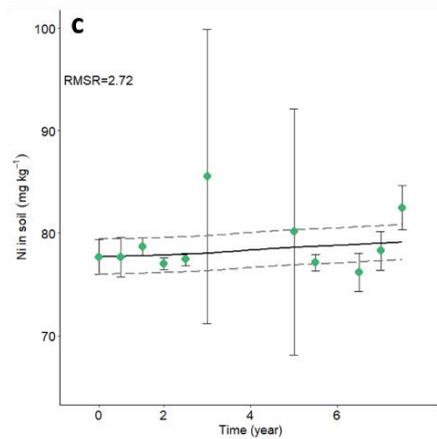
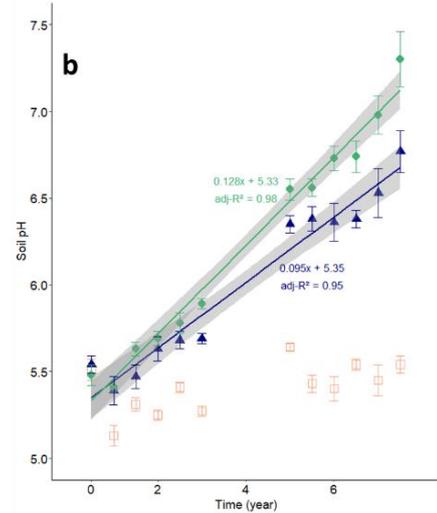


Figure III-18. Evaluation à long terme de l'impact écotoxicologique pour les organismes vivants du sol d'une contamination par les éléments traces provenant de l'apport de résidus organiques sur un essai agronomique de terrain : Photographie de l'essai en cours de culture (a) ; Evolution temporelle du pH du sol (b) après apports d'engrais minéraux (carrés rouges), de composts de litière de volailles (triangles bleus) ou de composts de lisier de porcs (ronds verts) ; Evolution temporelle mesurée (ronds) et modélisée (courbes) de la concentration totale du sol en nickel (Ni, c) et en zinc (Zn, d) après apports de composts de lisier de porcs ; Prédiction de l'évolution sur un siècle de la concentration totale du sol en Ni (e) et Zn (f) dans le scénario d'apports continus de compost de lisier de porcs (courbes noires) et comparaison avec la concentration totale dans le sol estimée comme n'ayant pas d'effet toxique sur la flore, la faune et les activités des micro-organismes du sol (PNEC, courbes rouges). L'écart moyen des données modélisées par rapport aux données mesurées est donné par le RMSR. L'incertitude sur les simulations, symbolisée par les courbes tiretées, correspond à l'écart-type ou l'intervalle de confiance à 95% des valeurs simulées. Le cadre et les flèches bleues en (f) représentent l'estimation du temps nécessaire à l'apparition d'un effet toxique sur les organismes du sol et son incertitude (D'après Laurent et al. 2022 et 2023, COM 5 et 9).

Le même essai de terrain a également été utilisé pour évaluer le risque sanitaire, à la fois en termes de toxicité et de déficience pour l'être humain, lié à la consommation par la population de légumes produits localement. Que les pratiques de fertilisation organique aient induit ou non une contamination du sol en éléments traces, la concentration en éléments traces dans les organes récoltés des cinq espèces maraîchères s'est toujours avérée être égale ou inférieure à la concentration retrouvée dans les plantes cultivées sur les parcelles ayant reçues une fertilisation minérale (Figure III-19a pour Cu). Afin de corroborer ces résultats acquis dans des conditions agronomiquement réalistes de terrain mais pour seulement un type de fertilisant organique (i.e. les effluents d'élevage) et un type de sol, une expérimentation Rhizotest a été menée de façon complémentaire sur 48 situations croisant quatre types de sol (dont celui de l'essai de terrain), trois types de fertilisants organiques (broyats de déchets verts, composts de déchets verts et écumes de sucrerie) et deux types de cultures (une espèce maraîchère et deux espèces fourragères). Sur les 48 situations expérimentales testées s'intéressant plus particulièrement à la phytodisponibilité de Ni et Cr, aucune ne s'est traduite par une phytodisponibilité plus importante suite à une fertilisation organique relativement à la modalité simulant une fertilisation minérale, à l'exception d'une unique situation correspondant à un apport d'éléments traces très excédentaire par rapport à la réglementation en vigueur pour les amendements organiques⁶⁷ (résultats non présentés ici). En Rhizotest, la biomasse des plantes (parties aériennes et racinaires) est homogène quelle que soit la modalité expérimentale testée, ce qui est principalement dû à la phase de préculture en hydroponie ainsi qu'à l'exposition courte à l'échantillon de sol contaminé. Ainsi, l'absence d'augmentation de la phytodisponibilité des éléments traces dans les conditions agronomiquement réalistes de l'expérimentation en Rhizotest et, ce, malgré la contamination du sol semble pouvoir s'expliquer par l'effet protecteur induit par la fertilisation organique sur la disponibilité dans le sol des éléments traces (voir ci-dessus et partie III.1.3). Si ce processus était vraisemblablement également à l'œuvre dans l'expérimentation de terrain, une autre hypothèse peut être mentionnée pour cette dernière. Dans l'essai de terrain, une augmentation du rendement a en effet été observée avec la fertilisation organique pour trois des cinq espèces pour lesquelles le rendement a été mesuré (Figure III-19b pour la laitue). La non augmentation des concentrations en éléments traces observée dans les organes récoltés des cinq espèces maraîchères cultivées sur le terrain pourrait donc également être expliquée par la dilution dans la biomasse des éléments traces. Ce processus de dilution des éléments dans la biomasse des parties aériennes des plantes cultivées a été largement observé agronomiquement, expliqué physiologiquement et même formalisé mathématiquement pour les éléments majeurs (N, P et K notamment)^{68, 69}. Cela reste néanmoins une hypothèse concernant les éléments traces qui, à ma connaissance, n'est que corroborée par quelques observations trouvées dans la littérature scientifique (e.g.⁷⁰) sans avoir jamais été véritablement validée expérimentalement de façon rigoureuse. Il s'agit donc d'une perspective de recherche prometteuse (G. Lemaire, communication personnelle), tant dans la perspective de limiter l'accumulation d'éléments traces potentiellement toxique que dans celle visant à biofortifier les plantes cultivées en oligo-éléments.

A partir de ces données de concentration en éléments traces dans les organes récoltés des plantes cultivées sur l'essai de terrain, une estimation de l'ingestion journalière d'éléments traces par la population réunionnaise via la consommation de légumes produits localement a été réalisée. Quel que soit l'élément trace et la modalité de fertilisation considérés, ces valeurs d'ingestion se sont tout d'abord avérées être très comparables aux valeurs d'ingestion moyenne de la population française⁷¹ corrigées pour tenir compte d'une même part de consommation de légumes produits localement. En revanche, la comparaison de ces valeurs d'ingestion avec les seuils toxicologiques et de déficiences de référence^{72, 73} s'est avérée être assez différente en fonction de

⁶⁷ NF U44-051. 2006. Amendements organiques - Dénominations, spécifications et marquage

⁶⁸ Ciampitti I., van Versendaal E., Rybecky J.F., Lacasa J., Fernandez J., Makowski D., Lemaire G. 2022. A global dataset to parametrize critical nitrogen dilution curves for major crop species. *Sci Data*. 9, 277.

⁶⁹ Salette J., Huché L. 1991. Diagnostic de l'état de nutrition minérale d'une prairie par l'analyse du végétal : principes, mise en œuvre, exemples. *Fourrages*, 125, 3–18.

⁷⁰ Hejcman M., Szaková J., Schellberg J., Tlustoš P. 2010. The Rengen grassland experiment: relationship between soil and biomass chemical properties, amount of elements applied, and their uptake. *Plant and Soil*, 333, 163–179.

⁷¹ Leblanc J.-C., Sirot V. (coord.). 2011. Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2), tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes. Anses, 305 p.

⁷² Ces seuils sont issus de la littérature scientifique (voir e.g. la référence suivante) mais, afin de pouvoir les comparer aux valeurs d'ingestion calculées pour la population réunionnaise, ont été corrigés, d'une part, de la part de légumes locaux dans la consommation totale de légumes à La Réunion (i.e. 51 %) et, d'autre part, de la part que représente les légumes dans l'apport total par l'alimentation de chaque élément trace.

⁷³ Wullenweber A., Kroner O., Kohrman M., Maier A., Dourson M., Rak A., Wexler P., Tomljanovic C. 2008. Resources for global risk assessment: The International Toxicity Estimates for Risk (ITER) and Risk Information Exchange (RiskIE) databases. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 233, 45–53.

l'élément trace considéré et, ce, quelle que soit la modalité de fertilisation. L'ingestion journalière de Ni serait inférieure au seuil toxicologique (résultat non présenté ici). L'ingestion journalière de Cd serait en revanche équivalente, voire supérieure en tendance au seuil toxicologique (Figure III-19c). L'ingestion journalière de Cu et Zn serait également inférieure au seuil toxicologique, mais équivalente voire inférieure en tendance au seuil de déficience (Figure III-19d pour Cu). Enfin, l'ingestion journalière de Cr serait inférieure au seuil toxicologique si Cr est sous forme trivalente (CrIII), mais au contraire équivalente voire supérieure en tendance au seuil toxicologique si Cr est sous forme hexavalente (CrVI) (Figure III-19e). Ces résultats se sont avérés être en accord avec la littérature, notamment française⁷¹. Ainsi, l'apport de Ni par la consommation des légumes produits sur l'essai de terrain ne contribuerait pas à un risque sanitaire. En revanche, l'apport de Cd pourrait contribuer à un risque toxicologique significatif. L'apport de Cu et Zn pourrait au contraire contribuer de manière insuffisante au besoin physiologique et, ce, y compris lorsque la fertilisation organique induit une contamination du sol en Cu et Zn. Enfin, la contribution de l'apport de Cr à un risque toxicologique serait directement dépendante de la spéciation de Cr dans les organes récoltés des plantes cultivées.

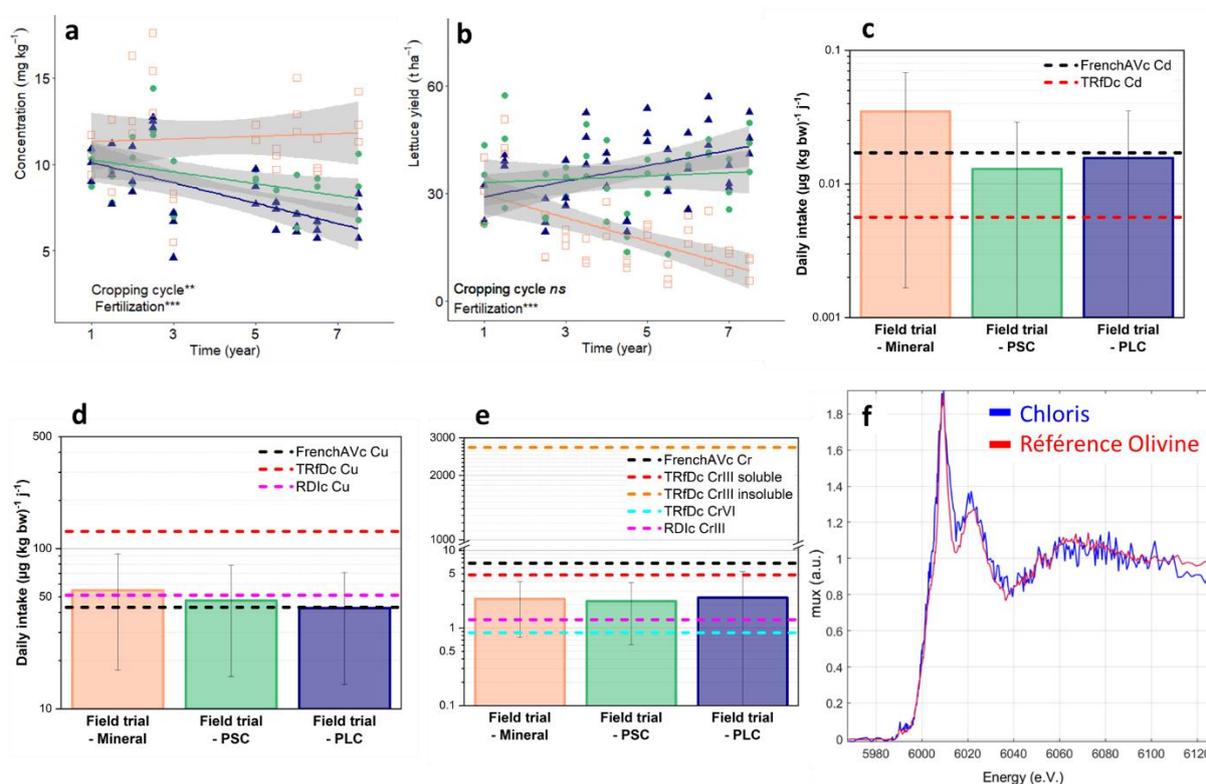


Figure III-19. Evaluation de l'impact sanitaire d'une contamination du sol par les éléments traces provenant de l'apport de résidus organiques sur un essai agronomique de terrain : Concentration en cuivre (Cu, a) et rendement (b) de laitues récoltées au cours des sept ans de culture à raison de deux cycles par an ; Estimation de l'ingestion journalière de cadmium (Cd, c), de Cu (d) et de chrome (Cr, e) par la population réunionnaise consommant les légumes produits sur l'île et dont les légumes produits sur l'essai sont considérés comme représentatifs en termes de concentration en éléments traces ; Spectre HERFD-Xanes au seuil de Cr d'un échantillon de plantes entières de Chloris cultivées en Rhizotest (3,6 mg Cr kg⁻¹) et d'un échantillon de référence de cristaux d'olivine provenant de La Réunion et contenant Cr uniquement sous forme trivalente (CrIII) (f). Les modalités de fertilisation évaluées correspondent à des apports d'engrais minéraux (Mineral), de composts de lisier de porcs (PSC) ou de composts de litière de volailles (PLC). Les droites tiretées noires représentent l'ingestion journalière moyenne par la population française d'éléments traces à travers la consommation de légumes produits localement. Les droites tiretées rouges et violettes représentent respectivement les seuils toxicologiques et de déficience de référence concernant l'ingestion journalière d'éléments traces par l'être humain et corrigés de la consommation de légumes produits localement. En e, les droites tiretées rouge, orange et bleue représentent respectivement les seuils toxicologiques de référence corrigés pour Cr(III) soluble ou insoluble et le chrome hexavalent (CrVI). Les droites en a et b et leur enveloppe représentent respectivement les modèles d'analyse de covariance et leur incertitude (ns = non significatif ; ** et *** = $p \leq 0,01$ et $0,001$).

Sur ce dernier point, l'Anses a souligné en 2011 qu'il n'était pas possible de statuer sur le risque toxicologique lié à l'exposition de la population française à Cr du fait d'un manque de méthode d'analyse de routine fiable permettant de déterminer sa spéciation dans les denrées alimentaires⁷¹. Pour lever cette interrogation, des échantillons de fertilisants organiques, de sols et de plantes issus des expérimentations de terrain et en Rhizotest

ont été analysés sur la ligne de lumière Fame UHD, dédiée aux échantillons peu concentrés, du synchrotron ESRF de Grenoble. Les spectres obtenus ont été d'une qualité satisfaisante jusqu'à des concentrations équivalentes à 2 à 3 mg Cr kg⁻¹ MS, constituant à notre connaissance les données non biaisées de spéciation de Cr obtenues sur les échantillons les moins concentrés connus à ce jour. Leur analyse a montré que seule la forme Cr(III) était retrouvée dans les fertilisants organiques, les sols et les plantes entières cultivées en Rhizotest (Figure III-19f pour les plantes). Pour les échantillons de plantes présentant une concentration inférieure à 2 mg Cr kg⁻¹ MS, les spectres étaient trop bruités pour être quantitativement interprétés, bien que leur allure ressemblait très clairement au spectre de référence pour Cr(III) comme celui de l'olivine (Figure III-19f). Ainsi, en tenant compte de l'incertitude sur l'interprétation des spectres Xanes, il a pu être conclu que Cr(VI) ne pouvait pas représenter plus de 10 % du Cr total présent dans les plantes cultivées, organes récoltés compris. En croisant cette information avec les valeurs d'ingestion journalière de Cr, il a pu être estimé que, dans ces conditions, l'ingestion maximale de Cr(VI) resterait inférieure au seuil toxicologique correspondant (Figure III-19f). Encore en cours de valorisation, l'ensemble des résultats acquis sur l'analyse des risques écotoxicologique et sanitaire couplant expérimentations de terrain et de laboratoire, mesures fines de spéciation et méthodes de modélisation ont présenté plusieurs originalités. D'une part, le travail réalisé sur Cr rend possible l'évaluation du risque sanitaire lié à l'apport de cet élément par l'alimentation, non seulement dans des contextes spécifiques présentant une richesse naturelle en Cr comme La Réunion ou la Nouvelle-Calédonie mais aussi à l'échelle nationale voire internationale. D'autre part, ces résultats ont également montré que l'excès d'accumulation de Cu et Zn dans les sols recevant des fertilisants organiques et l'insuffisance de leur accumulation dans les organes récoltés des plantes cultivées étaient deux aspects d'une même problématique, i.e. le bouclage des cycles biogéochimiques au sein des agroécosystèmes. La résolution de cette problématique doit donc passer par la considération de ces éléments traces au même titre que celle des éléments majeurs pour une gestion plus circulaire des résidus organiques (et plus globalement des biomasses) à l'échelle des territoires incluant des espaces agricoles. Dans cet esprit, j'ai activement participé en 2023 à la construction d'un profil de poste de chercheur, spécialiste de la modélisation du cycle biogéochimique des éléments majeurs et traces pour l'analyse du métabolisme territoriale, à recruter dans l'unité Recyclage et risque.

Au-delà de l'application des méthodes d'évaluation des risques écotoxicologique et sanitaire à des sites et contextes spécifiques, les démarches d'évaluation environnementale ont également produit des méthodes plus globales, tant par la diversité des impacts évalués (i.e. approches multicritères) que par les échelles temporelles (i.e. siècle et au-delà) et spatiales (territoriale, nationale ou mondiale) considérées. Parmi celles-ci, les méthodes d'analyse du cycle de vie (ACV) ont pris une place importante dans l'évaluation environnementale des pratiques agricoles. Le principe de l'ACV est de coupler (i) l'inventaire des flux de matière et d'énergie associés aux activités humaines depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination finale des produits en incluant leur transport à (ii) l'analyse des impacts environnementaux potentiels par unité de flux de matière ou d'énergie. A l'heure actuelle, c'est le modèle Usetox qui est considéré comme la méthode de référence en ACV pour évaluer les impacts toxicologique (i.e. sur la santé humaine)⁷⁴ et écotoxicologique liés à la contamination de l'environnement^{75, 76}. Etant donné la complexité du milieu qu'est le sol eu égard à l'importance de la réactivité physico-chimique de sa phase solide, une méthode spécifique a été proposée pour évaluer l'écotoxicité terrestre des éléments traces⁷⁷. Des premiers travaux en ACV ont tenté d'évaluer à l'échelle internationale ou de l'UE les impacts toxicologique et écotoxicologique (à la fois pour les milieux aquatiques et terrestres) de la contamination de l'environnement par les éléments traces apportés sur les sols agricoles par la fertilisation organique^{43, 44}. Ces travaux ont suggéré un rôle prépondérant de Cu et Zn sur les impacts toxicologique et écotoxicologique des éléments traces. De façon surprenante, ces évaluations ont également suggéré que l'impact de Cu et Zn serait presque exclusivement corrélé au flux total apporté sur les sols par la fertilisation organique, alors que les propriétés des sols qui en régulent la biodisponibilité joueraient un rôle négligeable.

⁷⁴ Les effets sanitaires liés à une déficience d'un élément ne sont actuellement pas considérés en ACV.

⁷⁵ Fantke P., Chiu W. A., Aylward L., Judson R., Huang L., Jang S., Gouin T., Rhomberg L., Aurisano N., McKone T., Jolliet O. 2021. Exposure and Toxicity Characterization of Chemical Emissions and Chemicals in Products: Global Recommendations and Implementation in USEtox. *Int J Life Cycle Assess.* 26, 899–915.

⁷⁶ Fantke P., Aurisano N., Bare J., Backhaus T., Bulle C., Chapman P. M., De Zwart D., Dwyer R., Ernstoff A., Golsteijn L., Holmquist H., Jolliet O., McKone T. E., Owsianiak M., Peijnenburg W., Posthuma L., Roos S., Saouter E., Schowanek D., van Straalen N. M., Vijver M. G., Hauschild M. 2018. Toward harmonizing ecotoxicity characterization in life cycle impact assessment. *Environ Toxicol Chem.* 37, 2955–2971.

⁷⁷ Owsianiak M., Rosenbaum R. K., Huijbregts M. A., Hauschild M. Z. 2013. Addressing geographic variability in the comparative toxicity potential of copper and nickel in soils. *Environ Sci Technol.* 47, 3241–3250.

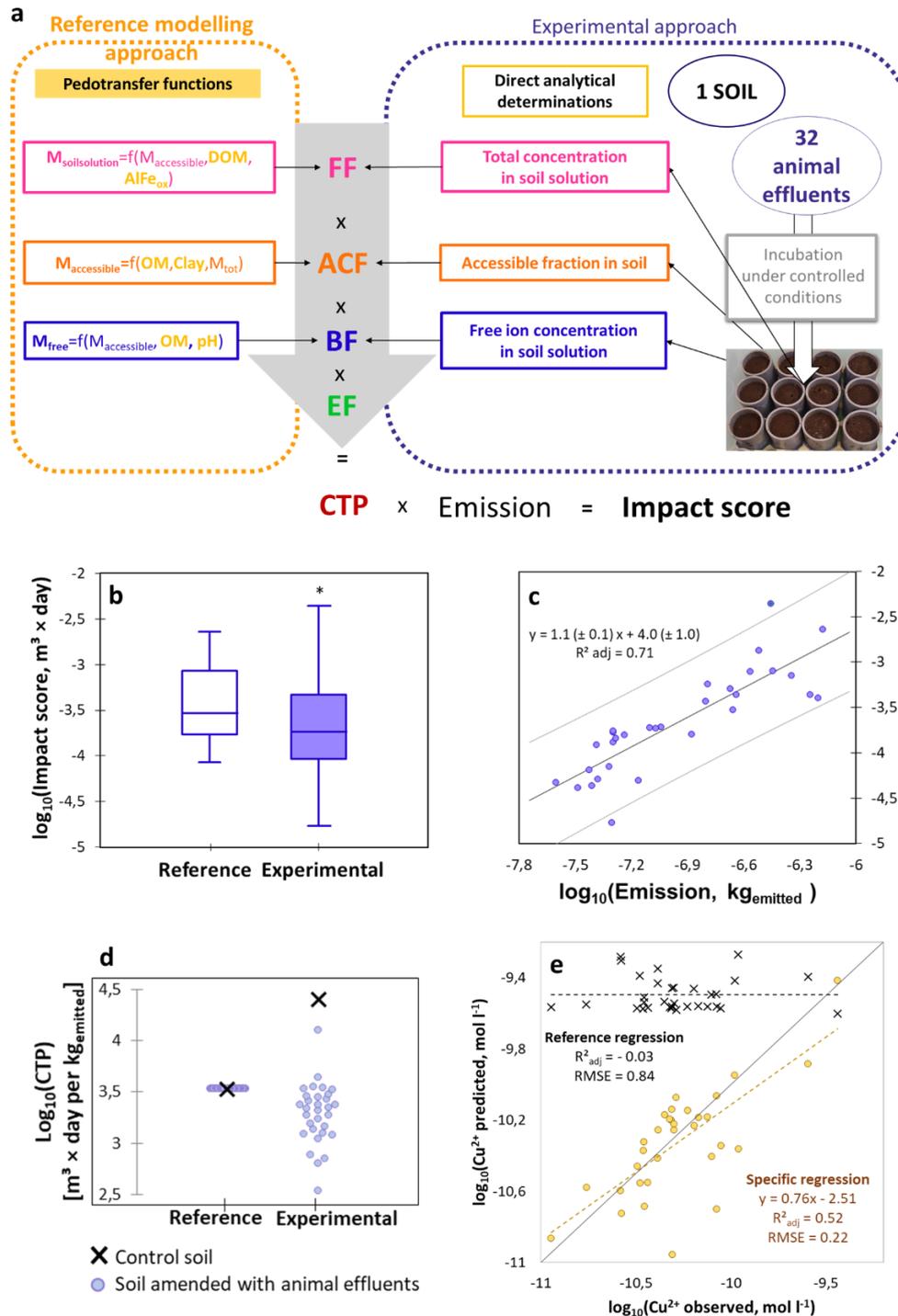


Figure III-20. Evaluation à l'aide du modèle Usetox de l'impact en écotoxicologie terrestre du cuivre (Cu) apporté au sol par 32 effluents d'élevage (animal effluents) : Approche méthodologique (a) permettant d'estimer les quatre facteurs de caractérisation (FF : Fate factor, ACF : Accessibility factor ; BF : Bioavailability factor ; EF : Effect factor) du potentiel de toxicité par unité de contaminant émis (CTP) et le score d'impact, soit à partir de la démarche de référence basée sur des fonctions de pédotransfert (Reference modelling approach), soit à partir d'une démarche expérimentale basée sur des déterminations analytiques (Experimental approach) ; Comparaison des scores d'impact estimés à partir des démarches de référence et expérimentale (b) ; Régression linéaire entre les scores d'impact estimés à partir de la démarche expérimentale et l'émission de Cu au sol par l'apport d'effluents d'élevage (c) ; Comparaison des CTP estimés à partir des démarches de référence et expérimentale (d) ; Relation entre la concentration en Cu libre dans la solution du sol (Cu^{2+}) prédite par la fonction de pédotransfert de la démarche de référence ou par une fonction spécifiquement développée et la concentration en Cu^{2+} observée (e) (D'après Clément et al., in prép.).

Bien que reposant sur plusieurs grands principes de la théorie de la biodisponibilité (voir partie III.1.5), l'analyse conceptuelle que nous en avons faites dans l'article de synthèse d'Avadí et al. (2022, AFI 5, voir notamment les

parties 2.3.2 et 3.2 dans le tiré à part n° 2) a montré que plusieurs processus biogéochimiques mis en évidence dans la partie III.1.3 n'étaient pas du tout considérés, laissant ainsi suspecter un biais dans l'évaluation de l'impact de Cu et Zn sur l'écotoxicité terrestre dans les agroécosystèmes fertilisés avec des résidus organiques. L'existence d'un tel biais a été testé dans le cadre du projet Suminapp (voir partie II.5.3) et du début du doctorat de E. Clément (voir partie II.6.2) à l'aide d'une approche originale couplant expérimentations biogéochimiques en conditions contrôlées de laboratoire à la modélisation basée sur le formalisme proposé dans Usetox pour l'évaluation de l'écotoxicité terrestre (Figure III-20a ; COM 3, 4 et 10). Ce travail a tout d'abord montré que l'impact écotoxicologique de Cu et Zn était bien significativement différent lorsqu'il était estimé avec les démarches de référence ou expérimentale (Figure III-20b pour Cu). Si l'impact a été majoritairement déterminé par le flux total de Cu et Zn apportés sur les sols par la fertilisation organique, la biodisponibilité de Cu et Zn, liée aux propriétés du sol et caractérisée par la toxicité potentielle par unité de Cu et Zn apportés au sol (CTP), a expliqué environ un tiers de la variabilité de l'impact (Figure III-20c pour Cu). L'estimation du CTP faite avec les démarches de référence et expérimentale s'est avérée être différente et surtout très fortement influencée par la fertilisation organique (Figure III-20d pour Cu). Cela a pu être expliqué, d'une part, par une mauvaise prédiction de la concentration en MOD du sol dans la démarche de référence et, d'autre part, par l'absence de prise en compte dans cette dernière de l'évolution observée expérimentalement (et conforme aux observations faites sur le terrain) du pH ainsi que de la concentration et de la capacité de complexation de la MOD du sol par la fertilisation organique (résultats non présentés ici). Ces biais se sont traduits par une mauvaise prédiction de plusieurs facteurs de caractérisation du CTP et notamment de la concentration en Cu libre dans la solution du sol (Figure III-20e). La démarche expérimentale a par exemple permis de proposer une bien meilleure prédiction de la concentration en Cu libre, reposant notamment sur un nouvel indicateur représentant la capacité de complexation de la MOD du sol (résultat non présenté ici). L'approche originale mise en œuvre dans ces travaux, en cours de valorisation, a permis de confirmer l'intérêt de jeter un regard biogéochimique sur le modèle Usetox utilisé en ACV pour l'estimation des impacts en écotoxicologie terrestre. Ce travail, poursuivi dans le cadre du doctorat de E. Clément (voir partie II.6.2), ouvre la voie à l'amélioration de Usetox dans le cadre de son application à l'évaluation des agroécosystèmes fertilisés avec des résidus organiques.

Bien que d'une ampleur plus modeste que la démarche d'évaluation environnementale présentée ci-dessus, mes travaux ont également contribué à l'évaluation agronomique des agroécosystèmes dans l'optique de gérer la fertilité des sols agricoles et de raisonner les pratiques de fertilisation, que celles-ci soient basées sur le recours à des fertilisants de synthèse ou des Mafor. Un premier travail s'est intéressé à faire évoluer l'outil développé dans les années 1990 par le Cirad à La Réunion, i.e. le système expert réunionnais d'aide à la fertilisation (Serdaf). Serdaf a pour vocation de proposer aux conseillers techniques et aux agriculteurs, d'une part, un diagnostic de la fertilité chimique du sol de leurs parcelles et, d'autre part, un raisonnement de la fertilisation de la canne à sucre sur sept ans à partir de l'année de (re)plantation⁷⁸. Ce diagnostic-conseil est basé sur la réalisation d'un prélèvement d'un échantillon de sol, sa classification agropédologique à partir de sa géolocalisation et, enfin, sa caractérisation par l'analyse de dix paramètres physico-chimiques permettant d'établir un bilan de son statut acido-basique, de son statut organique et de la disponibilité de N, P, K, Ca et Mg (Figure III-21a). Une première limite de Serdaf était liée à la classification agropédologique des sols, qui était contrainte à la fois par le côté déclaratif de la géolocalisation pouvant entraîner des erreurs et par des regroupements apparaissant comme peu opportuns pour certains types de sol. Dans le cadre du doctorat de M. Ramos, une nouvelle méthode de classification a été proposée, reposant sur l'analyse statistique des spectres dans le visible et proche infra-rouge (V-Nirs) acquis sur plus de 3 000 échantillons de sols canniens analysés ces 20 dernières années par le laboratoire du Cirad à La Réunion. Les données V-Nirs se sont avérées être particulièrement pertinentes pour différencier les groupes d'échantillons de sol en fonction du gradient de cristallinité de leurs minéraux secondaires et du gradient d'acidité (Figure III-21b). En croisant ces données V-Nirs avec les analyses physico-chimiques, il a ainsi été possible de construire une classification en sept groupes de sol bien différenciés les uns des autres, tout en étant cohérents avec les connaissances pédologiques (Figure III-21c). Ce travail a ouvert la voie à une attribution d'un type de sol à un échantillon qui ne soit plus faite a priori, mais au contraire qui soit basée sur une mesure V-Nirs spécifique.

⁷⁸ Pouzet D., Chabalière P.-F., Légier P. 1997. Diagnostic de fertilité des sols et conseils en fertilisation des principales cultures réunionnaises. Agriculture et développement, 16, 18–37.

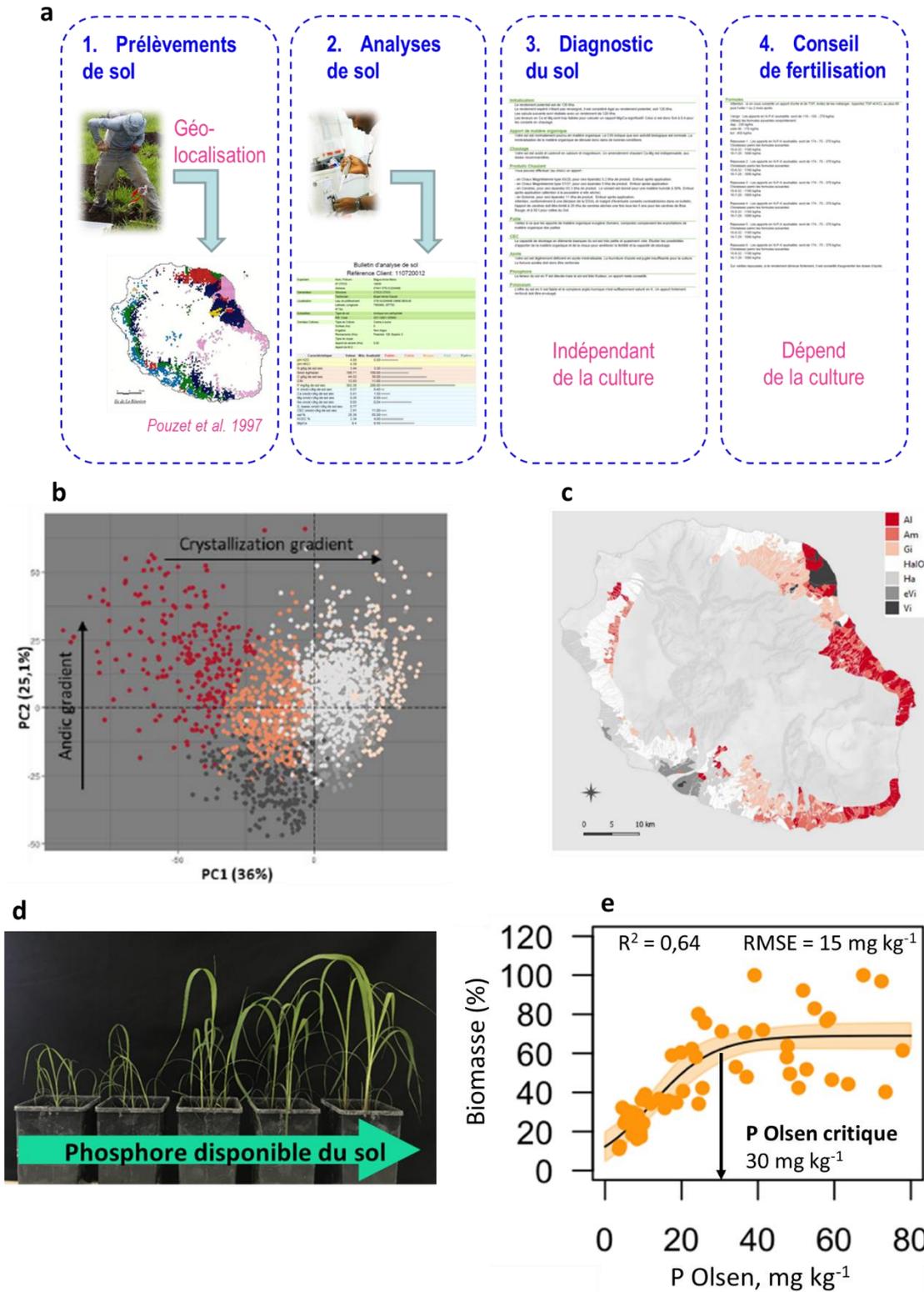


Figure III-21. Contribution à l'évolution du système expert réunionnais d'aide à la fertilisation (Serdaf) de la canne à sucre : Démarche de raisonnement des pratiques de fertilisation en quatre étapes successives (a) ; Différenciation des spectres dans le visible et le proche infra-rouge (V-Nirs) d'échantillons de sol ($n = 3\ 014$) canniers selon les gradients de cristallinité des minéraux secondaires et d'acidité (b) ; Carte de la classification des sols canniers (AI : sols à allophanes ; Am : sols à allophanes et minéraux amorphes ; Gi : sols à gibbsite ; HaIO : sols à halloysite et oxydes de Fe ; Ha : sols à halloysite ; eVi : sols vitriques évolués ; Vi : sols vitriques) obtenue par le croisement des données de V-Nirs et d'analyses physico-chimiques (c) ; Photographie (d) et données (e) d'un exemple de courbe de réponse de la canne à sucre à la disponibilité du phosphore (P Olsen) dans les sols de type Gi dans une expérimentation en pot (D'après Ramos et al., in prép. ; Nobile et al., in prép.).

En lien avec les travaux menés sur la biogéochimie de P dans les agroécosystèmes (voire partie III.1.3), une seconde limite à Serdaf a été identifiée, concernant la caractérisation de la disponibilité de P dans les sols réunionnais et le raisonnement associé de fertilisation en P de la canne à sucre. Le module P de Serdaf ne reposait notamment sur aucune donnée de réponse de la canne à sucre à la disponibilité de P dans le sol. Le post-doctorat de C. Nobile (voire partie II.6.3) a donc été l'occasion d'établir des premières courbes de réponse de la canne à sucre à la disponibilité de P dans les principaux types de sol identifiés par le travail de doctorat de M. Ramos. Comme nous ne bénéficions pas d'essai de terrain dédié, ces courbes ont été construites à l'aide d'expérimentation en pot (Figure III-21d). Ce travail a permis d'obtenir des courbes de réponse pour plusieurs types de sol (Figure III-21e), tout en montrant que pour l'un d'entre eux (les sols de type Ha) la disponibilité de P était suffisamment élevée pour qu'il n'y ait aucune réponse significative de la canne. Ce dernier résultat a d'ailleurs permis de comprendre l'absence de réponse de la canne à la fertilisation en P observée sur un essai factoriel N-P-K de terrain mené dans les années 1980 sur un sol à halloysite (Nitisol)⁷⁹. Suite au recrutement en CDI en 2021 de C. Nobile comme ingénieur agronome, ces travaux se poursuivent dans l'optique de transposer ces premiers résultats au terrain afin de pouvoir s'assurer de la robustesse des réponses observées en pot et ainsi d'être en mesure de modifier le mode de raisonnement de Serdaf en conséquence.

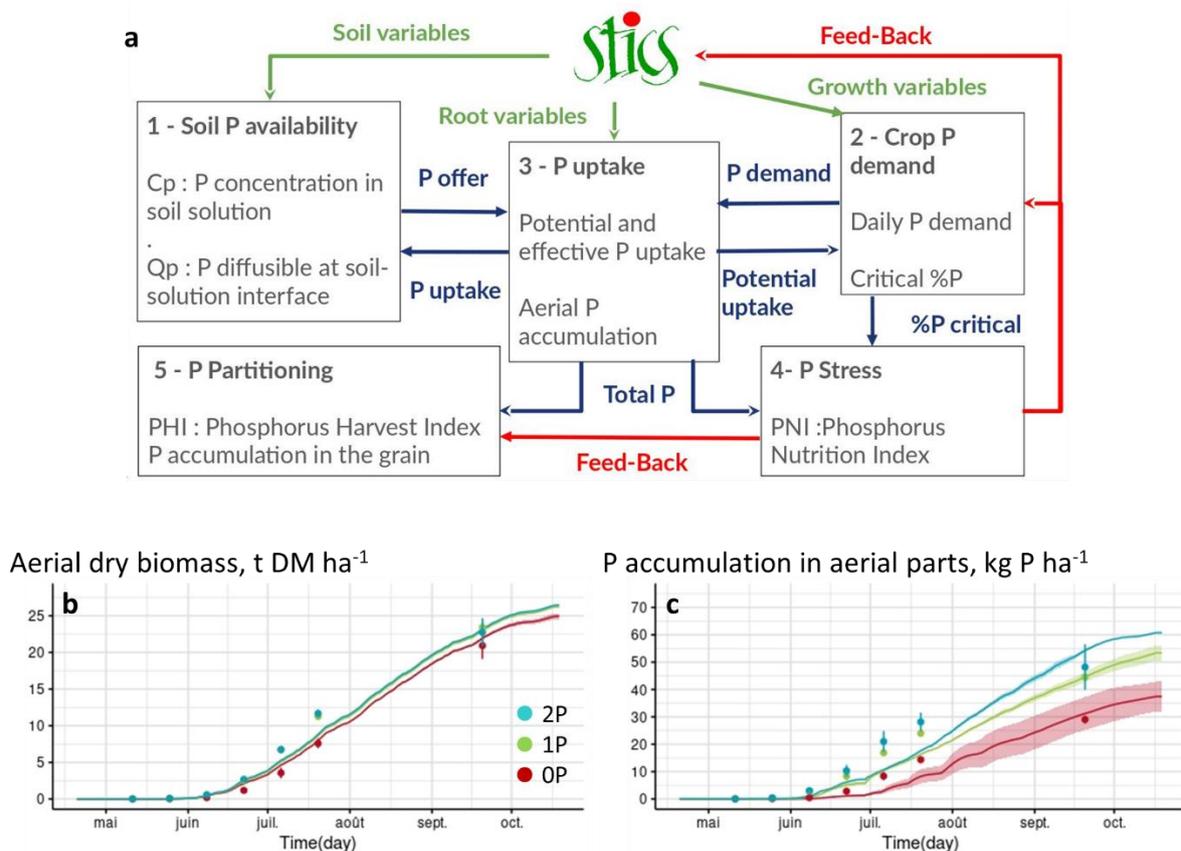


Figure III-22. Intégration d'un module phosphore (P) dans le modèle sol-culture Stics : Processus écophysologiques et biogéochimiques formalisés dans le module P (a) ; Comparaison des dynamiques temporelles mesurées et simulées de production de biomasse sèche (b) et d'accumulation de P (c) dans les parties aériennes du maïs cultivé sur un essai de fertilisation (0P : pas de fertilisation en P ; 1P : fertilisation équivalente à une fois les exportations en P par la culture ; 2P : fertilisation équivalente à deux fois les exportations en P) en France hexagonale (D'après Seghouani et al., in prep.).

Au-delà des outils d'aide à la décision, l'évaluation agronomique des pratiques de fertilisation dans les agroécosystèmes peut aussi utilement reposer sur la connaissance produite par les modèles sol-culture comme Stics. Pour ce faire, Stics intègre un ensemble de processus écophysologiques et biogéochimiques permettant de rendre compte de la croissance et de l'accumulation d'éléments nutritifs dans les plantes cultivées en interaction avec les conditions climatiques et édaphiques. Si l'impact des pratiques agricoles sur l'état hydrique du sol, la production de biomasse en lien avec l'allocation de C et la nutrition azotée des cultures commencent à être pris en compte de manière quasi-systématique dans les modèles sol-culture, la nutrition phosphatée reste

⁷⁹ Chabalier P.-F., Gaudy F. 1990. Influence de la fertilité du sol et de la fertilisation NPK sur les rendements et la nutrition de la canne à sucre. *L'agronomie tropicale*, 45, 233–238.

en revanche souvent peu, voire pas considérée alors qu'elle est un déterminant important de la fertilité des agroécosystèmes. Afin de combler ce manque, Inrae et le Cirad ont décidé de financer le doctorat de M. Seghouani (voir partie II.6.2) dans le but de concevoir un module P dans Stics. Ce travail devait reposer sur la reprise du modèle Fussim-P développé par A. Mollier (UMR Ispa, Inrae)⁸⁰. En lien avec mes compétences sur la biogéochimie de P dans les agroécosystèmes tropicaux, j'ai eu l'opportunité de co-encadrer ce doctorat avec A. Mollier. En cours d'élaboration, ce module P prévoit d'intégrer cinq sous-modules permettant de renseigner la disponibilité de P dans le sol, la demande en P de la culture pour satisfaire ses besoins, le prélèvement effectif de P par la culture, l'effet d'un stress nutritionnel en P sur la croissance de la culture et le partitionnement de P dans les différents organes de la plante (Figure III-22a). Ce module P est actuellement développé à partir de jeux de données issus de quatre essais de terrain menés en France hexagonale sur la fertilisation en P du maïs. Bien que ce travail soit encore en cours de finalisation, les premiers résultats montrent que les dynamiques temporelles mesurées de production de biomasse et d'accumulation de P dans les parties aériennes du maïs sont relativement bien simulées par le modèle, tout en rendant compte de l'effet de la fertilisation en P (Figure III-22b et c). Suite à ce premier travail, il est également envisagé de tester ce module P pour simuler la croissance et la nutrition en P d'une culture tropicale, i.e. la canne à sucre dans le contexte de La Réunion, à partir des jeux de données issus de l'essai Soere Pro Réunion⁸¹ et du réseau d'essais Tero⁸². Cette application aux agroécosystèmes canniers doit également permettre d'évaluer la pertinence des interactions entre les modules N et P de Stics dans le cadre de co-limitations N-P. Dans le cadre de son doctorat, M. Seghouani a en effet synthétisé le cadre conceptuel et l'application agronomique pour la prise en compte de la co-limitation N-P dans les modèles sol-culture (AFI 3). Ce travail, très attendu par la communauté scientifique travaillant sur Stics, doit permettre d'ouvrir la voie à la prise en compte des interactions eau-C-N-P dans les modèles sol-culture et ainsi augmenter le degré de complexité et donc réalisme de ces modèles pour l'évaluation agronomique des agroécosystèmes tempérés et tropicaux.

III.1.5. Contribution à la théorie de la biodisponibilité

J'ai eu la chance de participer au tout début de mon doctorat, en novembre 2005, à l'école chercheur organisée par l'Inra, lors de laquelle le concept de biodisponibilité des contaminants du sol a été débattu par la communauté scientifique française dans l'optique d'alimenter les réflexions menées à l'échelle internationale sous l'égide de l'organisation internationale de normalisation (ISO). Cette expérience initiale a définitivement marqué ma trajectoire de recherche qui s'est non seulement appuyée sur ce cadre théorique mais a également contribué à en proposer des évolutions à la fois conceptuelles et opérationnelles.

Que ce soit pour étudier les contaminants ou les éléments nutritifs dans les sols et bien qu'il soit très largement utilisé dans les sciences de l'environnement et en agronomie notamment, le cadre conceptuel de la biodisponibilité est très rarement « élevé » au rang de théorie. D'après le Larousse, une théorie peut être définie comme un « ensemble organisé de principes, de règles, de lois scientifiques visant à décrire et à expliquer un ensemble de faits ». Il n'y a donc de ce point de vue pas trop de doute quant au fait de pouvoir qualifier de théorie le cadre conceptuel de la biodisponibilité. Au-delà de son attrait intellectuel, ce qualificatif de théorie présente l'intérêt d'imposer la définition des principes qui régissent la biodisponibilité des éléments nutritifs et des contaminants du sol et plus encore de vérifier si les faits expérimentaux sont en accord avec ces principes.

Les bases conceptuelles de la théorie de la biodisponibilité semblent avoir été posées dès le XIX^e siècle par l'agronome et chimiste français Jean-Baptiste Boussingault (1802-1887)⁸³. Si l'on ne considère que son application à la contamination du sol, près de 120 000 articles scientifiques ont été publiés depuis 1950 sur la biodisponibilité⁸⁴. Malgré cette profusion d'écrits, il aura pourtant fallu attendre le dernier quart du XX^e siècle pour voir la communauté scientifique commencer à en formaliser la théorie^{e.g.85}. Cet effort de formalisation a permis de voir émerger au début du XXI^e siècle un consensus au sein de la communauté scientifique, traduit par l'élaboration d'une norme internationale définissant à la fois les éléments théoriques et méthodologiques pour l'évaluation de la biodisponibilité dans le contexte de la contamination des sols³⁸. La biodisponibilité y est ainsi

⁸⁰ Mollier A., De Willigen P., Heinen M., Morel C., Schneider A., Pellerin S. 2008. A two-dimensional simulation model of phosphorus uptake including crop growth and P-response. *Ecological Modelling*, 210, 453–464.

⁸¹ <https://valor-pro.hub.inrae.fr/les-sites-experimentaux/soere-pro-reunion>

⁸² <https://www.ercane.re/techniques-culturelles/fertilisation-organique-projet-tero/>

⁸³ Boulaïne J. 1988. Histoire des pédologues et de la science des sols, Inra, 285 p.

⁸⁴ Chen H. Y., Tian Y. X., Cai Y. X., Liu Q. Y., Ma J., Wei Y., Yang A. F. 2023. A 50-year systemic review of bioavailability application in soil environmental criteria and risk assessment. *Environmental Pollution*, 335, 122272.

⁸⁵ Peijnenburg W. J., Posthuma L., Eijsackers H. J. P., Allen H. E. 1997. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotoxicology and environmental safety*, 37, 163–172.

définie comme étant le « *degré auquel des substances chimiques (éléments ou molécules) présentes dans le sol peuvent être absorbées ou métabolisées par un récepteur humain ou écologique, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques* ».

Le cadre théorique de la biodisponibilité a été articulé autour de trois concepts successifs permettant de faire le lien entre la concentration totale de la substance dans le sol, i.e. le niveau de contamination du sol, et son accumulation ou son effet (vu comme uniquement toxique pour les contaminants) sur l'organisme du sol exposé (voir schéma dans l'annexe VI 2) :

- La « *biodisponibilité environnementale* » du contaminant dans le sol est définie comme étant la « *fraction du contaminant potentiellement disponible pour (être prélevée par) des organismes et qui résulte de processus physico-chimiques de désorption* » ;
- La « *biodisponibilité environnementale* » correspond à « *la fraction du contaminant environnementalement disponible qu'un organisme absorbe par des processus physiologiques* » ;
- La « *biodisponibilité toxicologique* » est définie comme étant la « *concentration interne (i.e. au sein de l'organisme exposé) accumulée et/ou liée à un effet toxique* ».

Il est enfin précisé que la disponibilité environnementale se détermine à l'aide de mesures (physico-)chimiques et ne peut constituer en cela et au mieux qu'un indicateur des biodisponibilités environnementale et toxicologique. Ces dernières peuvent en revanche être déterminées à l'aide de mesures « biologiques » (i.e. faites sur les organismes exposés et non sur le sol). La mesure des biodisponibilités environnementale et toxicologique est donc par définition spécifique de l'organisme sur lequel elle est réalisée (Principe 0).

Malgré ces éléments de cadrage relativement clairs, la théorie de la biodisponibilité des éléments nutritifs et des contaminants reste encore aujourd'hui utilisée par la communauté scientifique de manière parfois hasardeuse et questionnable, tant du point de vue théorique qu'opérationnel. Ainsi, je me propose ici d'énoncer, sans toutefois prétendre à une parfaite exhaustivité, ce qui me semble être les six principaux principes sur lesquels repose cette théorie et d'en faire une analyse critique à la lumière des travaux que j'ai menés.

Principe 1 : Le niveau d'enrichissement en éléments nutritifs ou de contamination d'un sol est un indicateur nécessaire et pertinent, bien que souvent ne se suffisant pas à lui seul, de la biodisponibilité environnementale ou toxicologique. Alors qu'il est encore régulièrement considéré dans les écrits sur la théorie de la biodisponibilité et notamment dans la norme de référence⁸⁶ que la concentration totale dans le sol (qui augmente avec l'enrichissement ou la contamination) ne peut, voire ne doit pas être utilisée comme un indicateur de biodisponibilité environnementale ou toxicologique, mes travaux comme de nombreux autres dans la littérature ont montré que la concentration totale était souvent significativement corrélée à la biodisponibilité environnementale et toxicologique, au point d'en être parfois le principal déterminant (e.g. [Figure III-14](#) de la partie III.1.3 pour P ; [Figure III-20](#) de la partie III.1.4 pour Cu). L'influence de la concentration totale tend cependant à être plus faible lorsque le niveau d'enrichissement ou de contamination l'est aussi. Lorsque ce niveau reste modéré, comme c'est souvent le cas dans les sols agricoles, d'autres déterminants biogéochimiques sont généralement prépondérants (e.g. [Figure III-12](#) de la partie III.1.3).

Principe 2 : Bien que les organismes absorbent majoritairement, voire uniquement les éléments chimiques sous leur forme libre dans la solution du sol, c'est l'importance du réapprovisionnement de cette fraction libre par les autres fractions du sol plutôt que la taille de cette fraction libre qui détermine la biodisponibilité environnementale ou toxicologique. Pourtant, les travaux visant à déterminer la spéciation des éléments dans la solution du sol sont nombreux⁸⁷. Les modèles écotoxicologiques à base physico-chimique, comme le FIAM et le TBLM, font d'ailleurs de l'interaction entre l'ion libre et le récepteur biologique l'objet central de leur formalisme prédictif⁸⁸. Des exceptions ont cependant été mises en évidence et discutées dans la littérature⁸⁹, avec en point d'orgue l'exemple du prélèvement de Fe et Zn sous une forme complexée avec les phytosidérophores chez les graminées⁹⁰. En plus de ces exceptions qui restent toutefois minoritaires, on peut

⁸⁶ Il y est écrit en guise de première phrase de l'introduction que « des études conduites en laboratoire et sur le terrain ont démontré que les effets biologiques ne sont pas liés à la concentration totale d'un contaminant dans le sol »³⁸.

⁸⁷ Groenenberg J. E., Lofts S. 2014. The use of assemblage models to describe trace element partitioning, speciation, and fate : a review. *Environ. Toxicol. Chem.*, 33, 2181–2196.

⁸⁸ Slaveykova V. I., Wilkinson K. J. 2005. Predicting the bioavailability of metals and metal complexes : critical review of the biotic ligand model. *Environ. Chem.* 2005, 2, 9–24.

⁸⁹ Zhao C.-M., Campbell P. G. C., Wilkinson K. J. 2016. When are metal complexes bioavailable? *Environ. Chem.*, 13, 425–433.

⁹⁰ Ma J. F., Nomoto K. 1996. Effective regulation of iron in graminaceous plants. The role of mugineic acids as phytosidérophores. *Physiologia Plantarum*, 97, 609–617.

également remarquer que, s'il existe de nombreuses évidences expérimentales montrant en hydroponie une relation étroite entre l'activité de l'ion libre et sa biodisponibilité environnementale et toxicologique⁹¹, ces évidences sont beaucoup plus rares dans les expérimentations faites avec des échantillons de sol présentant des niveaux de contamination modérés et induits de façon non artificielle⁹¹. Dans l'ensemble de mes travaux (sur Cu et Zn en particulier), l'activité de l'ion libre n'a été en effet au mieux qu'un déterminant minoritaire de la biodisponibilité environnementale (voir AFI 2 et 4). Ce constat ne remet pas en cause l'intérêt de la détermination de la spéciation en solution des éléments mais en amoindri néanmoins largement l'importance comme indicateur de la biodisponibilité, en particulier lorsqu'il est utilisé seul. D'un point de vue des mécanismes, ce constat semble pouvoir être attribué au fait que, dans un sol à un instant t , la quantité d'un élément présent sous sa forme libre en solution ne représente qu'une très petite partie de la quantité totale de l'élément prélevé par un organisme sur la durée de son exposition. Ainsi, le réapprovisionnement de cette fraction libre depuis la fraction complexée en solution et celle qui est associée à la phase solide du sol est de loin le processus quantitativement majoritaire dans le déterminisme de la biodisponibilité. Ce phénomène prend encore plus d'importance lorsque, sous l'effet du prélèvement d'un élément par un organisme, des contraintes cinétiques se surimposent aux équilibres thermodynamiques entre les différentes formes chimiques de l'élément présentes dans le sol et entraînent un gradient d'appauvrissement de la concentration en ion libre à la surface de l'organisme exposé. Cet effet cinétique a été bien décrit pour le prélèvement de plusieurs éléments traces (Cd et Zn notamment) par les plantes⁹² et mes travaux semblent indiquer qu'un tel effet serait aussi impliqué dans le déterminisme de la phytodisponibilité de Cu (voir AFI 21). Loin de remettre en cause l'importance de la spéciation, van Leeuwen et al.⁹³ ont proposé de s'intéresser à la spéciation dynamique des éléments qui tient compte de la labilité des complexes susceptibles de réapprovisionner la forme libre. Mes travaux sur la mesure de la labilité des complexes en solution par DPASV et plus largement du réapprovisionnement de la forme libre par le sol à l'aide de la DGT (voir AFI 6, 18, 19 et 21 ; [Figures III-6, III-10 et III-12](#)) ont contribué à alimenter ce concept de spéciation dynamique.

Principe 3 : Les propriétés physico-chimiques du sol qui jouent un rôle prépondérant dans le déterminisme de la disponibilité environnementale peuvent être profondément modifiées dans l'espace et dans le temps par les interactions avec les organismes du sol (i.e. bio-influence) et l'effet des pratiques agricoles (i.e. agro-influence). Le principe de la bio-influence est clairement décrit dans la norme sur la biodisponibilité et mes travaux ont contribué à montrer comment les plantes étaient en mesure de profondément impacter la disponibilité et en conséquence la phytodisponibilité des éléments traces par la modification du pH ainsi que de la concentration et de la capacité de complexation de la MOD qu'elles induisent dans leur rhizosphère (voir AFI 2, 13, 19 et 23 à 26 ; [Figures III-5 à III-8 et III-13](#)). Bien que cela commence à être caractérisé pour les éléments nutritifs comme P, la norme sur la biodisponibilité des contaminants du sol tout comme une large partie de la littérature scientifique travaillant sur cette thématique négligent les cas de bio-influence « multiple » liés aux interactions entre les organismes qui co-existent dans le sol. Les travaux initiés dans le cadre du doctorat de C. Laurent sur les interactions plantes-vers de terre (voire partie III.1.3) sont de nature à contribuer à une meilleure compréhension de l'effet de cette bio-influence multiple sur la biodisponibilité des contaminants du sol. Bien que cela ne soit pas du tout abordé dans la norme sur la biodisponibilité des contaminants, mes travaux sur l'écodynamique de P, Cu et Zn dans les agroécosystèmes ont montré que les pratiques agricoles et notamment l'apport répété dans le temps de Mafor pouvaient profondément impacter la disponibilité et en conséquence la biodisponibilité des éléments traces par la modification de la minéralisation du C organique, du pH ainsi que de la concentration et de la capacité de complexation de la MOD (voir AFI 2, 4, 6 à 8 et 14 ; [Figures III-10, III-12, III-14, III-18 et III-19](#)). Cette « agro-influence » devrait donc amener à une différenciation spatiale des parcelles en fonction des pratiques agricoles mises en œuvre sur chacune d'entre elles, ainsi qu'à une prise en compte de l'évolution temporelle des propriétés du sol (notamment celles liées au pH et à la MOD) dans le cadre de l'évaluation agronomique et environnementale des agroécosystèmes (voir [Figures III-18 et III-20](#)). A l'heure actuelle, il n'existe pas de modèle applicable en évaluation agronomique et environnementale permettant de prédire l'évolution temporelle de ces propriétés du sol.

⁹¹ Hough R. L., Tye A. M., Crout N. M. J., McGrath S. P., Zhang H., Young S. D. 2005. Evaluating a 'Free Ion Activity Model' applied to metal uptake by *Lolium perenne* L. grown in contaminated soils. *Plant and Soil*, 270, 1–12.

⁹² Degryse F., Shahbazi A., Verheyen L., Smolders E. 2012. Diffusion limitations in root uptake of cadmium and zinc, but not nickel, and resulting bias in the Michaelis constant. *Plant Physiol.*, 160, 1097–1109.

⁹³ van Leeuwen H. P., Town R. M., Buffle J., Cleven R. F., Davison W., Puy J., van Riemsdijk W. H., Sigg L. 2005. Dynamic speciation analysis and bioavailability of metals in aquatic systems. *Environ. Sci. Technol.* 39, 8545–8556.

Principe 4 : Un élément nutritif ou un contaminant n'a pas nécessairement besoin d'être internalisé dans l'organisme exposé (i.e. absorbé) pour être biodisponible du point de vue environnemental ou toxicologique.

Contrairement à ce qui est dit dans la norme sur la biodisponibilité, un élément nutritif ou un contaminant peut être biologiquement actif, et donc biodisponible, sans avoir traversé la membrane plasmique des cellules de l'organisme exposé. Dans le cas des plantes en particulier, il a été clairement démontré que l'adsorption et l'accumulation d'éléments traces dans l'apoplasme racinaire pouvait être le mécanisme majeur à l'origine de leur rhizotoxicité⁹⁴. Les travaux menés dans le cadre de mon doctorat puis de celui de S. Guigues ont notamment contribué à montrer l'importance quantitative de ce compartiment racinaire sur la phytodisponibilité et la phytotoxicité de Cu, tout en expliquant l'affinité particulièrement importante de Cu pour les surfaces racinaires (voir AFI 10, 12, 17, 21 et 23 ; [Figures III-6 et III-17](#)). Bien que moins approfondis, les travaux menés dans le cadre du doctorat de C. Nobile sur le double effet (i.e. à la fois positif et négatif) du pH du sol sur le prélèvement de P ont suggéré que le compartiment apoplasmique au niveau racinaire pouvait également jouer un rôle important (voir [Figures III-14](#)). Ainsi, l'amélioration des modèles permettant de rendre compte de l'effet physico-chimique des surfaces exposées d'un organisme sur les biodisponibilités environnementale et toxicologique est une perspective de recherche importante.

Principe 5 : Un contaminant doit être biodisponible du point de vue environnemental pour pouvoir l'être du point de vue toxicologique.

Si ce principe découle des définitions mêmes données dans la norme aux biodisponibilités environnementale et toxicologique, sa mise en application dans les démarches classiques d'évaluation des effets écotoxicologiques reste questionnable. La disponibilité d'un contaminant dans le sol y est en effet directement reliée à l'induction d'un effet toxique sur l'organisme exposé à travers l'établissement d'une courbe dose-réponse, sans que la biodisponibilité environnementale de ce contaminant ne soit mesurée. Si une telle démarche est concevable dans le cadre d'une mono-contamination réalisée artificiellement en conditions contrôlées, elle paraît en revanche peu opportune pour évaluer la biodisponibilité toxicologique d'une multi-contamination de sol associée à des facteurs confondants tels que l'évolution des propriétés du sol. Dans de tels contextes, qu'on retrouve notamment dans les agroécosystèmes contaminés de façon diffuse par l'apport de Mafor, la caractérisation de la biodisponibilité environnementale de chaque contaminant semble être un prérequis nécessaire à l'évaluation du risque écotoxicologique. Les travaux de développement de la mesure Rhizotest (voir NOR 1 ; [Figures III-16](#)), notamment mise en œuvre dans le cadre du doctorat de C. Laurent (voir AFI 2 ; [Figures III-12](#)), ont été une contribution importante pour avancer en ce sens.

Principe 6 : Les interactions entre les éléments nutritifs et/ou les contaminants sont susceptibles de modifier leur disponibilité environnementale et leurs biodisponibilités environnementale et toxicologique.

En lien avec le contexte typique de multi-contamination diffuse des agroécosystèmes décrit dans le principe 5, les éléments nutritifs et/ou les contaminants se retrouvent mélangés les uns aux autres à la fois dans le sol et dans les organismes qui y sont exposés. Cet éco-exposome⁹⁵ est ainsi le siège de potentielles interactions entre les éléments nutritifs et/ou les contaminants qui se doivent d'être prises en compte dans l'évaluation de leur biodisponibilité environnementale ou toxicologique. Mes travaux n'ont pas été centrés sur ces questions d'interactions entre éléments ou contaminants, mais y ont toutefois contribué sur au moins deux aspects. D'une part, les travaux menés sur l'optimisation de la paramétrisation de Wham pour simuler la complexation des éléments traces métalliques sur la MOD du sol et les surfaces racinaires ont contribué à améliorer l'évaluation des risques écotoxicologiques dans le cas de multi-contamination du sol par les éléments traces (voir AFI 2, 4, 6, 9, 10, 12 et 19 ; [Figures III-11, III-13 et III-17](#)). D'autre part, le travail de synthèse mené dans le cadre du doctorat de M. Seghouani sur la co-limitation N-P a contribué à mettre en évidence l'importance de la prise en compte des interactions entre les éléments nutritifs majeurs pour améliorer l'évaluation agronomique des agroécosystèmes (voir AFI 3). La poursuite de ces travaux pourrait d'ailleurs s'appuyer sur la méthodologie Rhizotest qui s'est déjà montrée utile pour étudier les interactions entre éléments nutritifs ou contaminants à l'aide de l'approche ionomique⁹⁶.

⁹⁴ Kopittke P. M., Menzies N. W., Wang P., McKenna B. A., Wehr J. B., Lombi E., Kinraide T. B., Blamey F.P. 2014. The rhizotoxicity of metal cations is related to their strength of binding to hard ligands. *Environ. Toxicol. Chem.* 33, 268–277.

⁹⁵ Scholz S., Nichols J. W., Escher B. I., Ankley G. T., Altenburger R., Blackwell B., Brack W., Burkhard L., Collette T. W., Doering J. A., Ekman D., Fay K., Fischer F., Hackermüller J., Hoffman J. C., Lai C., Leuthold D., Martinovic-Weigelt D., Reemtsma T., Pollesch N., Schroeder A., Schüürmann G., von Bergen M. 2022. The Eco-Exposome Concept: Supporting an Integrated Assessment of Mixtures of Environmental Chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 41, 30–45.

⁹⁶ Pii Y., Cesco S., Mimmo T. 2015. Shoot ionome to predict the synergism and antagonism between nutrients as affected by substrate and physiological status. *Plant Physiol. Biochem.* 94, 48–56.

III.2. Epistémologie de ma démarche scientifique : à la poursuite du tiers-instruit

Cette partie présente ma démarche scientifique du point de vue épistémologique, c'est-à-dire du « comment » et du « pourquoi », i.e. dans quels buts, les connaissances ont été produites. Inspirée du concept de tiers-instruit proposé par M. Serres⁹⁷, cette réflexion sur ma démarche scientifique inclut une description de l'approche mise en œuvre et de ses finalités, une analyse critique de ma production scientifique et de sa diversité, ainsi qu'enfin un focus sur une activité d'animation de la recherche qui s'est appuyée de façon originale sur une démarche issue des sciences humaines.

III.2.1. De la déconstruction analytique à la reconstruction synthétique pour informer les acteurs du territoire

D'un point de vue épistémologique et en considérant le mandat de recherche finalisée et en partenariat du Cirad avec un ancrage fort sur les terrains d'application, ma démarche scientifique a généralement procédé selon un mouvement en « V » partant d'un problème identifié sur un territoire de façon plus ou moins clair à partir de données initiales (Figure III-23). Ce problème est le plus souvent traduit sous la forme d'une question opérationnelle par des acteurs référents de ce territoire (e.g. services de l'Etat, groupements d'agriculteurs, sociétés de l'agro-alimentaire). Lorsqu'aucune réponse satisfaisante ne peut être donnée a priori sur la base des connaissances existantes, je suis alors amené à reformuler scientifiquement cette question opérationnelle en la décomposant en un ensemble de questions à la fois plus précises et génériques, faisant appel à des compétences scientifiques bien déterminées et initiant par là-même un processus de « déconstruction analytique » de la question opérationnelle initiale. Des hypothèses qui sont chacune testables empiriquement sont alors formulées à partir de ces questions scientifiques sérieuses. D'un point de vue méthodologique, les hypothèses sont testées grâce à l'acquisition de données expérimentales ou de modélisation et à leur traitement par un ensemble d'analyses statistiques. Relativement aux pratiques courantes en biogéochimie du sol, mes travaux ont de façon assez originale privilégié l'étude sur le terrain ou en milieu contrôlé de contextes expérimentaux agronomiquement réalistes (e.g. dose d'apport des fertilisants et niveau modéré de contamination), tout en favorisant le recours à des caractérisations analytiques permettant l'acquisition de « grands » jeux de données (i.e. quelques dizaines de modalités expérimentales testées). Le traitement de ces jeux de données nécessite également d'étoffer la palette des outils statistiques utilisés dans le but de servir trois fonctions interprétatives. Premièrement, au-delà des tests classiques de significativité des différences observées, il est nécessaire de s'intéresser à la détermination de la puissance statistique des expérimentations, afin d'être en mesure de s'exprimer sur une absence de risque en différenciant les absences de différence significative non conclusive car due à une puissance statistique trop faible de celles qui permettent de conclure à une absence de différence significative. Deuxièmement, le recours à la méthode des modèles d'équations structurelles permet de tester de manière quantitative l'adéquation entre les données expérimentales et les principes de la théorie de la biodisponibilité (voir e.g. le tiré à part n°1 à l'annexe VI.3). Enfin, il apparaît indispensable d'associer une incertitude aux estimations des modèles afin d'en préciser la marge d'erreur (voir e.g. Figure III-18). Une fois chaque hypothèse corroborée ou réfutée, il est alors possible d'apporter des réponses à chacune des questions scientifiques initialement formulées. De façon assez fréquente, la réfutation ou la corroboration partielle de certaines hypothèses permet de formuler de nouvelles questions scientifiques qui alimentent alors la boucle de production de connaissances. Placée au cœur de ma démarche scientifique, cette boucle, en partie autonome, est le fondement de ma liberté académique sur laquelle repose par ailleurs la légitimité scientifique des réponses que j'apporte aux questions opérationnelles posées par les acteurs des territoires sur lesquels mes travaux s'appliquent. Il est intéressant à ce titre de remarquer que cette boucle de production de connaissances fonctionne selon une démarche hypothético-abductive, en parfait accord avec les standards épistémologiques de la science contemporaine⁹⁸. En rassemblant les réponses scientifiques corroborées empiriquement selon une démarche de « reconstruction synthétique » des connaissances, il est alors possible de formuler une réponse à la question opérationnelle initialement adressée. Débattues avec les acteurs du territoire, cette réponse peut générer de nouvelles questions opérationnelles susceptibles d'alimenter de futurs travaux de recherche.

⁹⁷ Serres M. 2018. Le tiers-instruit – Soucieux des générations futures, le grand-père de petite Poucette réfléchissait déjà, en son temps, à comment former l'humain de demain. Enjeu majeur de notre époque. Editions Le Pommier/Humensis, 296 p.

⁹⁸ Cariou J.-Y. 2019. Histoire des démarches scientifiques – De l'antiquité au monde contemporain. Editions matériologiques, 783 p.

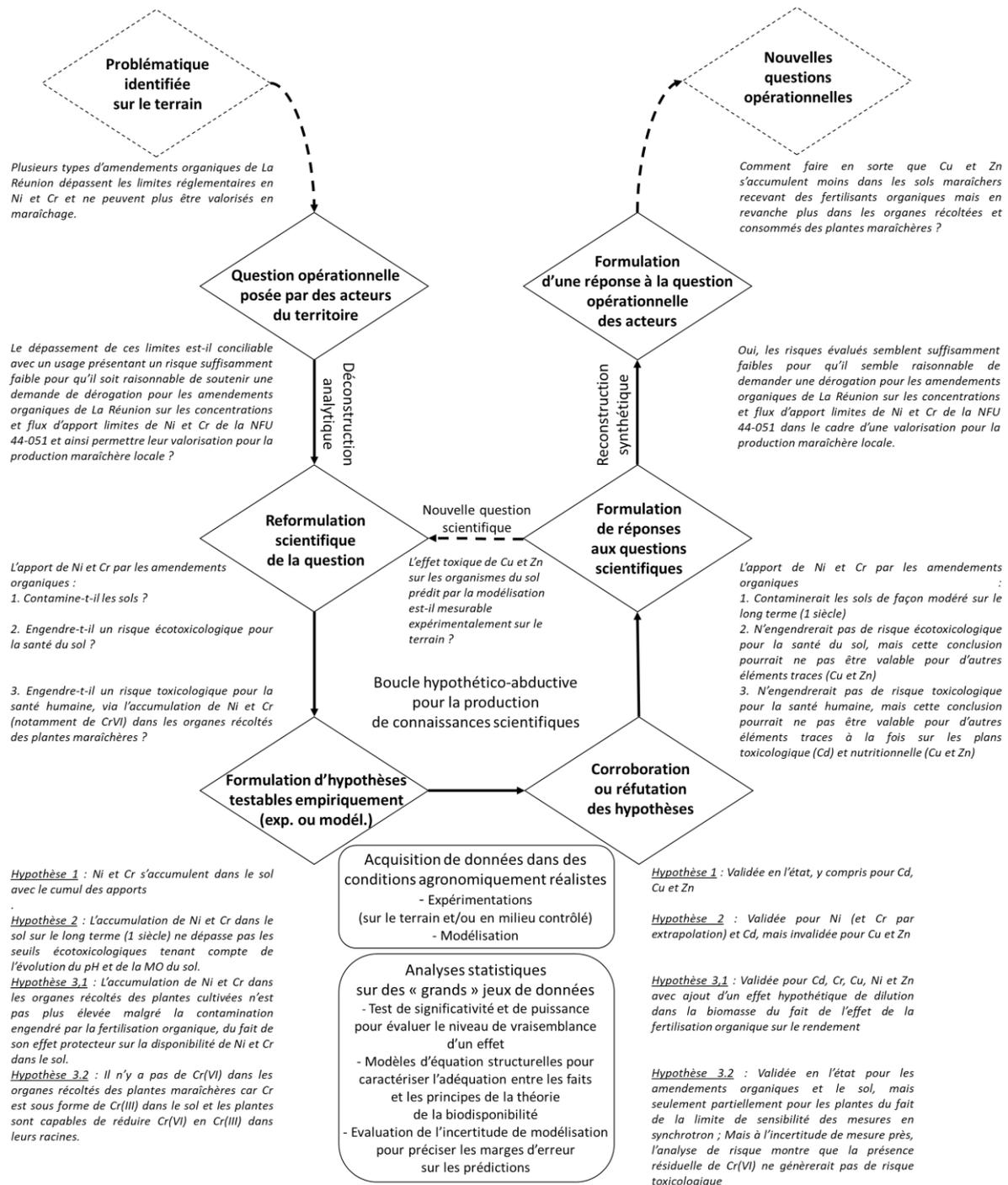


Figure III-23. Représentation de la démarche scientifique utilisée dans mes travaux de recherche : Les losanges représentent les étapes de la démarche, tandis que les cadres représentent les approches méthodologiques mises en œuvre ; Les textes en italique illustrent les étapes de cette démarche à partir de l'exemple des travaux menés dans le cadre du projet PhytAO-Ni/Cr (voir partie II.5.1 et Figure III-18 et III-19).

Au-delà de la production de connaissances valorisables par des AFI, ma démarche scientifique vise en premier lieu, en cohérence avec la démarche de l'unité Recyclage et risque et plus largement le mandat du Cirad, à informer les acteurs des territoires sur lesquels mes travaux s'appliquent. Basé sur mes travaux concernant autant la biogéochimie de P que celle des éléments traces dans les agroécosystèmes, cet objectif s'est incarné concrètement par trois modes principaux d'information des acteurs : l'expertise, le développement méthodologique et la formation. En s'appuyant sur les connaissances développées dans le cadre des travaux de doctorat de C. Nobile (Figure III-14) et sur ma pratique de l'outil Serdaf (Figure III-21), j'ai réalisé huit expertises à la demande du service ICPE de la Daaf de La Réunion afin d'évaluer à partir de l'état de richesse en P du sol des cas d'excès d'épandage d'effluents d'élevage. Mes connaissances sur l'écodynamique des éléments traces m'ont

également amené à réaliser à la demande de services de l'Etat (Deal et Daaf), de collectivités (mairie du Port) et de sociétés privées (Albioma) quatre expertises pour évaluer les risques sanitaires liés à la richesse naturelle ou la contamination des sols de La Réunion (voir RNST 1 et 8 à 10). Concernant les développements méthodologiques, ceux concernant le Rhizotest ont amené à la création de la start-up MetRHIZlab, dont j'ai été le conseiller scientifique. Cette start-up a pris son essor en 2023 par son rachat par le bureau d'étude français Ginger Burgeap, avec lequel le Cirad est en train de conclure un accord de collaboration. Symbole de cette dynamique partenariale, l'ingénieure ayant fondé MetRHIZlab, L. Lemal, ainsi que la doctorante Cifre, A. Mille-Egea (voir partie II.6.2), sont d'ores et déjà physiquement accueillies dans l'unité Recyclage et risque à Montpellier. Enfin, mes connaissances sur la fertilisation des cultures m'ont amené à co-organiser et à réaliser entre 2018 et 2021 trois séquences de formation auprès de conseillers agricoles et d'agriculteurs à La Réunion et sur l'île Maurice (voir partie II.4.2).

III.2.2. Analyse critique et diversité de ma production scientifique

J'ai choisi d'analyser ma production scientifique en matière de publications à l'aide d'un ensemble d'indicateurs bibliométriques proposés par le Web of Knowledge (All databases) (Tableau III-1). Bien que cela reste méthodologiquement très imparfait, il m'a paru opportun de comparer mon propre profil de publication à deux points de référence. Le premier correspond au profil d'un chercheur moyen en milieu de carrière et âgé d'une quarantaine d'années (i.e. comme je le suis moi-même), alors que le second correspond au profil d'un chercheur moyen sénior de plus de 50 ans. Chacun de ces deux profils de référence a été créé à partir du profil de quatre collègues travaillant dans une unité de recherche en France et que j'ai arbitrairement sélectionné pour la proximité de leur thématique de recherche par rapport à la mienne.

La première caractéristique de ma production scientifique en matière de publication est son volume assez modeste avec 26 AFI en 17 ans, soit une productivité moyenne de 1,5 AFI publié par an. Ce taux de publication est deux fois inférieur au taux de publication du chercheur moyen, qu'il soit en milieu de carrière ou sénior. Cet indicateur va par construction de pair avec un h-index de 15, assez nettement inférieur au h-index du chercheur moyen en milieu de carrière ou sénior. Le taux de citation (hors autocitations) des articles que j'ai publiés est en revanche équivalent à celui du chercheur moyen en milieu de carrière avec près de 37 citations par AFI en moyenne. L'indicateur d'impact de mes publications en termes de citations, qui est de 77%, est en tendance supérieur à celui du chercheur moyen en milieu de carrière ou sénior. Au-delà de la comparaison avec ces deux profils de référence, cet indicateur indique que, relativement aux autres chercheurs du monde entier ayant publié des articles du même type (e.g. articles originaux, de synthèse, d'opinion...), la même année et dans un domaine de recherche similaire, mes publications font en moyenne partie des 25 % les plus citées.

Tableau III-1. Comparaison de mon profil de publication¹ avec celui d'un chercheur moyen² en milieu de carrière (i.e. dans une situation similaire à la mienne) et celui d'un chercheur moyen² sénior travaillant dans une unité de recherche en France et sur la même thématique que moi (i.e. la biogéochimie du phosphore ou des éléments traces dans le sol)

INDICATEURS	PROFILS	Profil chercheur moyen	
	Mon profil	Milieu de carrière	Sénior
AFI	26	45 ± 9	111 ± 64
AFI/an	1,5	3,0 ± 0,6	3,4 ± 1,5
% journaux Q1	81	ND ³	ND
h-index	15	22 ± 3	38 ± 17
% autocitations	6	7 ± 3	6 ± 5
Citations/AFI⁴	37	37 ± 15	46 ± 35
Percentile médian de citations⁵	77	71 ± 11	66 ± 17

¹ Données issues de la consultation du Web of knowledge (All databases) le 05/04/2024 ; ² Correspondant à la moyenne (\pm écart-type standard) des indicateurs de quatre chercheurs sélectionnés arbitrairement pour leur proximité thématique ; ³ Non déterminé ; ⁴ Autocitations non comprises ; ⁵ Indicateur d'impact des publications scientifiques d'un auteur, calculé à partir de l'ensemble des percentiles de citation des articles d'un auteur ; Le percentile de citation d'un article étant le nombre de citations d'un article par rapport à un ensemble d'articles similaires (en termes de domaine de recherche, d'année de publication et de type de document) pris comme référence ; Un article sans citation a un percentile de 0, alors que l'article avec le plus grand nombre de citations a un percentile de 100.

En termes de rayonnement académique international, mes travaux sur la biogéochimie des éléments traces m'ont amené, d'une part, à co-organiser une session spéciale dans chacune des éditions 2013, 2015, 2019 et 2023 de la conférence internationale sur la biogéochimie des éléments traces (Icobte ; voir partie II.3.2) et, d'autre part, à donner cinq conférences invitées depuis 2019 en français et en anglais (CI 1 à 5).

La relative faiblesse de mon taux de publication me semble tenir à trois raisons distinctes. Premièrement, cela tient, autant que je suis capable d'en juger, à un souci du détail tant sur la forme que le fond des manuscrits qui rend mon processus d'écriture particulièrement lent. Ce faible taux de publication me semble deuxièmement s'expliquer par le temps que je consacre à l'activité de relecture de manuscrits soumis pour publication. Etant donné l'importance accordée à la publication scientifique dont une grande part de la légitimité est basée sur le principe de la relecture par les pairs, il me semble qu'une toute aussi grande importance devrait être accordée à l'activité de relecture. Pour ma part, j'ai réalisé 37 relectures depuis 2012, soit une moyenne de 3 relectures par an, pour 18 journaux⁹⁹. Quantitativement parlant, mon ratio relecture sur publication est de 1,5, ce qui est très largement supérieur au ratio médian de 0,3 pour l'ensemble de la communauté scientifique référencée sur le Web of Science. Pour autant, ce ratio médian est certainement assez largement sous-estimé, du fait que beaucoup de chercheurs ne déclarent pas leurs relectures. Qualitativement parlant, la longueur de mes relectures fait en moyenne un peu plus de 1 200 mots. Ce chiffre est plus de trois fois supérieurs à la longueur moyenne, d'environ 350 mots, des quelques huit millions de relectures totalisées sur le Web of Science. Si la comparaison avec l'ensemble de la communauté scientifique reste discutable eu égard notamment aux différences de pratiques entre disciplines, il paraît tout de même surprenant qu'un texte de 350 mots suffise à produire une analyse critique et constructive d'un manuscrit qui en compte en général entre 5 000 et 10 000. Cela étant dit, il me semble que mon activité de relecture est quantitativement et qualitativement un peu au-dessus de la moyenne, ce qui doit se traduire en contrepartie par un temps consacré à cette activité également au-dessus de la moyenne.

Enfin et peut-être surtout, mon faible taux de publication me semble tenir à la diversité de mes productions scientifiques et plus largement de mes activités (voir partie III.2.1), à la fois par attrait personnel pour cette diversité mais aussi du fait du mandat du Cirad qui se veut plus finalisé que celui des autres institutions de recherche agronomique, ce qui se traduit notamment par une tendance à favoriser la mise en œuvre de démarches de recherche-action sur les terrains d'application au Sud. Au-delà donc des formats les plus classiques (i.e. AFI, rapports de projet, communications orales et posters), trois autres modes de valorisation illustrent la diversité de ma production scientifique. La publication en 2015 de la norme internationale sur la méthode Rhizotest (NOR 1, voire tiré à part n° 3, annexe VI.3) dont j'ai coordonné la rédaction est le premier de ces autres modes de valorisation. Cette norme synthétise près de quatre années de travail, incluant du développement méthodologique, de la production de données expérimentales et des échanges contradictoires au sein du groupe de travail de l'ISO sur la biodisponibilité. Le deuxième mode de valorisation original correspond aux rapports et notes scientifiques et techniques réalisés, le plus souvent à La Réunion, dans le cadre d'expertises (RNST 1 et 8 à 10), de la diffusion d'informations et de références techniques (AV 7 et 8 et RNST 2 et 3) et des activités avec les partenaires du développement (AV 6 et RNST 7). Enfin, le troisième mode de valorisation original concerne l'information du grand public sur les enjeux sociétaux autour de la préservation des sols. J'ai en particulier coordonné en 2023 la rédaction d'un dossier de six articles (dont quatre en tant que co-auteurs) sur la pollution des sols agricoles dans la revue de vulgarisation scientifique Science & pseudo-sciences (AV 1 à 4 ; voir le tiré à part n° 4 en annexe VI.3). J'ai également participé en mars 2024, en tant qu'expert invité, à l'épisode en deux parties du podcast Sani'Terre dédié au lien entre santé des sols et santé humaine¹⁰⁰.

III.2.3. Intégration d'une approche sociologique dans l'animation de la recherche

Un des aspects les plus originaux de ma démarche scientifique a été mis en œuvre dans le cadre de la co-animation du dispositif de recherche Siaam du Cirad à La Réunion que j'ai assurée de janvier 2018 à juin 2021. Au-delà de la tâche de management non hiérarchique de la soixantaine d'agents du dispositif autour de la réalisation des restitutions annuelles écrites et orales, ma mission principale a été d'animer les réflexions dans la perspective de la reprogrammation du dispositif pour le renouvellement de son financement sur les fonds UE Feder et Feader pour la période 2022-2027. Au-delà des enjeux financiers (de l'ordre de la dizaine de millions d'euros à l'échelle du dispositif), le principal challenge autour de cette reprogrammation était, d'une part, de

⁹⁹ Ces relectures sont indexées dans ma fiche disponible sur le Web of Science : <https://www.webofscience.com/wos/author/record/173770>

¹⁰⁰ Santé globale : et si la (SOL)ution était sous nos pieds ? <https://podcast.ausha.co/sani-terre/sante-globale-et-si-la-solution-etait-sous-nos-pieds>.

poursuivre le renforcement de la transversalité entre les cinq unités de recherche constituant le dispositif autour d'objectifs et d'enjeux qui soient partagés et, d'autre part, d'impliquer nos bailleurs et partenaires locaux au processus de réflexion autour de la reprogrammation du dispositif. J'ai donc pris l'initiative de proposer d'appuyer ce travail de reprogrammation sur la démarche ImpresS ex ante¹⁰¹, initiative qui a été validée et appuyée en termes de ressources humaines par les directions générale et scientifique du Cirad.

Alors récemment développée par le Cirad, ImpresS ex ante a été conçue comme une démarche participative, issue des sciences humaines, devant permettre aux acteurs de mieux prendre en compte la perspective d'impact dans la conception des innovations et des interventions de la recherche pour le développement. Cette initiative a été la première expérimentation de l'utilisation de la démarche ImpresS ex ante pour la construction d'une stratégie de programmation scientifique à l'échelle d'un dispositif de recherche multi-unités et sur un temps long (i.e. six ans dans le cas présent). Elle s'est incarnée à travers l'animation sur deux ans de 11 séquences de travail, dont trois phases d'interactions avec les partenaires et les bailleurs et cinq ateliers de travail interne au dispositif. Cette démarche a abouti à la rédaction par le collectif du dispositif Siaam d'un document-cadre de programmation, qui a servi de base après mon départ de La Réunion à la rédaction des différents documents programmatiques. L'originalité de cette initiative a amené à formaliser l'ensemble du processus dans une note de synthèse, afin d'en garder une trace à la fois pour le dispositif et pour le Cirad (voir RNST 5 et tiré à part n°5 dans l'annexe VI.3).

Au-delà de la nature en elle-même de l'activité, relativement originale par rapport à mon profil de compétences, cette démarche a surtout présenté deux intérêts forts, qui sont de mon point de vue de nature à renouveler positivement la manière dont la recherche agronomique intervient dans les processus d'innovation en partenariat. Premièrement, en partant d'une finalité actée collectivement, cela évite aux acteurs (notamment à ceux de la recherche) de rester cloisonnés sur leurs compétences initiales en mettant mieux ces dernières au service des besoins identifiés collectivement. Cette posture tend à mon avis à augmenter les chances d'atteindre les objectifs fixés. Deuxièmement, cette démarche incite les acteurs à se placer dans une logique de contribution à l'impact, plutôt que dans une logique de recherche d'attribution de tout ou partie de cet impact. L'activité de chaque acteur est ainsi analysée relativement aux contributions qui sont attendues de lui, permettant une plus juste répartition des responsabilités en cas de réussite comme en cas d'échec. En contrepartie, la démarche ImpresS ex ante nécessite une implication et un temps d'investissement qui rendent peu évident la réalisation de l'ensemble des facettes de la démarche, qui est toutefois suffisamment flexible pour pouvoir être adaptée aux besoins et moyens de chaque contexte de mise en œuvre.

¹⁰¹ Blundo Canto G., Barret D., Faure G., Hainzelin E., Monier C., Triomphe B., Vall E. (illus.). 2018. ImpresS ex ante. Une proposition de démarche pour construire ex ante les chemins de l'impact. Montpellier, France : Cirad, 64 p. ISBN : 978-2-87614-734-8.

III.3. Implications sur les autres facettes du métier de chercheur : une approche hétérodoxe ?

Nous avons vu dans la partie précédente (i.e. III.2) que la recherche n'avait pas vocation à produire seulement des connaissances scientifiques mais que, dans une perspective finalisée, elle se devait également d'informer les acteurs sur les enjeux de sociétés qu'elle aborde. En faisant un pas de côté supplémentaire et à la lumière des événements récents de la période Covid qui ont mis en lumière certains aspects peu reluisants de son fonctionnement, la recherche se doit également de s'interroger sur le bien-fondé de ses pratiques. En s'appuyant notamment sur deux avis récents du comité d'éthique commun au Cirad, à l'Ifremer, à Inrae et à l'IRD, cette dernière partie de rétrospective interroge mes activités sur les aspects (i) de déontologie, d'éthique et d'intégrité scientifique, (ii) de la pratique d'encadrement des étudiants et (iii) des impacts environnementaux et notamment du bilan carbone.

En analogie avec le débat qui animent les économistes « orthodoxes » et « hétérodoxes »¹⁰², je soulignerai enfin en quoi le fait d'aborder ces « autres facettes » du métier de chercheur me semble encore aujourd'hui quelque peu hétérodoxe relativement aux pratiques courantes.

III.3.1. Déontologie, éthique et intégrité scientifique¹⁰³ : Plus de transparence et d'ouverture

Dans ses deux récents avis sur les droits et les devoirs des scientifiques et de leurs institutions face à l'urgence environnementale¹⁰⁴ ainsi que sur l'agriculture et la question de la préservation des sols¹⁰⁵, le comité d'éthique a suggéré que les scientifiques devraient renoncer à « l'idée d'une neutralité de la recherche » et qu'il devrait « être possible, et même souhaitable, qu'un scientifique exprime des positions engagées ». Le comité a cependant rappelé « que les droits du scientifique (à s'engager) s'accompagnent de devoirs : respect de la déontologie, rigueur dans la pratique de recherche, intégrité scientifique », avant d'ajouter qu'« un scientifique peut s'exprimer (y compris) sur des sujets en dehors de son strict domaine de spécialité, à condition de préciser les limites de sa connaissance sur le sujet et ses liens d'intérêt ». Ces recommandations et en particulier celle concernant la déclaration des liens, voire des conflits d'intérêt m'ont semblé faire un écho très fort à ma démarche scientifique. En effet, le positionnement de mes travaux et plus largement de ceux de l'unité dont je fais partie sont indéniablement « engagés » dans la mesure où l'objectif est de trouver des solutions pour favoriser sur les territoires étudiés la valorisation agricole des résidus organiques produits localement (voire partie III, Figure III-1). De plus, nous bénéficions pour un certain nombre de ces travaux de financement privés, parfois importants, comme par exemple pour le projet Boues Grand Prado financé par Véolia-Eau (voir partie II.5.3) ou plus récemment et à titre plus personnel pour les travaux sur le développement du Rhizotest avec le bureau d'étude Ginger Burgeap. Pour autant et bien que cela soit rendu possible depuis plusieurs années par les journaux scientifiques, nous n'avions jamais déclaré de liens d'intérêt, suivant en cela la pratique courante dans la communauté scientifique. Après avoir échangé sur ce point avec E. Jaligot, la déléguée à la déontologie et à l'intégrité scientifique au Cirad, j'ai donc pris le parti par transparence de déclarer systématiquement les liens et conflits d'intérêt d'ordre financier ou non dans chaque nouvelle production scientifique, les publications et les rapports notamment (voir e.g. AFI 2 et le tiré à part n°1). Il me semble que, au-delà de mon cas personnel, la communauté scientifique ferait bien de se pencher sur cette question de la déclaration plus systématique des liens et conflits d'intérêt.

J'ai également essayé de progresser sur un autre aspect de l'intégrité scientifique qui concerne le stockage et le partage des données. Bien que des plateformes de dépôt de données scientifiques se soient développées depuis plusieurs années et que les éditeurs scientifiques eux-mêmes en promeuvent l'utilisation en lien avec la publication des articles, le partage ouvert des données scientifiques sur de telles plateformes reste encore sporadique. Il me semble faire peu de doute que ce défaut de partage limite actuellement la portée des

¹⁰² Delacote P., Leblois A., Garcia S. 2017. Hétérodoxes contre orthodoxes : zéro partout chez les économistes. The Conversation, article du 28 novembre.

¹⁰³ Pour la distinction, pas toujours très nette a priori, entre déontologie, éthique et intégrité scientifique je renvoie le lecteur à cet ouvrage : Alunno-Bruscia M., Duquennoy C., Gouletquer P., Jaligot E., Kremer A., Simon-Plas F. 2023. Une recherche responsable : L'intégrité scientifique. Editions Quae, 63 p.

¹⁰⁴ Ethique en commun. 2023. Avis 15 – Auto-saisine : « Quels droits et devoirs pour les scientifiques et leurs institutions face à l'urgence environnementale ? ». INRAE, Cirad, Ifremer et IRD, 21 p.

¹⁰⁵ Ethique en commun. 2022. Avis 14 sur les besoins humains, ressources naturelles et préservation de la biosphère : cas des pratiques agricoles et de la qualité des sols. INRAE, Cirad, Ifremer et IRD, 40 p.

démarches, pourtant florissantes, de méta-analyse des données produites par la communauté à l'aide de méthodes statistiques avancées. A mon niveau et en lien avec la mise à disposition par le Cirad d'un espace dédié sur la plateforme Dataverse, j'ai fait le choix depuis le doctorat de C. Nobile d'y déposer systématiquement et en accès libre les jeux de données associés à chaque nouvelle publication (voir AFI 2, 4 et 6 à 8 dans la partie II.2.1). Concrètement, le jeu de données est déposé mais non encore publié sur Dataverse au moment de la soumission du manuscrit au journal, en donnant un accès aux relecteurs via un url privé. Une fois l'article accepté, le dépôt est alors publié et le DOI qui lui est attribué est renseigné dans l'article au moment de la relecture de l'épreuve précédant sa publication (voir e.g. le tiré à part n°1).

III.3.2. Analyse de ma pratique d'encadrement : trouver le juste milieu adapté à chaque jeune chercheur

Si je manque de point de comparaison, il me semble toutefois avoir eu une activité d'encadrement assez étoffée quantitativement depuis le début de mon doctorat avec l'encadrement de 45 étudiants, dont neuf co-encadrements de thèse et 21 (co-)encadrements d'étudiants de master 2 (voir partie II.6). Sur les 14 étudiants de master 2 dont j'ai pu suivre le devenir, neuf ont démarré un doctorat et cinq ont trouvé du travail en lien plus ou moins étroit avec leur formation (voir partie II.6.1). Parmi ces étudiants, j'ai en particulier pu suivre le devenir de L. Lemal. Après avoir réalisé son stage de master 2, L. Lemal a démarré un CDD ingénieur sous mon encadrement dans le cadre des projets NormaRHIZO et RHIZOlab (voir partie II.5.1), avant de fonder la start-up MetRHIZlab dédiée au développement commercial de la méthodologie Rhizotest dans le cadre de l'évaluation environnementale des sols contaminés, puis enfin d'être recrutée en 2023 par le bureau d'étude Ginger Burgeap. Le Cirad, dans le cadre de mes activités au sein de l'unité Recyclage et risque, est en train de conclure un accord de collaboration avec Ginger Burgeap pour poursuivre le développement de la méthodologie Rhizotest. L'encadrement de L. Lemal initiée dans le cadre de son stage de master 2 en 2010 a donc débouché sur une collaboration fructueuse, ainsi que des perspectives importantes en matière de recherche-développement à l'image du doctorat sur contrat Cifre d'A. Mille-Egea qui a démarré fin 2023. Sur les huit doctorants dont j'ai participé étroitement à l'encadrement, les quatre qui ont à ce jour soutenu leur thèse ont trouvé un emploi de cadre en CDI ou en CDD (voir partie II.6.2). Deux d'entre eux, i.e. C. Nobile et C. Laurent ont continué en post-doctorat dans la recherche académique avant pour la première d'être recrutée comme ingénieure agrépédologue dans l'unité Recyclage et risque.

Même si l'exercice d'auto-analyse reste difficile à faire de manière objective, il me semble pouvoir dire que je suis assez impliqué dans ma pratique d'encadrement des étudiants. Ma philosophie d'encadrement part du principe que, si l'étudiant sera in fine responsable du travail qu'il aura réalisé durant son doctorat et qu'il formalisera dans son manuscrit de thèse, ce travail s'insère dans des projets de recherche dont je suis moi-même responsable de l'avancement et de la bonne réalisation des livrables attendus. En ce sens, je ne conçois pas qu'un étudiant en doctorat puisse naviguer seul dans son sujet, ce qui m'a toujours amené à être assez présent dans l'encadrement et l'orientation de ses activités. La limite à ce principe est évidemment de trouver un juste milieu à la proximité de l'encadrement pour que l'étudiant avance avec un certain niveau d'autonomie formatrice. J'avoue assez franchement n'être pas sûr d'avoir toujours su trouver ce juste milieu dans ma pratique d'encadrement, en particulier en début de carrière. Cependant, avec le temps et l'augmentation de la diversité de mes activités et du niveau de mes responsabilités, cette tendance s'est « naturellement » améliorée. Une autre caractéristique de ma pratique d'encadrement concerne la productivité des doctorants que j'ai encadrés. A l'image de ma propre productivité, celle-ci est restée assez modeste avec un à trois articles publiés par doctorat, certains articles ayant parfois été publiés plusieurs années après la fin du doctorat. C'est clairement un aspect de ma pratique d'encadrement que je dois encore améliorer, sans tomber pour autant dans une forme d'injonction productiviste qui ne serait pas un bon exemple à donner à la nouvelle génération de chercheurs. Dans le but de partager et de réfléchir sur ma pratique d'encadrement de doctorants, j'ai participé en octobre 2023 à la deuxième session de la formation éponyme de trois jours organisée par le Cirad. J'en ai retiré un partage enrichissant avec les autres collègues participants sur nos pratiques respectives d'encadrement, ainsi que quelques techniques de management pour tendre vers cette recherche d'un juste milieu qui soit adapté à chaque doctorant.

III.3.3. Bilan carbone des activités de recherche : soulevons le tapis !

Dans son avis de 2023 sur les droits et les devoirs des scientifiques et de leurs institutions face à l'urgence environnementale¹⁰⁶, le comité d'éthique a rappelé le devoir de la communauté scientifique à s'interroger sur l'empreinte écologique de ses activités afin de la réduire. Bien que cette empreinte ne concerne pas uniquement la question du bilan C, cette dimension des activités de recherche en est cependant un élément central. Et cette question du bilan C est évidemment particulièrement prégnante pour les institutions de recherche comme le Cirad, dont le mandat amène ses agents à se déplacer fréquemment sur leurs terrains d'application au Sud qui par principe se trouvent souvent éloignés de leur lieu d'affectation. Ces déplacements sur le terrain viennent s'ajouter aux déplacements classiques de la communauté scientifique, liés à l'accès aux grandes infrastructures de recherche (e.g. les synchrotrons) et à la participation aux séminaires et conférences. Dans son récent schéma directeur sur le développement durable et la responsabilité sociétale¹⁰⁶, le Cirad a fait le choix, comme beaucoup d'autres institutions de recherche françaises, d'inciter à une plus grande sobriété dans les modes de déplacement, notamment en avion, tout en restant très flou sur la mise en pratique de cette sobriété sous couvert de laisser « courageusement » aux collectifs de recherche le soin de faire des propositions et ainsi de montrer l'exemple. Face à cela, on est premièrement en droit de s'interroger légitimement sur le fait qu'une telle stratégie soit suffisante au regard, d'une part, des enjeux écologiques auxquels font face nos sociétés et, d'autre part, de l'exemplarité dont pourrait se sentir redevable la communauté scientifique vis-à-vis du reste de la société qui lui accorde sa confiance au titre de sa position particulière de « sachant » et de lanceur d'alerte sur ces questions environnementales.

Pour autant et comme la critique ne doit pas conduire à l'inaction, j'ai tenté de contribuer à titre personnel et collectif à l'amélioration du bilan C des activités de recherche dans lesquelles je suis impliqué. A titre personnel et en particulier depuis mon retour sur Montpellier, j'ai fait le choix :

- De limiter ma participation aux séminaires et conférences se déroulant hors de France hexagonale à une participation par an ;
- D'effectuer en train l'ensemble de mes déplacements en France hexagonale et autant que possible dans les pays limitrophes de la France (e.g. en Allemagne en 2023 pour l'Icobte), ainsi que la partie d'un pré- et post-acheminement des missions nécessitant de prendre l'avion (e.g. pour me déplacer à La Réunion en 2022) ;
- De réaliser la (quasi-)totalité de mes déplacements domicile-travail (15 km deux à quatre fois par semaine) en vélo mécanique. A titre d'exemple, mon bilan C (calculé à partir de l'outil CiO₂ que le Cirad a créé et met à disposition de ses agents) pour ce type de déplacement pour le premier trimestre de l'année 2024 est nul (i.e. égal à zéro).

A titre plus collectif, je fais également partie du petit groupe d'agents qui a initié des actions autour de la réduction de l'empreinte C de l'unité Recyclage et risque. Je me suis premièrement formé début 2023 au jeu sérieux « Ma Terre en 180 min » porté par une équipe de l'université Grenoble Alpes¹⁰⁷. Cela m'a permis d'organiser en juin 2023 une session de jeu de trois parties jouées en parallèle, afin de sensibiliser les agents (50% des effectifs présents) de l'unité Recyclage et risque aux activités impactant le plus fortement le bilan C de l'unité ainsi qu'aux leviers les plus efficaces pour le réduire (Figure III-24a). Ce travail de sensibilisation a été adossé à une estimation du bilan C de l'unité Recyclage et risque pour une année considérée comme représentative (i.e. 2022) à l'aide de l'outil de référence pour les activités de recherche au niveau national, i.e. GES 1point5 (Figure III-24b). Cette estimation a mis en évidence trois principaux postes émetteurs de C : (i) les déplacements pour missions et congés dans le cadre d'affectation hors de France hexagonale (40% des émissions), (ii) les achats (38% des émissions) et (iii) les déplacements domicile-travail (12% des émissions). A partir de ce bilan, une réflexion a été initiée lors du séminaire d'unité fin juin 2023 à travers des ateliers participatifs ayant pour objectif de faire émerger des propositions de réduction des émissions sur ces trois postes sur lesquelles le collectif était le plus enclin à s'engager (Figure III-24c pour le poste achats). Lors de l'assemblée

¹⁰⁶ Cirad. 2023. Schéma directeur 2022-2023 : Développement durable et responsabilité sociétale. Résumé, 8 p.

¹⁰⁷ Gratiot N., Klein J., Challet M., Dangles O., Janicot S., Miriam Candelas, Sarret G., Panthou G., Hingray B., Champollion N., Montillaud J., Bellemain P., Marc O., Bationo C.-S., Monnier L., Laffont L., Foujols M.-A., Riffault V., Tinel L., Mignot E., Philippon N., Dezetter A., Caron A., Piton G., Verney-Carron A., Delaballe A., Bardet N., Nozay-Maurice F., Loison A.-S., Delbart F., Anquetin S., Immel F., Baehr C., Malbet F., Berni C., Delattre L., Echevin V., Petitdidier E., Aumont O., Michau F., Bijon N., Vidal J.-P., Pinel S., Biabiany O., Grevesse C., Mimeau L., Biarnès A., Récapet C., Costes-Thiré M., Poupaud M., Barret M., Bonnin M., Mournetas V., Tourancheau B., Goldman B., Bonnet M. P., Michaud Soret I. 2023. A transition support system to build decarbonization scenarios in the academic community. PLOS Sustainability and Transformation, 2, e0000049.

générale de l'unité du 7 juillet 2023, il a été décidé de poursuivre en 2024 ces réflexions à travers (i) la rédaction d'une charte définissant le principe et la méthode décisionnelle pour arriver à réduire progressivement le bilan C de l'unité de la manière la plus inclusive possible et (ii) l'organisation d'un deuxième atelier participatif afin de sélectionner quelques actions concrètes et d'en proposer première une mise en application.

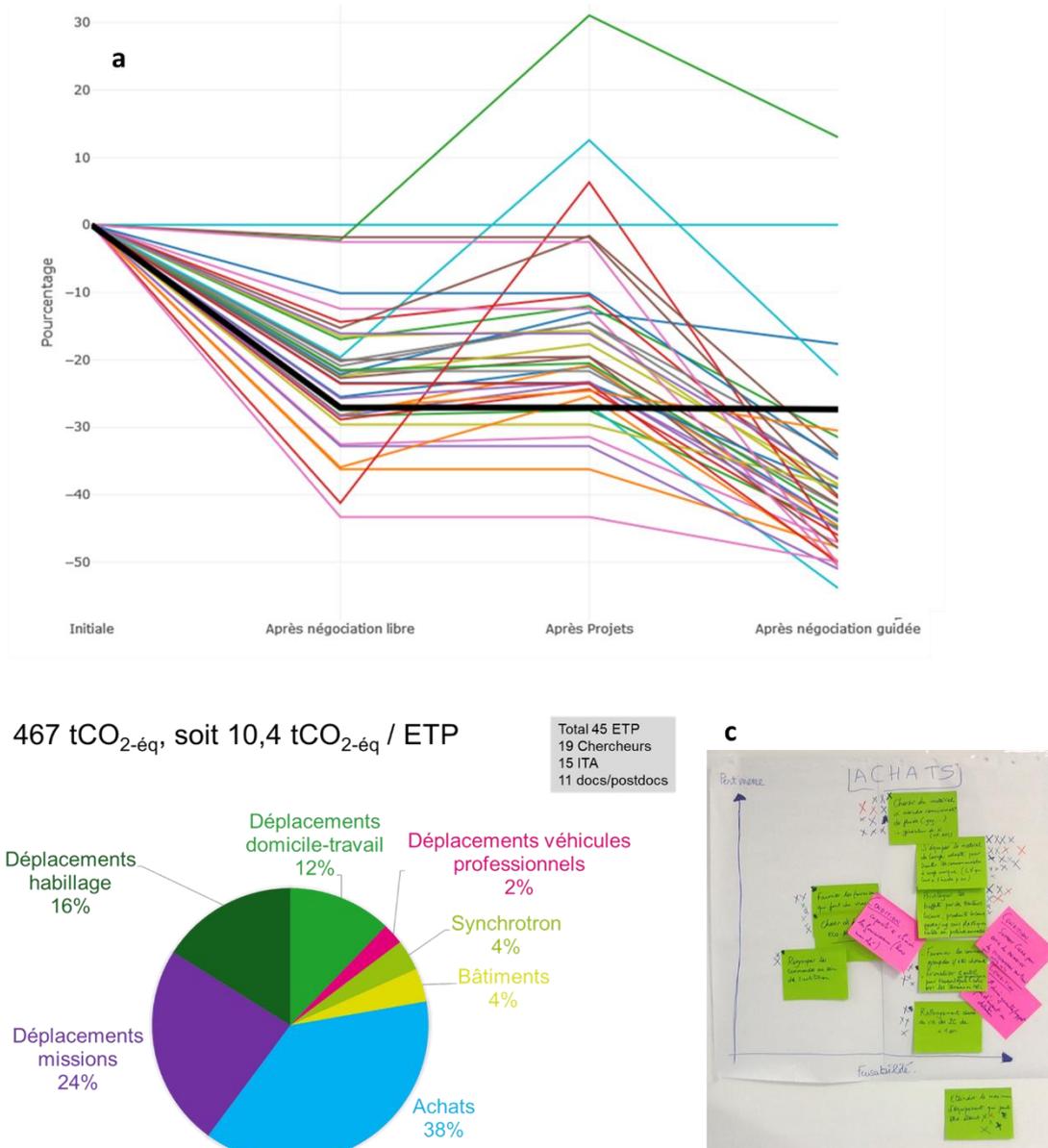


Figure III-24. Initiation de la réflexion pour la réduction du bilan C de l'unité Recyclage et risque : Exemple du pourcentage de réduction du bilan C d'une des trois tables (ligne brisée épaisse et noire) ayant participé au jeu Ma terre en 180 min (a) ; Bilan C 2022 de l'unité calculé à l'aide de l'outil GES 1point5 (b) ; Poster des propositions issues du premier atelier de travail pour réduire le bilan C lié au poste des achats (c). En a, les lignes brisées colorées représentent le résultat obtenu lors de parties jouées par d'autres collectifs et utilisées ici à titre de comparaison.

IV. REFLEXION PROSPECTIVE SUR LE PROJET SCIENTIFIQUE

Profitant de l'expérience acquise depuis le début de mes activités de recherche en 2005 (voir partie III), cette partie va être consacrée à la présentation de mon projet scientifique pour les prochaines années. De nombreuses pistes de recherche aurait pu être proposées. Mais diriger des recherches, c'est avant tout faire des choix d'orientation et donc par là-même accepter de renoncer à certaines orientations jugées moins prioritaires. Parmi ces renoncements, je ne proposerai pas de perspective aux recherches initiées sur la biogéochimie de P. D'une part, les compétences scientifiques sur cette thématique sont relativement nombreuses dans la communauté scientifique française et internationale. D'autre part, le recrutement en 2022 de C. Nobile en tant qu'agropédologue a permis de fixer cette compétence dans l'unité Recyclage et risque, tout en y ajoutant une dimension opérationnelle autour de la gestion de la fertilité des sols et du raisonnement des pratiques de fertilisation.

Mes priorités d'orientation tourneront autour de deux perspectives principales. La première se situera dans une certaine continuité avec mes activités de recherche antérieures et constituera un approfondissement et un élargissement de la contribution biogéochimique à l'évaluation environnementale des agroécosystèmes, à la fois sur les conséquences sanitaires et écotoxicologiques de la contamination des sols. La seconde perspective sera nouvelle dans la mesure où elle constituera une voie de recherche originale pour moi, bien qu'elle découle de certains des résultats les plus marquants de mes activités de recherche antérieures. Cette perspective concernera la caractérisation de l'écodynamique du proton dans les agroécosystèmes, dans le but de construire une capacité prédictive de l'évolution temporelle du pH des sols en fonction des pratiques agricoles, notamment celles liées à la fertilisation des cultures. En lien avec le mandat du Cirad pour un développement par la recherche et la formation au Sud, je tâcherai pour chacun de ces deux grandes perspectives de préciser le ou les grands enjeux sociétaux associés tout en soulignant leur importance dans les contextes du Sud sur lesquels il est envisagé de mettre en œuvre ces travaux. Enfin, je m'appliquerai, pour chacune des perspectives et sous-perspectives proposées, à décrire les collaborations existantes ou envisagées nécessaires à leur mise en œuvre effective.

IV.1. Approfondissement et élargissement de la démarche d'évaluation environnementale

IV.1.1. Importance sociétale de la thématique, notamment au Sud

Afin de caractériser l'impact des activités humaines sur les conditions environnementales de la surface terrestre propices au développement durable des sociétés humaines, Rockström et al. (2009)¹⁰⁸ puis Steffen et al. (2015)¹⁰⁹ ont introduit le concept de limites planétaires. Parmi les neuf limites planétaires définies, Persson et al. (2022)¹¹⁰ ont récemment tenté d'évaluer le dépassement de celle concernant les conséquences de la contamination de l'environnement. Ces auteurs ont considéré que cette limite planétaire était dépassée du fait que la production et le rejet dans l'environnement de contaminants (chimiques en particulier) dépassaient très largement notre capacité à en suivre la dispersion dans l'environnement et plus encore à en évaluer les risques sanitaires et écotoxicologiques (Figure VI-1a). Deux études récentes sont venues appuyées ce constat en suggérant que, sur les quelques 250 à 350 000 substances chimiques référencées qui sont produites et utilisées dans le monde, seules 5 à 10% d'entre elles auraient fait l'objet d'études scientifiques sur leur présence dans l'environnement, leur accumulation dans les organismes vivants ou leur toxicité^{111,112}. Néanmoins, ces auteurs précisent que cette

¹⁰⁸ Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F. S., Lambin E., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., de Wit C. A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472–475.

¹⁰⁹ Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., de Vries W., de Wit C. A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G. M., Persson L. M., Ramanathan V., Reyers B., Sörlin S. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, 1259855.

¹¹⁰ Persson L., Carney Almroth B. M., Collins C. D., Cornell S., de Wit C. A., Diamond M. L., Fantke P., Hasselöv M., MacLeod M., Ryberg M. W., Jørgensen P. S., Villarrubia-Gómez P., Wang Z., Zwicky Hauschild M. 2022. Outside the safe operating space of the planetary boundary for novel entities. *Environ. Sci. Technol.* 56, 1510–1521.

¹¹¹ Wang Z., Walker G. W., Muir D. C. G., Nagatani-Yoshida K. 2020. Toward a global understanding of chemical pollution: A first comprehensive analysis of national and regional chemical inventories. *Environ. Sci. Technol.* 54, 2575–2584.

¹¹² Muir D. C. G., Getzinger G. J., McBride M., Lee Ferguson P. 2023. How many chemicals in commerce have been analyzed in environmental media? A 50 year bibliometric analysis. *Environ. Sci. Technol.* 57, 9119–9129.

estimation de 5 à 10% est vraisemblablement surestimée, notamment parce qu'aucune réglementation n'oblige à faire de l'inventaire des substances chimiques produites, importées et utilisées dans la majorité des pays du Sud, incluant l'ensemble des pays d'Amérique du Sud, d'Afrique et du Moyen-Orient ainsi que la plupart des pays d'Asie du Sud Est (Figure VI-1b).

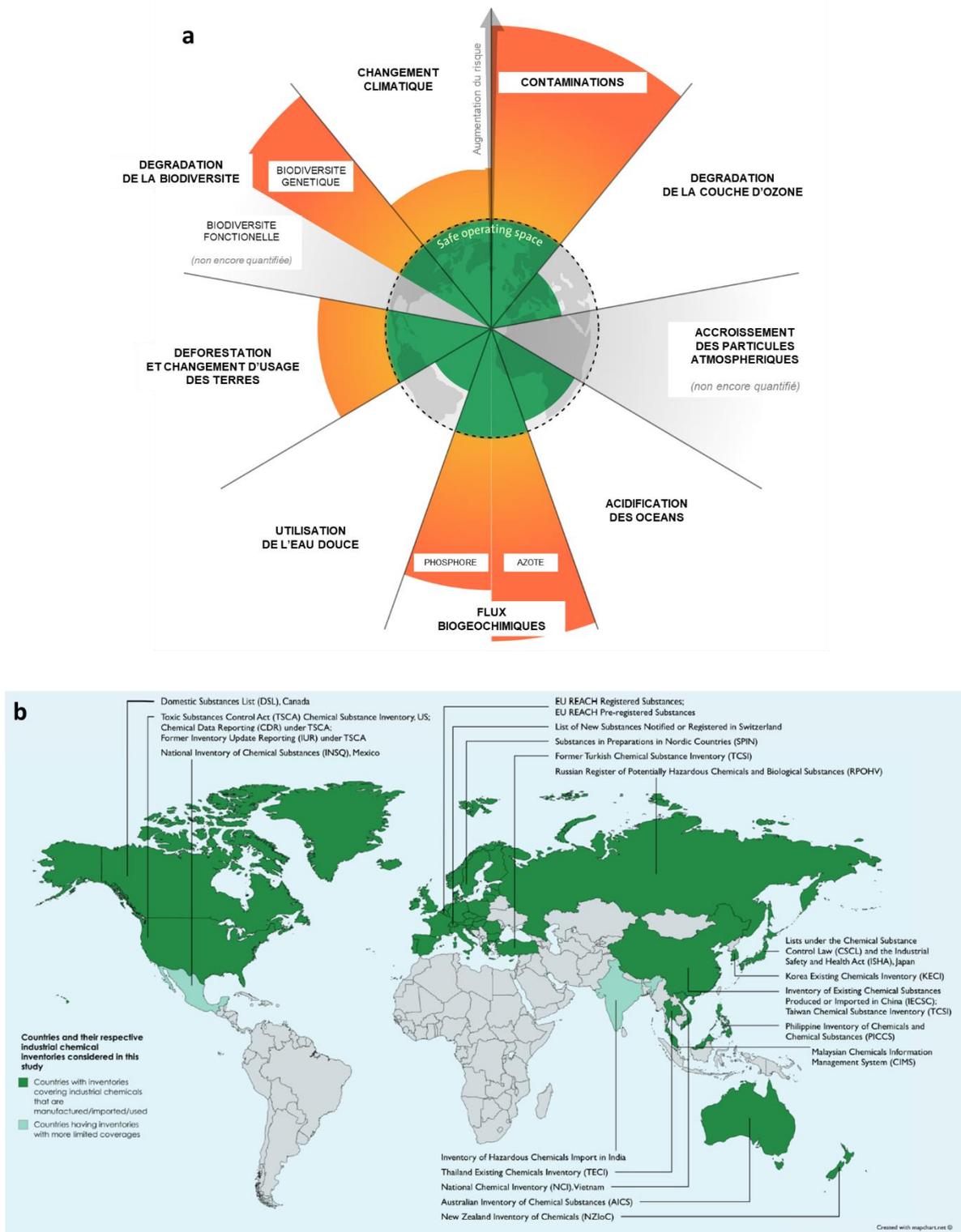


Figure IV-1. Enjeu sociétal de la contamination de l'environnement à l'échelle mondiale : Représentation des neuf limites planétaires, incluant celle sur les conséquences de la contamination de l'environnement, et de leur positionnement par rapport (cercle tireté) au maintien de la stabilité des conditions environnementales propices au développement durable des sociétés humaines (a ; D'après Steffen et al. 2015¹⁰⁹) ; Représentation des pays (en vert foncé et vert clair) dont la réglementation permet un inventaire des substances chimiques produites, importées et utilisées (b ; D'après Wang et al. 2020¹¹¹).

A défaut d'inventaire exhaustif dans les pays du Sud, les constats sur l'occurrence des contaminants dans l'environnement et l'exposition des populations s'accumulent irrémédiablement dans ces pays^{e.g. 113}. Ces travaux soulignent par ailleurs que, en plus d'être fortement exposées, les populations des pays du Sud sont particulièrement vulnérables à ces contaminations en termes de conséquences à la fois sanitaires et économiques^{e.g. 114}. Parmi les terrains géostratégiques pour le Cirad, l'unité Recyclage et risque a mis en évidence dans le contexte du maraîchage périurbain de la ville de Dakar au Sénégal une contamination marquée des sols en éléments traces (i.e. Cd, Cu, Pb et Zn), qui a pu être reliée à l'historique de fertilisation minérale et organique¹¹⁵. Etant donné le caractère relativement intensif des pratiques en maraîchage (notamment de protection phytosanitaire et de fertilisation), la nécessité d'évaluer les impacts sanitaires et écotoxicologiques potentiels de la contamination des sols maraîchers dans le contexte des pays du Sud a d'ailleurs été relevée comme une perspective importante dans la récente feuille de route des recherches à 10 ans du Cirad sur la filière horticole (voir RNST 4). Du point de vue des priorités géostratégiques, de très récents échanges avec les unités HortSys et Geco du Cirad (F. Le Bellec, T. Martin, P. Fernandes et L. De Lapeyre, communication personnelle, mars 2024), spécialisées dans l'étude des agroécosystèmes horticoles, ont enfin confirmé que les agroécosystèmes maraîchers périurbains des grandes mégapoles d'Afrique de l'Ouest (au Sénégal, en Côte d'Ivoire et au Bénin notamment) étaient un contexte particulièrement pertinent pour développer une capacité d'évaluation environnementale en lien avec la contamination des sols agricoles, tout en soulignant l'importance de tenir compte d'une plus large palette de contaminants potentiels que les seuls éléments traces. Cette dernière remarque incite donc à élargir le champ de la démarche d'évaluation environnementale à l'ensemble de l'éco-exposome⁹⁵.

En considérant conjointement les enjeux sociétaux et le contexte d'application au Sud présentés ci-dessus, je propose donc d'orienter une première partie de mes travaux futurs sur l'approfondissement et l'élargissement de la démarche que j'ai initiée sur l'évaluation environnementale des conséquences sanitaires et écotoxicologiques de la contamination des sols agricoles, en focalisant cet effort sur les agroécosystèmes maraîchers périurbains des grandes mégapoles d'Afrique de l'Ouest. Les compétences et résultats acquis antérieurement me semblent permettre de dessiner trois sous-objectifs de recherche pour cette perspective. Premièrement, il me semble nécessaire de continuer à approfondir les mécanismes physico-chimiques et biologiques régulant la biodisponibilité des éléments traces (en particulier Cu et Zn) pour les organismes du sol sur le long terme. Sur la base de cet approfondissement des connaissances, j'envisage deuxièmement de poursuivre l'adaptation du module Usetox utilisé en ACV afin d'améliorer sa capacité à évaluer correctement l'impact écotoxicologique des éléments traces apportés par la valorisation agricole des Mafor. Enfin, je compte poursuivre les travaux sur la méthodologie Rhizotest pour la mesure de la phytodisponibilité des contaminants, d'une part, en développant un outil biostatistique d'interprétation des mesures Rhizotest et, d'autre part, en élargissant le champ d'investigation de la méthode aux contaminants organiques.

¹¹³ Hendriksen R. S., Munk P., Njage P., van Bunnik B., McNally L., Lukjancenko O., Röder T., Nieuwenhuijse D., Karlsmose Pedersen S., Kjeldgaard J., Kaas R. S., Lanken Conradsen Clausen P. T., Vogt J. K., Leekitcharoenphon P., van de Schans M. G. M., Zuidema T., de Roda Husman A. M., Rasmussen S., Petersen B., The Global Sewage Surveillance project consortium, Amid C., Cochrane G., Sicheritz-Ponten T., Schmitt H., Alvarez J. R. M., Aidara-Kane A., Pamp S. J., Lund O., Hald T., Woolhouse M., Koopmans M. P., Vignre H., Petersen T. N., Aarestrup F. M. 2019. Global monitoring of antimicrobial resistance based on metagenomics analyses of urban sewage. *Nature Communications*, 10, 1124.

¹¹⁴ Larsen B., Sánchez-Triana E. 2023. Global health burden and cost of lead exposure in children and adults: a health impact and economic modelling analysis. *The Lancet Planetary Health*, [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(23\)00166-3](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00166-3)

¹¹⁵ Hodomihou N. R., Feder F., Masse D., Agbossou K. E., Amadji G. L., Ndour-Badiane Y., Doelsch E. 2016. Diagnostic de contamination des agroécosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 20, 11 p..

IV.1.2. Mécanismes régulant la biodisponibilité des éléments traces pour les organismes du sol

Ce premier sous-objectif peut être scindé en cinq questions de recherche (Figure VI-2), déterminées à partir des connaissances acquises antérieurement et d'une analyse des travaux récemment publiés dans la littérature scientifique.

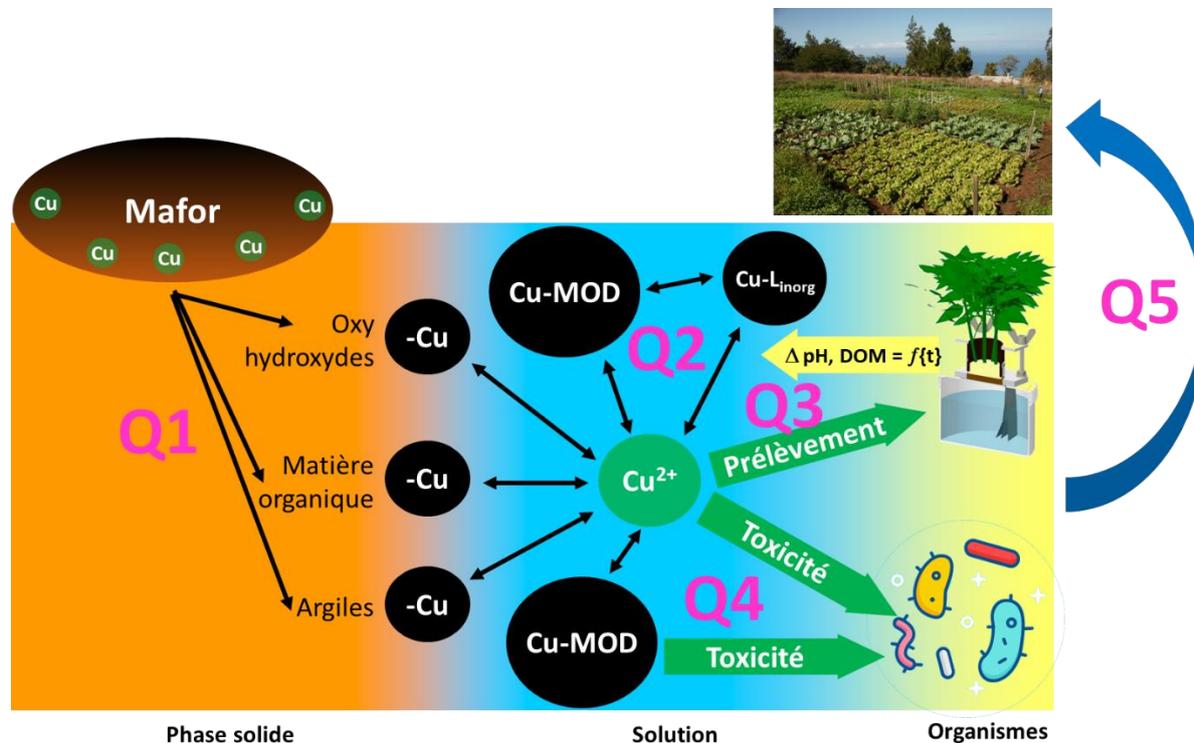


Figure IV-2. Représentation des cinq questions de recherche concernant la compréhension des mécanismes physico-chimiques et biologiques régulant la biodisponibilité des éléments traces (ici pour le cuivre, Cu) pour les organismes du sol : Ces questions concernent la capacité à modéliser la spéciation des éléments traces dans la phase solide du sol en adéquation avec les mesures par XAS (Q1), le rôle respectif des complexes organiques et inorganiques dans le déterminisme de la fraction libre des éléments traces en solution (Q2), la hiérarchisation des déterminants biogéochimiques de la phytodisponibilité des éléments traces intégrant l'effet rhizosphère (Q3), les mécanismes de prélèvement et de toxicité chronique de Cu sur les bactéries (Q4) et l'intégration des mécanismes à l'échelle de l'agroécosystème (Q5).

Question 1 : Quel est le degré d'adéquation entre la prédiction de la spéciation des éléments traces dans la phase solide du sol à l'aide de modèles géochimiques et sa mesure par spectroscopie d'absorption des rayons X (XAS) en synchrotron ? Bien que la détermination de la spéciation des éléments traces dans le sol ne suffise souvent pas à en déterminer la biodisponibilité (voir le principe 2 dans la partie III.1.5), elle en reste néanmoins un élément de compréhension important. La détermination de la spéciation permet de connaître les phases porteuses des éléments traces qui vont contribuer au réapprovisionnement de la forme libre en solution, souvent la seule forme prélevable par les organismes du sol. Wham et Nica-Donnan sont deux des principaux modèles sur lesquels reposent aujourd'hui la capacité de modélisation de la spéciation des éléments traces dans la phase solide du sol¹¹⁶. Alors que ces deux modèles tiennent compte des capacités de sorption de la MO, des argiles et des oxyhydroxydes de Fe et Al, ils prédisent que Cu et Zn sont presque toujours exclusivement adsorbés sur la MO en phase solide^{e.g.116, 117}. Or, dans ces exemples comme dans beaucoup d'autres, cette spéciation prédite n'est jamais vérifiée par des mesures. Des mesures récentes faites en XAS par l'équipe dirigée par mon collègue E. Doeslch sur la spéciation de Cu et Zn dans un Ferralsol brésilien ayant reçu ou non des apports de lisiers de porcs pendant 11 ans ont pourtant montré que Cu et Zn étaient très majoritairement associés (i.e. > 80%) aux phases porteuses inorganiques et, ce, que la fertilisation soit uniquement minérale ou organique et malgré la

¹¹⁶ Weng L., Temminghoff E. J. M., van Riemsdijk W. H. 2001. Contribution of individual sorbents to the control of heavy metal activity in sandy soil. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 4436–4443.

¹¹⁷ Kah M., Navarro D., Schenkeveld W., Kookana R. S., Kirby J. K., Santra S., Ozcan A. 2022. Fate of copper in soil: effect of agrochemical (nano)formulations and soil properties. *Environ. Sci.: Nano*, 9, 653–662.

très forte affinité de Cu pour la MO^{118, 119}. Ces résultats suggèrent donc une potentielle inadéquation forte entre la spéciation prédite par les modèles géochimiques Wham et Nica-Donnan et la réalité telle qu'on peut l'estimer à l'aide de mesures par XAS. Pour vérifier cette inadéquation et, le cas échéant, tenter d'en déterminer l'origine, une collaboration est en train d'être montée entre l'unité Recyclage et risque qui possèdent des compétences sur les mesures par XAS (E. Doelsch) et la modélisation à l'aide de Wham (moi-même) et l'unité Ispa qui possède des compétences sur la modélisation à l'aide de Nica-Donnan (N. Janot, Inrae, Bordeaux). Cette collaboration pourrait s'appuyer sur le contexte de terrain étudié par Formentini et al. (2017 et 2022)^{118, 119}.

Question 2 : Quel est l'importance des colloïdes minéraux ou organo-minéraux dans le déterminisme de la spéciation et de la labilité des formes complexées des éléments traces dans la solution du sol, relativement au rôle joué par la capacité de complexation de la MOD ? Dans la continuité de la question 1, une partie conséquente de mes travaux ont souligné l'importance de la concentration et de la capacité de complexation de la MOD dans le déterminisme de la spéciation des éléments traces, en particulier de ceux présentant une affinité importante pour la MO comme Cu (voir AFI 2, 4 et 6 à 8 ; [Figures III-12, III-14, III-18 et III-19](#)). Mes travaux de modélisation à l'aide de Wham ont également montré que cette capacité de complexation de la MOD était très variable en fonction du type de sol, de la bio-influence de l'organisme exposé et de l'agro-influence liée aux pratiques de fertilisation organique (voir le principe 3 dans la partie III.1.5). Pourtant, il n'a été que sporadiquement possible de corrélérer ces propriétés de complexation (i.e. densité de sites complexants et constantes d'affinité) déterminées par optimisation du modèle à des propriétés de la MOD mesurables sur des « grands » jeux d'échantillons (e.g. par des mesures d'absorbance et de fluorescence). Ce constat interroge donc sur la réalité physique des propriétés de complexation déterminées par modélisation.

Piste de recherche 2.1 : Pour lever cette interrogation, une première piste de recherche consisterait à mettre en œuvre d'autres types de mesure de caractérisation de la MOD. En ce sens, une première collaboration est envisagée avec S. Mounier (UMR MIO, Université de Toulon) afin de mesurer conjointement sur la MOD le quenching de fluorescence après ajouts dosés d'éléments traces et la fluorescence 3D (avec un post-traitement Parafac), afin d'être en mesure d'associer à chaque grand groupe de molécules composant la MOD une affinité de complexation vis-à-vis des éléments traces. L'espoir est ainsi de pouvoir corrélérer ce nouveau type de caractérisation de la MOD à ses propriétés de complexation déterminées par optimisation du paramétrage de Wham. Une seconde collaboration est envisagée avec N. Janot (UMR Ispa, Inrae, Bordeaux) autour de la caractérisation analytique directe des propriétés de complexation de la MOD par titrations acido-basique et métallique. Du fait des faibles concentrations de MOD et de métaux libres généralement mesurées dans des conditions environnementales réalistes, en particulier lorsque le sol est affecté par une contamination diffuse, ce type de caractérisation n'est pas accessible. Cependant, les travaux menés par Janot et al. (2010)¹²⁰ et Yan et al. (2013)¹²¹ ont montré qu'il était possible d'obtenir ce type de caractérisation à des concentrations environnementalement pertinentes à partir de mesures spectroscopiques d'absorbance UV. Il y aurait donc un intérêt à appliquer cette technique de caractérisation sur des extraits de solution de sol issus des expérimentations d'incubation en conditions contrôlées et de terrain telles que celles mises en œuvre dans mes travaux.

Piste de recherche 2.2 : Une seconde piste de recherche, appuyée par des travaux expérimentaux récents, concerne elle le fait de considérer le rôle potentiel des colloïdes inorganiques ou organo-minéraux dans la complexation des éléments traces dans la solution du sol. Les dernières simulations réalisées à l'aide de Wham ont tenté d'intégrer le rôle des colloïdes de Al et Fe sur la spéciation de Cu et Zn dans la solution du sol, mais ces derniers n'y ont joué qu'un rôle tout à fait négligeable (résultats non présentés ici et non encore publiés). Des mesures originales de spectroscopie (2DCOS-FTIR et stéréomicroscopie en synchrotron) et de RMN réalisées sur des solutions extraites de sol amendés ou non avec des fumiers d'élevage ont pourtant suggéré que Cu pourrait être majoritairement complexé dans la solution du sol avec des phases minérales, notamment silicatées, plutôt

¹¹⁸ Formentini T. A., Legros S., Fernandes C. V. S., Pinheiro A., Le Bars M., Levard C., Mallmann F. J. K., da Veiga M., Doelsch E. 2017. Radical change of Zn speciation in pig slurry amended soil: Key role of nano-sized sulfide particles. *Environmental Pollution*, 222, 495–503.

¹¹⁹ Formentini T. A., Basile-Doelsch I., Legros S., Frierdich A. J., Pinheiro A., Fernandes C. V. S., Mallmann F. J. K., Borschneck D., da Veiga M., Doelsch E. 2022. Copper (Cu) speciation in organic-waste (OW) amended soil: Instability of OW-borne Cu(I) sulfide and role of clay and iron oxide minerals. *Science of the Total Environment*, 848, 157779.

¹²⁰ Janot N., Reiller P. E., Korshin G. V., Benedetti M. F. 2010. Using spectrophotometric titrations to characterize humic acid reactivity at environmental concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 6782–6798.

¹²¹ Yan M., Wang D., Korshin G. V., Benedetti M. F. 2013. Quantifying metal ions binding onto dissolved organic matter using log-transformed absorbance spectra. *Water Res.*, 47, 2603–2611.

qu'avec la MOD¹²². Bien que méthodologiquement questionnable (E. Doelsch, communication personnelle), ces résultats sont cohérents avec la mise en évidence récente dans les sols de la présence de colloïdes organo-minéraux correspondant à des oligomères inorganiques de taille nanométrique, composés d'oxydes de Si, Al et Fe co-précipités avec des molécules organiques, appelés nanoclics¹²³. En plus d'être potentiellement responsable de la séquestration physico-chimique de C organique dans les sols, il paraît intéressant de vérifier si ces colloïdes organo-minéraux ne pourraient pas aussi contrôler la spéciation des éléments traces dans la solution du sol. La réactivité vis-à-vis des éléments traces de phases organo-minérales commencent tout juste à être intégrée aux modèles géochimiques. Et qu'ils soient de nature minérale ou organo-minérale, les propriétés de complexation des colloïdes pris en compte dans les modèles géochimiques sont généralement paramétrées à partir de données expérimentales acquises sur des particules de taille microscopique et non nanométrique. Or, il a déjà été montré lors de l'étude de la spéciation de Cu et Zn dans les résidus organiques que la réactivité des phases nanométriques était beaucoup plus importante que celle de phases micrométriques de nature identique^{118, 119, 124}. Une collaboration est ainsi envisagée avec mes collègues E. Doelsch et S. Legros, ce dernier ayant notamment des compétences dans la séparation et l'analyse des phases colloïdales.

Question 3 : A quel point l'effet rhizosphère influence-t-il la hiérarchie des déterminants biogéochimiques de la phytodisponibilité des éléments traces ? Les résultats acquis durant mon doctorat (voir partie III.1.2) et celui de C. Laurent (voir partie III.1.3 et [Figure III-13](#)) ont souligné l'importance de la bio-influence exercée par la plante sur la disponibilité des éléments traces dans sa rhizosphère et in fine sur leur phytodisponibilité (voir le principe 3 dans la partie III.1.5). Cette bio-influence de la plante est telle que son effet semble se surimposer aux différences pré-existantes de disponibilité des éléments traces dans le sol non rhizosphérique. Pour autant, les paramètres physico-chimiques mesurés dans la rhizosphère ne semblent expliquer, d'un point de vue statistique, que très partiellement la phytodisponibilité de Cu et Zn (voir AFI 2). Ce constat suggère que certains déterminants de la disponibilité des éléments traces dans la rhizosphère et de leur phytodisponibilité ne sont pas pris en compte. Parmi ces déterminants potentiels oubliés et en vertu des principes 2 et 3 (voir partie III.1.5), la dimension temporelle de l'évolution des propriétés physico-chimiques de la rhizosphère a été peu étudiée jusque-là. L'utilisation de la méthodologie Rhizotest pourrait s'avérer particulièrement pertinente pour étudier cette évolution temporelle des propriétés de la rhizosphère et plus largement pour hiérarchiser les déterminants biogéochimiques de la phytodisponibilité des éléments traces.

Question 4 : Quels sont les mécanismes de prélèvement et de toxicité chronique de Cu sur les bactéries du sol et comment mesurer cet effet toxique en contexte agronomique ? Les travaux d'évaluation de l'impact écotoxicologique réalisés sur un essai de terrain en maraîchage à La Réunion ont suggéré qu'une toxicité de Cu sur les organismes du sol pourrait se manifester après quelques décennies de fertilisation organique (voir partie III.1.4 et [Figure III-18](#)). La modélisation écotoxicologique a par ailleurs indiqué que les microorganismes seraient le groupe d'organismes du sol le plus sensible à la toxicité de Cu (résultats non présentés ici). Pour vérifier expérimentalement ces prédictions, il s'avère nécessaire de retourner sur cet essai de terrain qui est toujours en place pour y effectuer des mesures à même de mettre en évidence une toxicité de Cu sur les microorganismes. Les mesures écotoxicologiques classiques (e.g. de respiration du sol avec ou sans apport de glucose) apparaissent cependant peu pertinentes pour mettre en évidence de tels effets dans un contexte agronomique de fertilisation organique car elles sont par principe très sensibles à l'apport de MO. D'autre part, ces mesures écotoxicologiques classiques n'informent pas non plus sur les mécanismes de prélèvement et de toxicité de Cu sur les microorganismes du sol. Pour pallier à ces deux limites, une collaboration a été initiée en 2023 dans le cadre du doctorat de L. Dubard avec l'équipe de microbiologie de M. Ilbert (UMR BIP, CNRS, Marseille). Ce doctorat a pour objectif, d'une part, d'élucider les mécanismes de toxicité de Cu sur une bactérie modèle (*Escherichia coli*) incluant la détermination du lien avec la spéciation de Cu en solution et du rôle des

¹²² Sun F., Li Y., Wang X., Chi Z., Yu G. 2017. Using new hetero-spectral two-dimensional correlation analyses and synchrotron-radiation-based spectromicroscopy to characterize binding of Cu to soil dissolved organic matter. *Environmental Pollution*, 223, 457–465.

¹²³ Tamrat W. Z., Rose J., Grauby O., Doelsch E., Levard C., Chaurand P., Basile-Doelsch I. 2019. Soil organo-mineral associations formed by co-precipitation of Fe, Si and Al in presence of organic ligands. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 260, 15–28.

¹²⁴ Le Bars M., Legros S., Levard C., Chevassus-Rosset C., Montes M., Tella M., Borschneck D., Guihou A., Angeletti B., Doelsch E. 2021. Contrasted fate of zinc sulfide nanoparticles in soil revealed by a combination of X-ray absorption spectroscopy, diffusive gradient in thin films and isotope tracing, *Environmental Pollution*, doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118414>.

complexes organiques dans l'émergence et l'intensité de la toxicité et, d'autre part, de développer un indicateur microbien de la toxicité de Cu basé sur la perturbation du repliement protéique¹²⁵.

Question 5 : Comment les mécanismes étudiés dans les questions 1 à 4 se hiérarchisent à l'échelle de l'agroécosystème ? L'étude des mécanismes proposée dans les questions 1 à 4 impose un certain réductionnisme analytique qui questionne en retour sur la façon dont ces mécanismes se combinent et se hiérarchisent entre eux à l'échelle agronomiquement réaliste de l'agroécosystème. Afin d'agréger de manière synthétique les connaissances acquises sur les mécanismes étudiés et ainsi de se donner les moyens d'alimenter la démarche d'évaluation environnementale (voir parties IV.1.3 et IV.1.4), il s'agira d'étudier la disponibilité des éléments traces dans le sol et leur biodisponibilité pour les organismes du sol à l'échelle du terrain. Ce travail s'appuiera principalement sur des essais agronomiques menés sur des agroécosystèmes maraîchers périurbains, et en particulier les deux essais historiques de l'unité Recyclage et risque à La Réunion et au Sénégal, en collaboration avec mes collègues S. Legros et M.-L. Vermeire qui en coordonnent respectivement le suivi sur place. Cela n'exclut pas de travailler également sur des parcelles d'agriculteurs, en fonction d'une possible future affectation en Afrique de l'Ouest.

IV.1.3. Adaptation du module Usetox pour l'évaluation de l'impact écotoxicologique des éléments traces lié à la valorisation agricole des Mafor

L'analyse du fonctionnement du module Usetox, réalisée dans le cadre du projet Suminapp (voir partie II.5.3) et du début du doctorat de E. Clément (voir partie II.6.2 et [Figure III-20](#)), a mis en évidence des biais dans l'évaluation de l'impact écotoxicologique des éléments traces dans le contexte de la valorisation agricole des Mafor. Cependant, les premiers résultats acquis n'ont porté que sur un ensemble restreint de modalités expérimentales, i.e. un seul type de sol, deux éléments traces (Cu et Zn), deux types de résidus organiques (i.e. effluents brutes de porcs et de poulets de chair) et un unique apport au sol de ces résidus, qui ne permettent pas d'envisager une adaptation un minimum générique du module Usetox. Pour y parvenir, la fin du travail de doctorat d'E. Clément a été consacrée à lever ces limites par le biais de deux expérimentations. La première a eu pour objectif d'élargir la gamme des modalités expérimentales évaluées en termes d'éléments traces (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn et Pb), de types de sol (5) et de résidus organiques (d'origine agricole et urbaine, bruts, méthanisés et compostés). La seconde expérimentation a eu pour objectif d'évaluer l'effet d'un apport frais de résidus organiques sur un sol n'en ayant jamais reçu par rapport au même sol ayant préalablement reçu des apports historiques du même résidus organiques. Les échantillons de sol et de résidus organiques utilisés dans ces deux expérimentations proviennent d'essais agronomiques de fertilisation issus du Soere Pro. L'objectif de ce travail est de pouvoir proposer de nouvelles fonctions de pédotransfert intégrables au module Usetox et qui soient adaptées à la spécificité de la contamination des sols par la valorisation agricole des Mafor. Ce travail est mené en collaboration avec deux collègues de l'unité Recyclage et risque avec qui je co-encadre ce doctorat, i.e. E. Doelsch qui est géochimiste et A. Avadí qui est ACViste.

IV.1.4. Poursuivre le développement de la méthodologie Rhizotest

La méthodologie Rhizotest étant à ma connaissance la seule méthode normalisée dédiée à la mesure de la phytodisponibilité des contaminants du sol, il me semble opportun d'en poursuivre le développement. Dans le cadre du démarrage de la thèse d'A. Mille-Egea (voir partie II.6.2), l'analyse bibliographique a d'ailleurs montré qu'une communauté scientifique s'était construite autour du Rhizotest, avec une dizaine d'équipe de recherche dans le monde qui l'utilise et près d'une cinquantaine d'AFI publiées sur les 30 dernières années. La méthodologie Rhizotest commence également à être mise en œuvre en France par les bureaux d'étude spécialisés dans l'évaluation des risques sanitaires à la demande des collectivités territoriales pour orienter la gestion de leurs sites et sols pollués. Ces travaux à vocation cognitive et applicative sont toutefois actuellement limités dans leur ampleur par l'absence, d'une part, de méthode d'interprétation des mesures de phytodisponibilité faites avec le Rhizotest en termes de risque environnemental et, d'autre part, de validation de la méthode pour la mesure de la phytodisponibilité des contaminants organiques. Ces deux limites apparaissent donc comme des perspectives de recherche pertinentes.

Pour répondre au premier point, le doctorat d'A. Mille-Egea a démarré en décembre 2023 dans le cadre de la collaboration naissante entre le Cirad et le bureau d'étude Ginger Burgeap. L'objectif de ce doctorat est de développer un outil biostatistique d'aide à l'interprétation des mesures Rhizotest pour l'évaluation des risques sanitaire et écotoxicologique liés à la contamination des sols par les éléments traces. L'originalité de ce travail réside principalement sur le fait que le développement de l'outil va s'appuyer sur la base de données

¹²⁵ Dalecki A.G., et al. 2017. Copper and Antibiotics. In *Advances in Microbial Physiology*. Elsevier, pp. 193–260.

préexistantes qui contient près de 15 000 valeurs de flux de prélèvement par les plantes couvrant huit éléments traces (i.e. As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn), une vingtaine d'espèces végétales à vocation alimentaire ou d'intérêt pour la gestion des sites et sols pollués et près d'une centaine d'échantillons de sol présentant des origines, des niveaux de contamination et des propriétés physico-chimiques contrastés. Au niveau académique, ce travail sera l'occasion de renforcer la collaboration avec R. Servien (unité LBE, Inrae, Narbonne), qui apportera au consortium ses compétences sur les méthodes biostatistiques appliquées aux grands jeux de données (e.g. machine learning).

Pour répondre au second point, il doit être tout d'abord souligné que plusieurs expérimentations préliminaires réalisées ces dernières années permettent d'être optimiste quant à l'application de la méthodologie Rhizotest pour la mesure de la phytodisponibilité des contaminants organiques. Des mesures Rhizotest ont en effet permis de mettre en évidence un transfert sol-plante significatif, voire dose-dépendant de molécules pharmaceutiques marquée au ^{14}C (voir rapport de stage de A. Claude dans la partie II.6.1) ou non (RNST 6), de retardateurs de flammes bromés (AFI 1) et tout dernièrement de nanoplastiques marqués avec Pd (Beggio et al., in prép.). La sensibilité de la mesure de phytodisponibilité en Rhizotest pour ces contaminants organiques semble ainsi suffisante pour utiliser cette méthodologie sur des échantillons de sol agricole contaminés sur le terrain par des pratiques de fertilisation organique. Une telle mise en application est ainsi envisagée dans le cadre du doctorat d'A. Spauldo (voir partie II.6.2), financé dans le cadre du projet Boues Grand Prado (voir partie II.5.3), dont l'objectif est d'étudier la biodisponibilité des contaminants organiques sur l'essai Soere Pro de La Réunion. Ce travail s'appuiera sur une collaboration étroite avec P. Benoit, C.-S. Haudin et M. Bourdat-Deschamps (UMR Ecosys, Inrae, AgroParisTech, Saclay). Au-delà de ce doctorat, la méthodologie Rhizotest pourrait être l'objet d'une collaboration avec le biogéochimiste, spécialiste de l'écodynamique des contaminants organiques dans les agroécosystèmes, qui est en train d'être recruté au sein de l'unité Recyclage et risque. Enfin, le travail sur les retardateurs de flammes bromés et les nanoplastiques s'appuie lui sur une collaboration avec l'équipe de G. Beggio (Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering, University of Padova, Italie).

Ces deux perspectives de développement de la méthodologie Rhizotest pourrait faire l'objet d'ici quelques années d'une future révision de la norme internationale dont j'avais coordonné la rédaction en 2015 (NOR 1).

IV.2. Ecodynamique prédictive du proton

Je propose d'orienter la seconde grande perspective de mes recherches futures sur la caractérisation de l'écodynamique du proton dans les agroécosystèmes, dans le but de construire une capacité prédictive de l'évolution temporelle du pH des sols en fonction des pratiques agricoles, notamment celles liées à la fertilisation des cultures. Cette thématique sonne tout d'abord presque comme une évidence au vu de mon parcours scientifique, puisque l'étude de l'évolution du pH du sol aura jalonné de manière plus ou moins centrale l'ensemble de mes travaux, depuis le TIPE présenté au concours en fin de classe préparatoire jusqu'aux résultats les plus récents obtenus sur la bio-influence des plantes dans leur rhizosphère et l'agro-influence des Mafor sur les sols agricoles (voir partie III.1). Mais se pencher sur cette thématique apparaît aussi et surtout comme une nécessité pour être en capacité d'alimenter la démarche d'évaluation environnementale des agroécosystèmes proposées ci-dessus (voir partie IV.1.3), afin qu'elle soit en mesure d'intégrer de manière prédictive l'évolution temporelle du pH du sol.

IV.2.1. Une thématique au cœur des enjeux scientifiques et sociétaux sur la santé des sols

La littérature scientifique regorge d'informations sur l'effet de l'évolution du pH des sols sur leur fonctionnement. Même en se restreignant au seul point de vue agronomique, il est par exemple généralement considéré que les trois composantes de la fertilité des sols, i.e. chimique, physique et biologique, sont impactées par l'évolution du pH des sols¹²⁶. Ainsi, lorsque les sols deviennent très acides (pH < 5,5), les cations métalliques deviennent particulièrement disponibles, ce qui augmente de façon substantielle les risques écotoxicologique (e.g. Al, Cu et Zn) et sanitaire (e.g. Cd). A l'inverse les oxyanions comme les ions phosphate voient leur disponibilité diminuée drastiquement au point de devenir limitant pour la croissance des cultures. Concernant les propriétés physiques, la capacité d'infiltration de l'eau et la stabilité structurale du sol diminuent. Enfin, la diversité et l'activité biologique du sol sont profondément modifiées : e.g. les champignons prennent le relais des bactéries pour assurer la décomposition de la MO dont la vitesse de minéralisation tend alors à diminuer, les bactéries responsables de la nitrification de l'ammonium sont de moins en moins actives ou encore les populations et l'activité de certaines espèces de vers de terre diminuent également. Lutter contre l'acidification des sols agricoles est donc un enjeu central pour préserver la fertilité et plus largement la santé des sols.

A l'échelle mondiale, les sols naturellement les plus acides se situent, soit dans la partie la plus au nord de l'hémisphère Nord (à la limite du cercle polaire), soit dans les zones tropicales et équatoriale (Figure IV-3). Les pays dit du Sud, qui se trouvent majoritairement dans les zones tropicales et équatoriale, sont donc très largement concernés par la problématique de l'acidité des sols. Ses implications en termes de faible disponibilité de P, Ca, Mg et K et de phytotoxicité de Al et Mn impactent d'ailleurs très fortement le rendement des cultures et au-delà la sécurité alimentaire dans les pays du Sud¹²⁷. La correction de l'acidité des sols, qu'elle est une origine naturelle ou anthropique, est donc un enjeu majeur pour la durabilité de l'agriculture dans ces pays et en particulier en Afrique sub-saharienne¹²⁸.

En accord avec la littérature scientifique^{129, 130}, mes travaux, principalement réalisés dans le contexte tropical de l'île de La Réunion où les sols sont aussi très majoritairement acides à très acides (e.g. 50% des sols caniers ont un pH inférieur à 5,5¹³¹), ont mis en évidence le rôle des plantes pour alcaliniser leur rhizosphère (i.e. bio-influence) et de l'apport de Mafor pour alcaliniser le sol dans son ensemble (i.e. agro-influence) (voir partie III.1). Ces résultats soulignent ainsi que, si les pratiques agricoles peuvent induire une acidification du sol avec des conséquences agronomique et environnementale importantes, elles peuvent aussi y remédier, notamment par le biais de la fertilisation organique.

¹²⁶ Faure B. F., Bouthier A., Castillon P., Cahurel J.-Y., Damay N., Julien J.-L., Duval R., Fabre A., Kalt S., Graumont F.-X., Peltier O., Steinmann J.-F., Tessier C., Ponchon F., Thibierge J., Valé M. 2009. Le chaulage : des bases pour le raisonner. Version 2, Groupe Chaulage, COMIFER, 110 p.

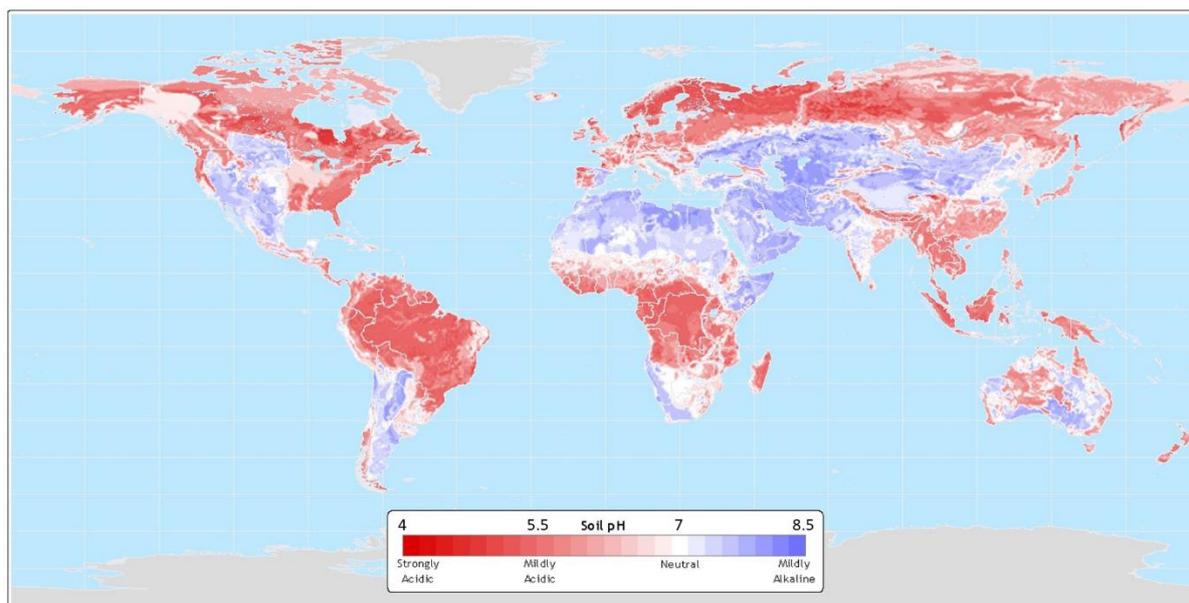
¹²⁷ Lynch J. P. 2007. Roots of the Second Green Revolution. Australian Journal of Botany, 55, 493–512.

¹²⁸ Dugué P., Andrieu N., Bakker T. 2024. Pour une gestion durable des sols en Afrique subsaharienne. Cah. Agric., 33, 6.

¹²⁹ Hinsinger P., Plassard C., Tang C., Jallard B. 2003. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. Plant Soil, 248, 43–59.

¹³⁰ Haynes R. J., Mokolobate M. S. 2001. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 59, 47–63.

¹³¹ Ramos M. 2023. Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à la Réunion. Thèse de doctorat, Université de La Réunion.



Data taken from: IGBP-DIS Global Soils Dataset (1998)

Atlas of the Biosphere

Center for Sustainability and the Global Environment
University of Wisconsin - Madison

Figure IV-3. Distribution à l'échelle mondiale des valeurs de pH de l'horizon de surface (i.e. 0-30 cm) des sols (D'après IGBP-DIS, 1998¹³²)

Cependant, au-delà des constats sur l'effet de telle ou telle pratique agricole sur le pH du sol, le raisonnement de ces pratiques sur la base d'une compréhension et plus encore d'une capacité prédictive de l'évolution temporelle du pH des sols reste complexe à mettre en œuvre. Cette complexité semble principalement s'expliquer par le fait que l'évolution du pH des sols fait intervenir une très large diversité de processus biogéochimiques, incluant notamment les échanges gazeux (de C et N) avec l'atmosphère, les apports de nutriments (i.e. N, P, K, S, Ca, Mg, Na) par la fertilisation et la minéralisation de la MO, les apports et les exports de nutriments par la biomasse cultivée, les pertes de nutriments par lixiviation, ainsi que les phénomènes physico-chimiques d'oxydo-réduction, de sorption et d'altération des surfaces réactives¹³³.

La prise en compte de cette large diversité de processus biogéochimiques nécessite le recours à des modèles, plus ou moins mécanistes, dont le développement reste encore aujourd'hui un challenge scientifique. Ces dernières années, plusieurs démarches s'appuyant sur de tels modèles ont tenté d'évaluer de manière prospective l'impact des pratiques agricoles sur l'acidification des sols dans des contextes au Nord et au Sud¹³⁴,¹³⁵. J'ai donc entrepris, premièrement, d'analyser le fonctionnement de ce type d'approche de modélisation en termes de capacité prédictive et de mécanismes pris en compte, puis deuxièmement de proposer des approches expérimentales pour appliquer ces modèles aux contextes d'application qui m'intéresse en les adaptant et en les améliorant autant que cela sera possible et nécessaire de le faire.

¹³² IGBP-DIS. 1998. SoilData(V.0) A program for creating global soil-property databases. IGBP Global Soils Data Task, France.

¹³³ Van Breemen N., Mulder J., Driscoll C. T. 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant Soil*, 75, 283–308.

¹³⁴ Zhu Q., Liu X., Hao T., Zeng M., Shen J., Zhang F., de Vries W. 2018. Modeling soil acidification in typical Chinese cropping systems. *Science of the Total Environment*, 613–614, 1339–1348.

¹³⁵ Fanjaniaina M. L., Larvy Delarivière J., Salgado P., Tillard E., Rabeharisoa L., Becquer T. 2021. Biomass harvesting leads to soil acidification: a study of mixed crop–livestock farming systems in Madagascar. *Crop & Pasture Science*, 72, 236–244.

IV.2.2. Modèles, mécanismes et approches expérimentales : Par où commencer ?

L'approche de modélisation permettant de réaliser un bilan de la production de protons dans le sol à l'échelle de l'agroécosystème repose fondamentalement sur le principe de l'électroneutralité de la solution du sol. A partir de la connaissance de la concentration en solution des principaux cations et anions majeurs, ce principe permet de déterminer à chaque pas de temps la concentration de protons nécessaire à maintenir l'électroneutralité de la solution du sol et donc de calculer un pH. L'ensemble des ions considérés (le proton y compris) interagissent avec les surfaces réactives de la phase solide du sol, dont la caractérisation repose sur la capacité d'échange cationique et anionique du sol et permet de rendre compte de son pouvoir tampon. Ce type de modèles tient généralement compte des flux de protons associés aux apports de cations et d'anions majeurs par les dépôts atmosphériques sec et humides, la fertilisation minérale et organique et la restitution des résidus de culture, ainsi que des flux de protons associés aux pertes de cations et d'anions majeurs par l'exportation de la biomasse récoltée, l'érosion et la lixiviation. Enfin, les flux de protons associés aux processus de minéralisation et d'immobilisation de C et N issus de la MO du sol et des éventuels apports de fertilisants organiques sont estimés à partir du calcul de la fourniture de N sous formes minérales (i.e. NO_3^- et NH_4^+) dans la solution du sol et en conséquence de leur prélèvement par les cultures ainsi que de leurs pertes par volatilisation (ammoniacale et dénitrification) ou par lixiviation.

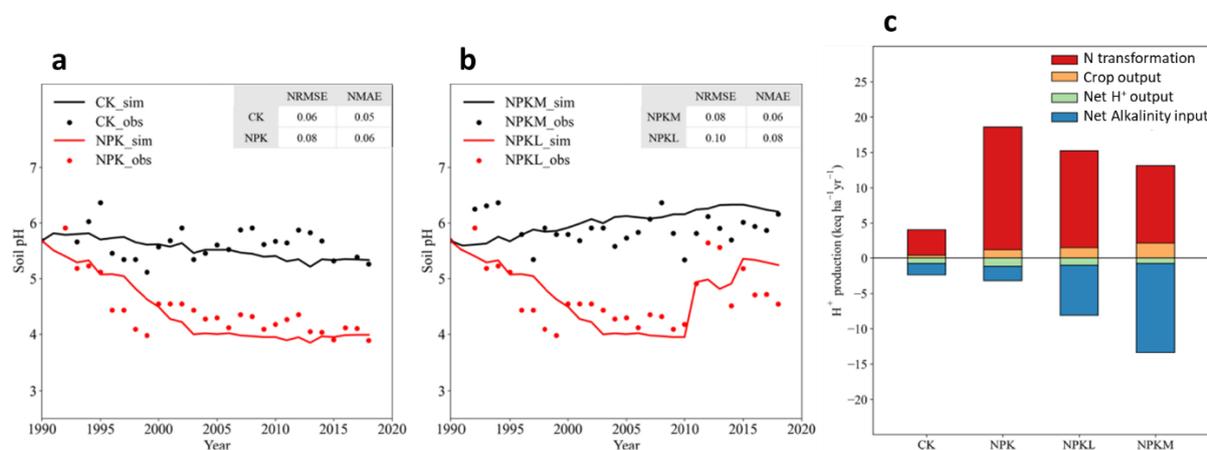


Figure IV-4. Evolution temporelle du pH d'un Ferralic Cambisol cultivé selon une rotation maïs-blé en climat tempéré subtropical humide (Chine, province du Hunan) : Comparaison des pH du sol mesurés (cercles ; obs) et modélisés (courbes ; sim) dans des parcelles non fertilisées (CK ; a), fertilisées avec des engrais de synthèse (NPK, avec l'azote – N – sous forme d'urée ; a), fertilisées avec du fumier de porcs (équivalent à 70% de N apporté) et complémenté avec des engrais de synthèse (NPKM ; b) ou fertilisées avec des engrais de synthèse et deux apports de chaux vive effectués en 2010 et 2014 (NPKL ; b) ; Bilan de la production de protons (H^+) dans le sol induite par la transformation de N et l'exportation d'éléments nutritifs (i.e. N, P, K, Ca, Mg, S et Cl) par l'exportation de la biomasse récoltée, d'une part, et de la consommation de H^+ par le lessivage net de H^+ et l'apport net d'alcalinité par les fertilisants (c) (D'après Xu et al.¹³⁹).

En suivant cette approche de modélisation, une extension du modèle « very simple dynamic » (VSD+) a été développée dans le but de simuler sur des temps longs de l'ordre d'une ou de plusieurs décennies l'effet des dépôts atmosphériques sur l'acidification, l'eutrophisation et la séquestration de C dans les sols forestiers¹³⁶. Le modèle VSD+ a ensuite été adapté pour permettre de simuler l'acidification des sols agricoles, en lien notamment avec les pratiques de fertilisation^{137, 138, 139}. Essentiellement utilisé pour simuler l'acidification des sols d'agroécosystèmes fertilisés avec des fertilisants minéraux ou de synthèse, le modèle VSD+ a été utilisé une fois pour simuler avec succès l'effet alcalinisant de la substitution de l'urée par un fertilisant organique (i.e. du fumier de porcs)¹³⁹ (Figure IV-4a et b). Ce travail a ainsi suggéré que, en contexte de fertilisation avec des engrais de synthèse et notamment de l'urée, les processus biogéochimiques liés à la transformation de N induisaient une acidification du sol relativement à un témoin non fertilisé (Figure IV-4c). En revanche, l'alcalinité apportée par du

¹³⁶ Boten L. T. C., Reinds G. J., Posch M. 2016. A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software*, 79, 75–84.

¹³⁷ Zeng M., de Vries W., Bonten L. T., Zhu Q., Hao T., Liu X., Xu M., Shi X., Zhang F., Shen J. 2017. Model-Based Analysis of the Long-Term Effects of Fertilization Management on Cropland Soil Acidification. *Environ. Sci. Technol.*, 51, 3843–3851.

¹³⁸ Xu D., Carswell A., Zhu Q., Zhang F., de Vries W. 2020. Modelling long-term impacts of fertilization and liming on soil acidification at Rothamsted experimental station. *Sci. Total Environ.*, 713, 136249.

¹³⁹ Xu D., Zhu Q., Ros G. H., Xu M., Wen S., Zhang F., de Vries W. 2023. Model-based optimal management strategies to mitigate soil acidification and minimize nutrient losses for croplands. *Field Crops Research*, 292, 108827.

fumier de porcs utilisé en substitution des deux-tiers de l'urée permettait de maintenir le pH du sol à sa valeur initiale, voire de légèrement l'alcaliniser.

Une première limite à ce travail de modélisation est qu'il n'a été appliqué qu'à un unique type de fertilisant organique (i.e. du fumier de porcs). Or, la nature des résidus organiques utilisés comme fertilisants peut être très variable tant par l'origine des matières premières qui les constituent que par les transformations hors-sol qu'ils sont susceptibles de subir (i.e. compostage, méthanisation et séchage notamment). Il n'est a priori pas évident que les processus pris en compte par le modèle VSD+ couvrent la diversité des processus susceptibles d'intervenir dans l'effet alcalinisant observé pour l'ensemble des résidus organiques susceptibles d'être apportés au sol. En suivant une approche de modélisation similaire sur le principe, Bouthier et al.¹⁴⁰ ont tenté de simuler l'effet alcalinisant de résidus organiques, exprimé sous la forme d'une valeur neutralisante, issus de l'élevage (fumiers de porcs, de volailles ou de bovins, bruts ou compostés) ou d'origine urbaine (composts d'ordures ménagères résiduelles, de biodéchets ou de déchets verts mélangés à des boues de station d'épuration) apportés pendant 10 à 15 ans sur deux essais de terrain cultivés en rotation blé-maïs ou en prairie permanente. Plusieurs modèles ont été testés, intégrant une plus ou moins grande diversité de processus biogéochimiques jouant sur le bilan de protons dans le sol. Les auteurs ont observé qu'aucun des modèles testés ne permettait de simuler la valeur neutralisante mesurée de manière complètement satisfaisante pour les deux essais (Figure IV-5). De façon général, ces résultats tendent à confirmer le besoin de tester ce type de modèle sur une plus grande diversité de situations d'agroécosystème recevant des apports de résidus organiques de nature diverse et variée. D'un point de vue plus mécanistique, les auteurs de cette étude ont également suggéré la nécessité de mieux représenter deux processus jouant sur le bilan de protons : d'une part, les processus responsables de l'alcalinité des résidus organiques et liés à la fois à la minéralisation de leur fraction organique et à la réactivité de leur fraction inorganique et, d'autre part, les processus déterminant le bilan de protons associé à l'exportation d'éléments nutritifs par la biomasse récoltée. Une première perspective pourrait donc être de chercher à préciser les déterminants biogéochimiques de ces deux processus.

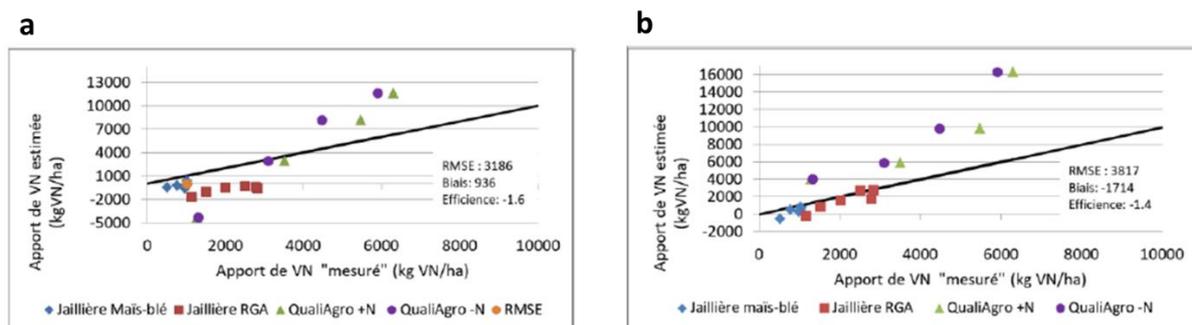


Figure IV-5. Comparaison entre l'estimation et la mesure de la valeur neutralisante (VN) de résidus organiques apportés pendant 10 à 15 ans sur deux essais de terrain en climat tempéré de France hexagonale (La Jaillière en Loire-Atlantique et Qualiagro dans les Yvelines) : Estimation de la VN en faisant l'hypothèse, soit d'une minéralisation totale des éléments contenus dans les résidus organiques (a), soit d'une minéralisation partielle dépendant des propriétés de chaque résidu organique et intégrant l'effet de l'exportation des éléments nutritifs par la biomasse récoltée (b). Les résidus organiques étaient des fumiers de porcs, de volailles ou de bovins, bruts ou compostés pour l'essai de La Jaillière, alors qu'il s'agissait de fumiers de bovins et de composts d'ordures ménagères résiduelles, de biodéchets ou de déchets verts mélangés à des boues de station d'épuration pour l'essai Qualiagro. Les VN ont été estimées relativement à un témoin ne recevant pas de résidus organiques. Les VN ont été déterminées à partir des mesures de pH du sol (D'après Bouthier et al.¹⁴⁰).

Concernant l'effet alcalinisant des résidus organiques lorsqu'ils sont apportés au sol, les travaux pourraient s'inspirer de la littérature scientifique abondante sur l'effet de l'apport des résidus de culture sur le pH du sol. Il y a près de 20 ans déjà, Xu et al.¹⁴¹ montrait à l'aide d'une expérimentation d'incubation de sol en conditions contrôlées que l'effet alcalinisant des résidus de culture dépendait pour un sol donné (i) de l'alcalinité contenue dans les résidus, qui est déterminée par l'excès de cations par rapport aux anions, (ii) du pouvoir tampon des résidus vis-à-vis du proton, qui dépend du rapport entre la constante d'acidité (pK_a) de la MO du résidu et le pH du sol, et (iii) de l'ampleur des processus d'ammonification et de nitrification, respectivement consommateur et producteur de protons. Cet effet alcalinisant des résidus de culture dépend donc à la fois de leur composition en

¹⁴⁰ Bouthier A., Cambier P., Félix-Faure B., Houot S. 2017. Effets des produits résiduels organiques sur le statut acido-basique du sol. 13^e Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse, Nantes, 8 p.

¹⁴¹ Xu J. M., Tang C., Chen Z. L. 2006. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 709–719.

cations et en anions majeurs et de la nature de leur MO, cette dernière définissant à la fois leur réactivité physico-chimique vis-à-vis du proton et leur degré de biodégradabilité de C et N organique. A ma connaissance, de tels travaux n'existent pas pour les résidus organiques et mériteraient donc d'être entrepris. Pour mener à bien cette démarche expérimentale à visée mécanistique, une collaboration avec mon collègue de l'unité Recyclage et risque L. Thuriès, spécialiste de la caractérisation et de la modélisation de la minéralisation de C et N organique au cours d'incubation en conditions contrôlées, est envisagée.

Concernant l'effet de l'exportation des éléments nutritifs par la biomasse récoltée, il est connu depuis longtemps qu'il est dû à l'excrétion par les racines des plantes de protons ou d'hydroxydes dans leur rhizosphère en proportion respective de l'excès de cations ou d'anions prélevés¹⁴². Deux aspects de ce processus ne sont cependant pas ou mal pris en compte par les modèles de bilan de protons comme VSD+. Il s'agit de la proportion respective de NO_3^- et de NH_4^+ prélevés par la plante, qui est généralement fixée de façon arbitraire, et de la variabilité de la quantité de protons ou d'hydroxydes excrétés entre différentes espèces pour un même niveau d'excès de prélèvement de cations ou d'anions. L'importance de ces deux processus peut être illustrée par la comparaison de la modification du pH dans la rhizosphère de trois espèces alimentées avec du N uniquement sous forme nitrique et exposées à un échantillon de sol initialement très acide qui a été préalablement chaulé pour couvrir une large gamme de pH (Figure IV-6). Comme le prévoit la théorie, le blé dur qui est une graminée alcalinise bien sa rhizosphère lorsqu'il est alimenté uniquement avec NO_3^- , bien que l'importance de l'alcalinisation diminue avec l'augmentation du pH du sol non rhizosphérique (Figure IV-6a). Avec la même alimentation azotée, le colza qui est une brassicacée alcalinise sa rhizosphère jusqu'à un pH du sol non rhizosphérique de 5 environ, puis au contraire acidifie sa rhizosphère au-delà (Figure IV-6b). Enfin, toujours avec la même alimentation azotée, le tabac qui est une solanacée acidifie sa rhizosphère quel que soit le pH du sol non rhizosphérique (Figure IV-6c). Le prélèvement par les plantes des éléments nutritifs autres que N n'ayant pas été mesuré ou contrôlé, il n'est pas possible d'aller plus loin dans l'interprétation de ces différences entre espèces. En revanche, il est clair que ces différences ainsi que la dépendance du pH rhizosphérique vis-à-vis du pH initial du sol non rhizosphérique ne peuvent pas être en l'état correctement représentées par les modèles de bilan de protons comme VSD+. Ces résultats ayant été obtenus avec un dispositif expérimental de tapis racinaire sur couche mince de sol, j'envisage donc de caractériser finement les déterminants de l'évolution du pH rhizosphérique pour un panel représentatif d'espèces cultivées d'intérêt à l'aide de ce type de dispositif. Ces résultats devraient permettre de mieux renseigner le module concerné dans les modèles de bilan de protons comme VSD+, voire d'en améliorer le formalisme.

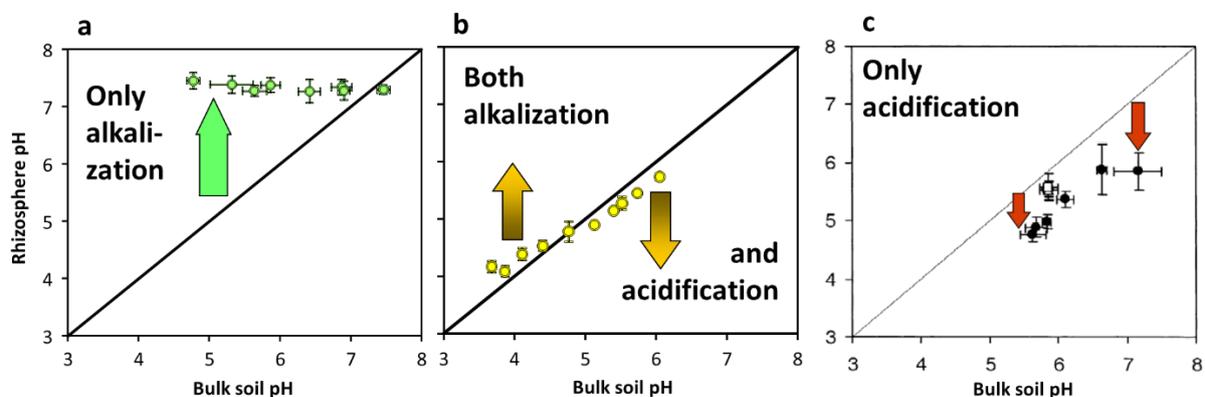


Figure IV-6. Modification du pH de la rhizosphère du blé dur (a), du colza (b) et du tabac (c) en fonction du pH du sol non rhizosphérique (bulk soil). Les plantes ont été exposées huit jours en contact avec le sol à l'aide d'un dispositif de tapis racinaire sur couche mince de sol et ont été alimentées uniquement avec de l'azote sous forme nitrique (D'après AFI 23 ; Chaignon et al.¹⁴³ ; Loosemore et al.¹⁴⁴).

Au-delà de ces aspects mécanistiques, une seconde limite potentiellement importante du modèle VSD+ est qu'il a été essentiellement utilisé pour simuler l'acidification des sols d'agroécosystèmes de grandes cultures (maïs, blé et riz) ou plus rarement de prairies. En lien avec l'intérêt que je compte porter aux agroécosystèmes

¹⁴² Haynes R. J. 1990. Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: A critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. *Plant Soil*, 126, 247–264.

¹⁴³ Chaignon V., Quesnoit M., Hinsinger P. 2009. Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 157, 3363–3369.

¹⁴⁴ Loosemore N., Straczek A., Hinsinger P., Jaillard B. 2004. Zinc mobilisation from a contaminated soil by three genotypes of tobacco as affected by soil and rhizosphere pH. *Plant Soil*, 260, 19–32.

maraîchers (voire partie IV.1), il apparaît nécessaire d'évaluer le fonctionnement de ce modèle sur ce type d'agroécosystèmes. Au-delà de la différence en termes de types et de diversité d'espèces cultivées, les agroécosystèmes maraîchers tropicaux présentent également, du fait à la fois du niveau d'intensification des pratiques et du climat, des processus biogéochimiques plus intenses (i.e. des flux d'éléments par unité de temps plus importants) que ce qui est généralement rencontré dans les agroécosystèmes de grandes cultures. Dans un premier temps, j'envisage donc de tester la capacité de VSD+ à simuler les évolutions de pH mesurées sur deux essais de terrain en cultures maraîchères menés par l'unité Recyclage et risque au Sud : celui des Colimaçons à La Réunion (voir partie III.1.4) et celui du Soere Pro de Sangalkam au Sénégal. Ces premiers tests pourront être élargis dans un second temps à d'autres essais pertinents, suivis par des partenaires sur les terrains d'application de mes travaux, ainsi que potentiellement sur des parcelles d'agriculteurs.

Une fois qu'un modèle capable de prédire de façon satisfaisante l'écodynamique du proton dans les agroécosystèmes maraîchers aura été validé, il sera alors vraisemblablement nécessaire de dégrader le formalisme du modèle pour produire une équation suffisamment simple (i.e. de type fonction de pédotransfert) pour être intégrable « en routine » aux démarches d'évaluation environnementale.

V. CONCLUSION

Comme pour tout chercheur, la légitimité scientifique de ma démarche repose en premier lieu sur mon activité de production de connaissances. Ancrées sur des compétences en biogéochimie du sol, mes perspectives autour de cette activité de production de connaissances se sont progressivement élargies au cours des vingt dernières années. Le premier élargissement mis en œuvre dans mes travaux a concerné un changement d'échelle sur le système considéré, depuis l'étude de la rhizosphère jusqu'à celle de l'agroécosystème. Le deuxième élargissement a lui été disciplinaire avec l'intégration progressive, au-delà de la stricte approche biogéochimique, d'un objectif de recherche concernant l'évaluation agronomique et environnementale des pratiques agricoles de fertilisation. Cet élargissement a permis à mes travaux de passer d'une vocation essentiellement cognitive à celle d'informer de manière concrète les acteurs du territoire sur lequel j'ai principalement travaillé, i.e. La Réunion. Cet objectif d'information des acteurs m'a amené à diversifier mes productions scientifiques, depuis la réalisation d'expertises jusqu'à l'organisation de formation pour les conseillers agricoles, en passant par la contribution à des supports à destination du grand public.

L'analyse de la diversité des connaissances produites m'a enfin permis de proposer deux grandes perspectives de recherche pour la suite ma carrière : Une première dans la continuité de mon début de carrière autour de la finalité d'évaluation environnementale des agroécosystèmes et une seconde plus nouvelle concernant la thématique de l'acidification des sols agricoles. En lien avec le mandat de recherche en partenariat du Cirad, j'ai également proposé de déployer mes futures activités sur un nouveau contexte d'application au Sud que sont les agroécosystèmes maraîchers d'Afrique de l'Ouest. Pour mener à bien ce projet, j'envisage donc dans les trois prochaines années une future mobilité dans cette zone, vraisemblablement au Sénégal, en Côte d'Ivoire ou au Bénin.

Mais cette première partie de carrière m'a aussi donné l'occasion de renforcer ma compréhension du fonctionnement du monde de la recherche. Au-delà de la « simple » activité de production de connaissances, il doit aujourd'hui inclure des considérations d'ordre épistémologiques et déontologiques, autour des méthodes d'encadrement des jeunes chercheurs ainsi qu'une prise de conscience quant à l'impact environnemental des activités de recherche. Si ces considérations prennent indéniablement une place grandissante dans les préoccupations de la communauté scientifique, elles me semblent toutefois encore rester trop souvent de l'ordre des considérations secondaires.

Ce constat m'amène à penser que la communauté scientifique est probablement en train de faire sa mue, i.e. de renouveler progressivement son orthodoxie. J'aimerais donc essayer de contribuer à ce renouvellement, à mon niveau et sur trois aspects. Premièrement, je souhaite continuer à participer activement à la mise en place d'actions concrètes au sein de l'unité Recyclage et risque visant à réduire son empreinte C. Agréger à toutes les initiatives en cours dans de nombreux collectifs de recherche au Cirad, il me semble raisonnable d'espérer provoquer des prises de décision courageuses à l'échelle de l'institution. Deuxièmement, je réfléchis à court terme à m'impliquer plus sérieusement sur les questions de déontologie et d'intégrité scientifique en appui à la déléguée du Cirad sur ce sujet. Des discussions ont été initiées en ce sens avec E. Jaligot pour intégrer le groupe de travail de la délégation. Enfin, à la lumière de mon expérience de co-animation du dispositif Siaam à La Réunion, je vois un intérêt à plus long terme à m'investir dans l'animation d'un collectif de recherche, que cela soit dans un cadre de management hiérarchique ou non. Il ne s'agit pas ici de combler une ambition personnelle, mais d'un souhait de se mettre au service d'une dynamique collective si l'opportunité se présente.

CONCLUSION

VI. ANNEXES

VI.1. Organigramme de l'unité Recyclage et risque

Il s'agit de l'organigramme de l'UPR Recyclage et risque tel qu'il était début 2023.

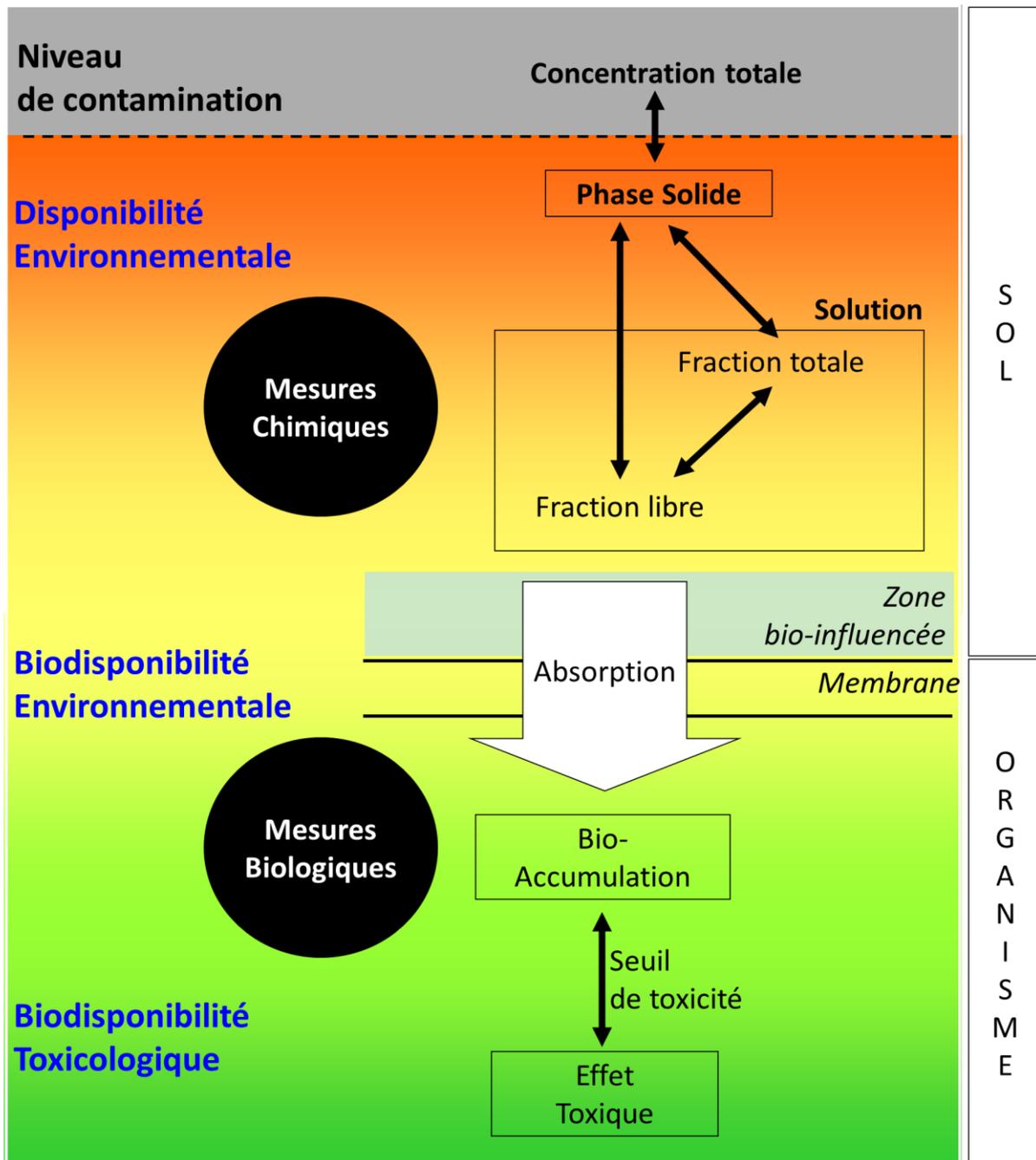
	France métropolitaine	Dakar	Yamoussoukro	La Réunion
directeur de l'unité	Frédéric Feder (HDR)			
directeur adjoint	Tom Wassenaar (HDR)			
assistantes	Brigitte Mayor		Marina Payet	Katheryn Djiblar (Aïda)
Interactions entre PRO, eau, sols et plantes	F. Feder (HDR)	M.-L. Vermeire	A. Versini	S. Delmotte (UMR Eco&Sols)
	M. Bravin S. Legros J.-M. Médoc E. Doelsch (HDR), Cerege A. Pappoe, Tom Girard, S Wagon (Cerege) P. Klein (Nelle-Calédonie) M. Seghouani (Bordeaux) E. Clément (Montpellier)		C. Nobile	L. Chevalier (UMR Eco&Sols)
Qualification des transformations des PRO	J.-M. Paillat (HDR), Angers L. Thuriès (HDR)			C. Rakotomala
Modélisation de la gestion territoriale des PRO			J.-C. Soulié (HDR)	F. Fabre-Ferber
Evaluation environnementale du recyclage des PRO	T. Wassenaar (HDR) A. Fleitas	Soere Pro Sangalkam	A. Avadi M. Dosso	Soere Pro Réunion C. Detaille (RP) D. Baret, J.-P. Nirlo
plateforme de Montpellier	C. Chevassus-Rosset (RP) M. Montès			plateforme de la Réunion M. Collinet (RP) J. Idmond (adj. RP) G. Moussard (adj. RP) D. Diot (adj. RP) M.-F. Gauvin M.-C. Gauvin A. Lazny L. Llose (CDD)
				Les Colimaçons J.-F. Mayen, O. Salmacis

En italique : doctorants

RP = responsable plateforme

Responsabilité hiérarchique directe DU ou DUA

VI.2. La théorie de la biodisponibilité selon la norme NF EN ISO 17402³⁸



VI.3. Tirés à part

Tiré à part n°1 : Il s'agit de l'article AFI 2 publié dans le journal *Science of the Total Environment* dans le cadre de la thèse de C. Laurent dont j'ai été co-encadrant. Les résultats présentés dans cet article illustrent bien la démarche méthodologique (à la fois expérimentale, de modélisation et statistique) et conceptuelle (basée sur la théorie de la biodisponibilité) utilisée dans mes travaux.

Tiré à part n°2 : Il s'agit de l'article de synthèse AFI 5 publié collectivement par les partenaires du projet Digestate (ANR, 2015-2019) dans le journal *Advances in Agronomy*. L'article étant très long (i.e. 136 pages au format du journal), seules les parties concernant les éléments traces et dont j'ai coordonné la rédaction (i.e. 1.2, 2.3.2, 2.5.2 et 3.2) sont incluses ci-dessous. La version complète de l'article peut être retrouvée [sur ce lien](#) ou sur simple demande auprès de moi. Les parties correspondantes de cet article synthétisent les connaissances acquises dans le cadre de mes travaux et plus largement de ceux du petit collectif de l'UPR Recyclage et risque travaillant sur l'écodynamique des éléments traces dans les agroécosystèmes fertilisés avec des résidus organiques

Tiré à part n°3 : Il s'agit du document NOR 1, présentant l'approche méthodologique développée pour l'utilisation standardisée du Rhizotest et publiée en tant que norme de portée internationale.

Tiré à part n°4 : Il s'agit de l'article AV 1 publié dans la revue de vulgarisation scientifique *Science et pseudo-sciences*. Cet article constitue l'introduction du dossier composé de six articles dont j'ai coordonné scientifiquement la rédaction.

Tiré à part n°5 : Il s'agit du document RNST 5 qui synthétise la démarche que j'ai mis en place pour animer les réflexions du collectif de recherche du dispositif Siaam du Cirad à La Réunion dans la perspective de la reprogrammation de ses activités de recherche-développement pour la période 2022-2027.