



HAL
open science

Enjeux sanitaires et environnementaux liés à la contamination des sols agricoles par les métaux traces

Jean-Yves Cornu

► **To cite this version:**

Jean-Yves Cornu. Enjeux sanitaires et environnementaux liés à la contamination des sols agricoles par les métaux traces. Sciences de l'environnement. Université de Bordeaux, 2023. tel-04174074

HAL Id: tel-04174074

<https://hal.inrae.fr/tel-04174074>

Submitted on 31 Jul 2023

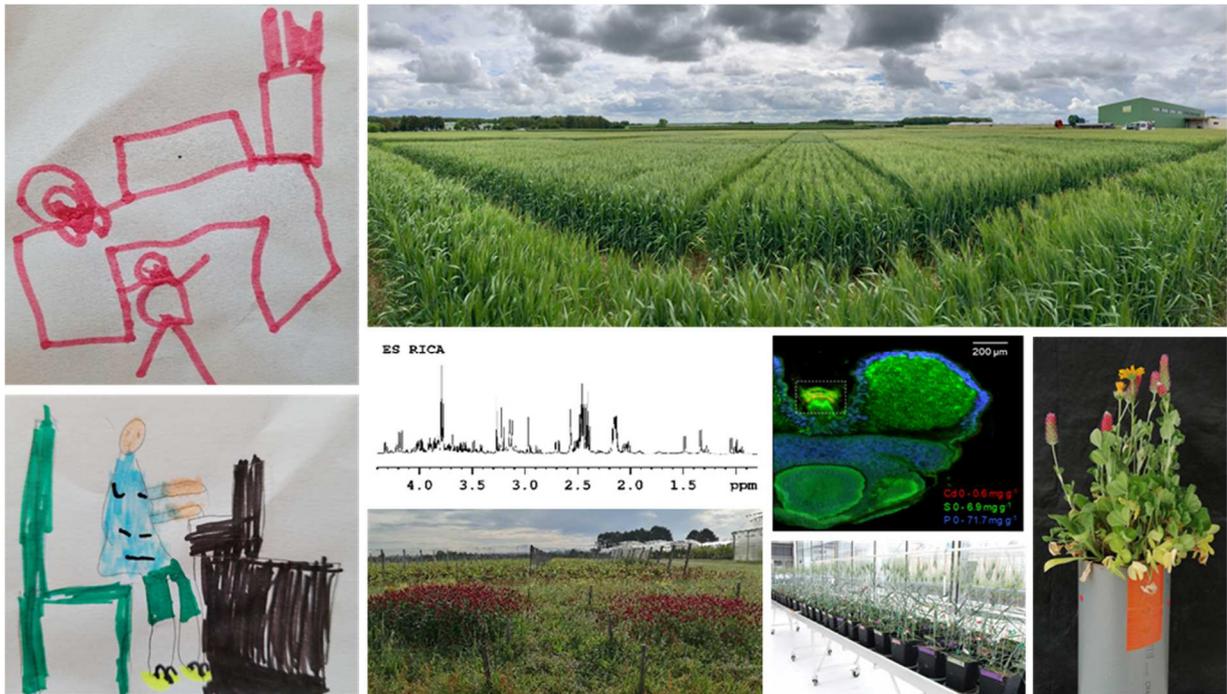
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

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

Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches

Ecole doctorale Sciences et Environnement, spécialité Géochimie et Ecotoxicologie

Enjeux sanitaires et environnementaux liés à la contamination des sols agricoles par les métaux traces



Soutenu par Jean-Yves Cornu

Le 11 Juillet 2023, devant le jury composé de :

Camille Larue, Chargée de recherches, HDR (CNRS, UMR LEFE), Rapportrice

Sylvain Bourgerie, Maître de conférences, HDR (Univ. Orléans, UPRES EA LBLGC), Rapporteur

Emmanuel Doelsch, Directeur de recherches (CIRAD, UR Recyclage et Risque), Rapporteur

Céline Pelosi, Directrice de recherches (INRAE, UMR EMMAH), Examinatrice

Jean-Philippe Bedell, Directeur de recherches (ENTPE, UMR LEHNA), Examineur

« De la chimie analytique à l'écophysiologie végétale il n'y a qu'un pas, moyennant une certaine souplesse »

N. Comănesci

Enigme agronomique d'actualité sur laquelle ont séché les plus grands ...
« Qu'est-ce qu'un jardinier peut faire pousser sans terre et sans eau ? »



TABLE DES MATIERES

| | |
|--|----|
| REMERCIEMENTS | 1 |
| A L'ATTENTION DES MEMBRES DU JURY | 2 |
| 1. NOTICE INDIVIDUELLE | 3 |
| 1.1 Curriculum Vitae..... | 3 |
| 1.1.1 Etat civil..... | 3 |
| 1.1.2 formation académique | 3 |
| 1.1.3 Parcours professionnel | 3 |
| 1.2 Activités de recherche | 4 |
| 1.2.1 Projets de recherche que je coordonne ou ai coordonnés | 4 |
| 1.2.2 Projets de recherche auxquels je contribue ou ai contribué..... | 4 |
| 1.2.3 Evaluation / Expertise de la recherche | 5 |
| 1.2.4 Collaborations | 5 |
| 1.3 Activités pédagogiques..... | 6 |
| 1.3.1 Enseignement..... | 6 |
| 1.3.2 Encadrement et supervision..... | 6 |
| 1.4 Production scientifique | 7 |
| 1.4.1 Publications dans des revues internationales à comité de lecture | 7 |
| 1.4.2 Publications à soumettre dans des revues internationales à comité de lecture..... | 11 |
| 1.4.3 Publications dans des ouvrages destinés aux professionnels..... | 11 |
| 2. BILAN DE MES ACTIVITES DE RECHERCHE | 12 |
| 2.1 Disponibilité des MTs dans le sol | 13 |
| 2.1.1 Développement et comparaison de techniques de spéciation des MTs en solution de sol..... | 14 |
| 2.1.2 Mise en évidence du rôle joué par le potentiel redox et le pH | 15 |
| 2.1.3 Mise en évidence du rôle joué par la MOD aromatique..... | 16 |
| 2.1.4 Phytodisponibilité des MTs et labilité des complexes | 17 |
| 2.2 Mobilité des MTs <i>in planta</i> | 19 |
| 2.2.1 Déterminisme de l'allocation de Cd aux grains chez le blé dur | 19 |
| 2.2.2 Nicotianamine et homéostasie de Zn et Ni chez <i>Arabidopsis halleri</i> | 23 |
| 2.3 Réponse des cultures à de « faibles » doses de MTs | 24 |
| 2.3.1 Réponse du tournesol à de « faibles » doses de Cd | 24 |
| 2.3.2 Une « faible » dose de Cd stimule les réactions de défense du blé dur vis-à-vis de <i>F. graminearum</i> ... | 25 |
| 2.3.3 Réponse des engrais verts à de « faibles » doses de Cu | 26 |
| 2.4 Gestion de la contamination des sols agricoles par les MTs..... | 28 |
| 2.4.1 De la pulpe de betterave pour optimiser la rétention de Cu dans les bassins d'orage viticoles | 28 |
| 2.4.2 Des bactéries productrices de sidérophore pour manipuler la phytodisponibilité de Cu dans le sol.... | 29 |
| 2.4.3 Des plantes pour extraire le Cu des sols de vigne : une utopie ? | 31 |

| | |
|--|----|
| 3. ANALYSE DE TRAJECTOIRE ET POSITIONNEMENT | 34 |
| 3.1 Une trajectoire étonnamment linéaire | 34 |
| 3.2 Une trajectoire marquée par des changements de discipline | 35 |
| 3.3 Une trajectoire tournée vers la production de connaissances | 36 |
| 3.4 Une visibilité à renforcer vis-à-vis de certaines communautés | 37 |
| 3.5 Analyse FFOM..... | 38 |
| 4. PROJET | 39 |
| 4.1 Vers un JYC 3.0 | 39 |
| 4.2 Projet de recherche | 40 |
| 4.2.1 L'interaction entre éléments pour limiter le transfert et la phytotoxicité des MTs..... | 40 |
| 4.2.2 De la phytotoxicité à l'écotoxicité de Cu : approche multi-cibles et multi-traités | 44 |
| 4.2.3 Matières organiques dissoutes exogènes et dynamique des MTs..... | 45 |
| 4.2.4 Une ouverture nécessaire vers de nouveaux MTs et de nouvelles cultures | 46 |
| 4.3 Projet de formation et de collaboration | 48 |
| 4.4 Projet de transfert vers l'enseignement supérieur et la profession agricole..... | 50 |
| REFERENCES | 52 |

REMERCIEMENTS



Rédiger une HDR est un exercice sensiblement absurde car il vise à l'obtention d'une reconnaissance individuelle pour un travail résolument collectif. Cela se traduit par un « je » se substituant trop souvent au « nous » dans ce rapport, dérive centripète que ces quelques lignes ont pour mission de corriger.

Chers administratifs, collaborateurs, collègues et proches,

Si j'étais président de la république (et oui, à mes heures perdues j'écris des discours de campagne), vous auriez tous droit à votre portion de homard rue Saint-Honoré, car le bilan de mon travail eut été famélique sans votre soutien. N'y voyez aucun calcul de ma part mais mes premiers remerciements vont à l'INRAE, ma mère nourricière, pour l'emploi pérenne, la mission épanouissante et le cadre de travail serein qu'il m'offre depuis 20 ans. Etre chercheur et fonctionnaire d'état est à mes yeux une chance assez unique dans le paysage international de la recherche pour que je m'en souvienne chaque jour à l'embauche, et chaque fin de mois quand tombe la paie.

Je remercie bien sûr les membres de mon jury et ce, sans connaître encore le contenu de leurs rapports, pour le temps consacré à expertiser « mon » travail, et car je suis certain que leurs regards croisés sur mon projet de recherche permettront d'en accélérer la maturation.

Je remercie également tous mes collaborateurs externes à l'UMR ISPA (enfin presque tous), particulièrement ceux qui ont investi temps et argent sans collaboration officielle. Votre vision collective de la recherche m'a permis d'investiguer de manière rapide des sujets que je peinais à financer.

« Collègues de l'ombre » soyez ici mis en lumière car c'est grâce à vous que je ne me disperse pas (trop) dans mes activités ! Si je peux recruter, acheter du matériel, me déplacer, réaliser des expériences innovantes, manipuler en toute sécurité, traiter et sauvegarder mes données, (...) c'est grâce à vous ! Sachez que j'en suis conscient et que je vous en remercie chaleureusement. L'occasion pour moi de m'excuser auprès de vous du peu de temps que je consacre actuellement à ces aspects organisationnels alors que nous sommes en période de déménagement, mais souriez car le JYC 3.0 s'investira davantage dans la vie de l'unité (cf. page 39 pour mes promesses de campagne).

Que l'on garde du PAR pour les étudiants qui m'ont accompagné ! Vous êtes le deuxième poumon de mes recherches et soyez-en remerciés ! Sans vous la liste des expériences à mener, des échantillons à préparer, des analyses à faire et des données à traiter eût été plus longue que la file d'attente à un concert de Beyonce ! Pour tout cela et parce que travailler avec vous a toujours été agréable et m'a beaucoup apporté, merci ;-)

Merci aux membres de la section ADAS de Bordeaux qui contribuent à ce que chaque jour sur le centre de la Ferrade soit une fête (c'est mon côté « ravi de la crèche »), notamment à ceux croisés aux activités sportives qui m'ont payé un verre et laissé gagner.

Merci coach Kate car nos barres de rire m'ont bien fait « taffer les abdos » pour mieux rédiger ...

Merci enfin à Anne-So, Tim et Benji auprès desquels je suis heureux de me réveiller chaque matin (j'assure le coup pour la fête des pères) et ce, même en période de rédaction.

Et merci les jaunes ...



A L'ATTENTION DES MEMBRES DU JURY ...

Chers membres du jury,

Je me dois d'être franc : je suis allé à reculons dans la rédaction de mon HDR ne voyant initialement dans ce diplôme qu'une contrainte administrative imposée par l'Université pour pouvoir encadrer sur mon nom les doctorants qui m'accompagnent dans mes travaux. L'âge avançant - Jacques Séguéla eut pu dire « Si à 40 ans t'as pas passé ton HDR ... » - mes envies d'encadrement s'intensifiaient et mes recherches montrant des signes encourageants de maturité, j'ai sauté le pas pour initier une relecture de mes vingt années de recherche (2003-2023) avec pour interrogation principale :

Est-ce que le chercheur que je suis devenu est apte à ce jour à diriger les recherches d'un doctorant en « Géochimie et Ecotoxicologie » ?

C'est donc à cette question que je vous propose de répondre en priorité. Pour vous éclairer, j'ai complété la relecture scientifique de mon travail d'une relecture plus intérieure qui se traduit dans ce document par une partie intitulée « analyse de trajectoire et positionnement ». Le but de cette partie est de vous exposer la vision que j'ai du chercheur que je suis, ainsi que des éléments de mon parcours professionnel, voire de ma personnalité, qui selon moi ont conditionné mes choix en termes de thématiques scientifiques abordées, collaborations mises en place et implications dans la vie scientifique des collectifs que je côtoie. Cette partie a également pour but de vous éclairer sur le chercheur que je souhaite devenir comme un préambule pour mieux comprendre le projet scientifique que j'ambitionne de conduire pour les années à venir.

Ce travail de relecture m'a également permis d'identifier un « profil de chercheur » que je souhaite défendre. Vous trouverez donc en toile de fond de ce document quelques humbles réflexions sur le rôle du chercheur et le fonctionnement de la recherche qui expliquent certains choix de carrière, parfois tranchés, que j'ai pu faire depuis mon recrutement à l'INRAE.

Vous l'aurez compris, ce travail de relecture m'a au final beaucoup plu et déjà beaucoup apporté. Il en découle un document qui je l'espère trouve le bon équilibre entre composante scientifique et personnelle. Votre retour sur l'ensemble de ces composantes m'intéresse afin de mettre en place un projet de recherche pertinent, innovant, viable et en phase avec le « profil de chercheur » que je souhaite conserver et les ambitions nouvelles que je nourris.

1. NOTICE INDIVIDUELLE

1.1 CURRICULUM VITAE

1.1.1 ETAT CIVIL

Jean-Yves CORNU
INRAE, centre de Nouvelle Aquitaine
UMR 1391 ISPA
71 avenue Edouard Bourlaux, 33140 Villenave d'Ornon
Email : jean-yves.cornu@inrae.fr

Né le 4/11/1980 à Nanterre (92)
Marié, deux enfants

Biogéochimiste des métaux traces, Chargé de Recherches INRAE

1.1.2 FORMATION ACADEMIQUE

- 2007** Doctorat en Biogéochimie de l'Environnement, Université de Bordeaux. *Evolution temporelle de la concentration de Cd²⁺ en solution de sol au cours d'une culture végétale : impact sur l'exposition racinaire*. Encadrement : L Denaix, S Pellerin
- 2003** Diplôme d'Etudes Approfondies en Sciences du Sol, Institut National Polytechnique de Lorraine. Sujet de stage : *Influence d'une carence en fer sur la biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de la tomate*. Encadrement : S Staunton, P Hinsinger
- 2002** Ingénieur Maître en Physico-chimie des Biotransformations, IUP de Chimie Biologie, Université de Nantes
- 2000** Diplômes d'Etudes Universitaires Générales en Biologie, Université Paris VII
- 1998** Baccalauréat Scientifique

1.1.3 PARCOURS PROFESSIONNEL

- 2011-2012** Séjour post-doctoral de 1 an au sein du département de Physiologie Végétale de l'Université de Bayreuth (Allemagne). Collaboration : S Clemens
- Depuis Oct. 2010** Chargé de Recherches Classe Normale à l'INRAE de Nouvelle Aquitaine, UMR ISPA, Equipe Biogéochimie des Eléments Traces (BiogET)
- 2008-2010** Maître de Conférences (section 68) à l'Université de Haute Alsace. Enseignement au sein du département Hygiène Sécurité Environnement de l'IUT de Colmar, recherche au sein du Laboratoire Vigne Biotechnologie Environnement (LVBE)
- 2007-2008** ATER (section 68) à l'Université de Haute Alsace. Enseignement au sein du département Génie Biologique de l'IUT de Colmar, recherche au sein du LVBE
- 2003-2007** Doctorant, UMR TCEM, INRA de Bordeaux, Equipe BiogET

1.2 ACTIVITES DE RECHERCHE

Mes activités de recherche portent sur la dynamique et le transfert sol-plante des métaux traces (MT) en contexte agricole. Cette thématique est motivée par une demande sociétale de plus en plus forte de productions végétales de qualité (sanitaire comme nutritive) et par le besoin de contrôler l'écotoxicité des MTs dans les sols agricoles dans lesquels ils se sont accumulées. Mes activités de recherche sont à l'interface de la biogéochimie, de l'écotoxicologie et de l'écophysiologie. Le volet biogéochimique de mon travail s'attache à clarifier les processus, et paramètres physico-chimiques associés, gouvernant la mobilité et la spéciation des MT dans le sol, notamment à l'interface sol-racine (i.e. la rhizosphère). En complément, le volet écotoxicologique vise à caractériser la réponse des plantes à une exposition aux MTs telle qu'elle peut s'observer en contexte agricole, et le volet écophysiologique à identifier les processus moteurs de leur répartition entre organes et de leur allocation aux organes consommés.

1.2.1 PROJETS DE RECHERCHE que je coordonne ou ai coordonnés

Projet « **CopofTea** » (2023-2025) : L'apport de thés de composts oxygénés est-il un levier efficace pour diminuer la biodisponibilité et l'écotoxicité du cuivre dans les sols viticoles ? Financement : INRAE dpt Agroécosystèmes (26 k€ de fonctionnement + 20 k€ d'équipement). Partenaires : UMR ECOSYS (I Lamy, J Faburé), ASTREDHOR Sud-Ouest (JM Deogratias)

Projet « **CadSou** » (2019-2024) : La fertilisation soufrée est-elle un levier efficace pour limiter le transfert sol-grain du cadmium chez le blé dur ? Financements : INSU EC2CO (40 k€ de fonctionnement), région Nouvelle Aquitaine (1/2 bourse de thèse + 20 k€ d'équipement), INRAE dpt Agroécosystèmes (1/2 bourse de thèse + 26 k€ de fonctionnement). Partenaires : UMR EVA (S Brunel-Muguet, JC Avicé), ARVALIS (F Degan, JL Moynier, B Méléard)

Projet « **ExtraCuivre** » (2021-2024) : Phytoextraction du cuivre en sols viticoles. Financement : Conseil Interprofessionnel des Vins de Bordeaux (1 bourse de thèse + 50 k€ de fonctionnement). Partenaires : UE Vignes Bordeaux (JP Goutouly, L Delière), LGCgE (C Waterlot), Agrobio Gironde (PA Salaun), CA33 (V Aurelle), ASTREDHOR Sud-Ouest (JM Deogratias)

Projet « **Cadmigrain** » (2017-2018) : Le cadmium dans le grain de blé dur : origine, localisation et impact sur les propriétés germinatives. Financement : INSU EC2CO (23 k€ de fonctionnement). Partenaires : UMR IPREM (MP Isaure, S Mounicou), UMR Biologie des Semences (C Bailly)

Projet « **bilatéral Bavière** » (2014-2015) : Processus physiologiques et écophysiologiques d'accumulation du cadmium par les plantes. Financement : Centre de Coopération Universitaire Franco-Bavarois (4 k€ de déplacement). Partenaire : Université de Bayreuth, département de Physiologie Végétale (S Clemens)

Projet « **MobiCad** » (2013-2014) : Remobilisé ou prélevé post-floraison : existe-t-il un lien entre la « source » et la teneur en cadmium du grain chez le blé dur ? Financement : INRA dpt EA (30 k€ de fonctionnement). Partenaire : UMR GET (OS Pokrovsky, F Candaudap)

1.2.2 PROJETS DE RECHERCHE auxquels je contribue ou ai contribué

Projet « **BSWheat** » (2023-2027, ANR) – coord. C Nguyen : Marqueurs génétiques et caractères écophysiologiques pour la sélection de blés qui accumulent peu les contaminants métalliques

Projet « **SidéroSols** » (2020-2021, INSU EC2CO) – coord. A Mouret : Sidérophores microbiens et mobilité des éléments traces dans les sols

Projet « **Evite** » (2017-2018, INSU EC2CO) – coord. Y Boutté : Variabilité intraspécifique des stratégies d'évitement racinaire de microenvironnements enrichis en métaux

Projet « **CaDON** » (2015-2019, ANR) – coord. F Forget : Cadmium et Deoxynivalenol dans les récoltes de blé dur : comprendre les évènements de contamination croisée et évaluer la toxicité du mélange

Projet « **SimTraces** » (2011-2015, ANR) – coord. C Nguyen : Simulateur numérique de l'accumulation par les cultures des éléments traces minéraux contaminants du sol

Projet « **Cadur** » (2012-2014, ARVALIS-Institut du végétal) – coord. C Nguyen : Réduire la contamination du blé dur par le cadmium

Projet « **PCB-Axelera** » (2008-2012, Fonds Unique Interministériel) – coord. Suez Environnement : Développement de technologies innovantes pour le traitement des problématiques de pollution des eaux, sédiments et sols par les PCB

Projet « **ArtWET** » (2006-2010, Union Européenne) – coord. C Grégoire : Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et bioremédiation dans les zones tampons de rétention

Projet « **Toxnuc-E** » (2004-2007, programme inter-organismes CEA, CNRS, INRA, INSERM) – coord. MT Ménager : comprendre les modes d'action des toxiques (métaux lourds et éléments radioactifs) sur le vivant à différentes échelles (molécules, cellules, organes et tissus, organismes entiers)

1.2.3 EVALUATION / EXPERTISE de la recherche

Evaluateur ponctuel de projets de recherche pour l'ANSES (APR EST), l'ADEME (APR Graine), pour des composantes Universitaires de recherche et d'enseignement (e.g. OSU THETA) ainsi que pour des réseaux scientifiques collaboratifs Européens (e.g. EPPN pour European Plant Phenotyping Network) et pour des infrastructures internationales de recherche (e.g. SSRL pour Stanford Synchrotron Radiation Lightsource)

Relecteur occasionnel d'articles scientifiques pour : Plant Soil, Geoderma, Chemosphere, Environmental Pollution, Science of the Total Environment, Environmental Science and Technology, Environmental Science and Pollution Research, Environmental Chemistry Letters, Journal of Soil and Water Conservation, Water Air and Soil Pollution, Journal of Agricultural and Food Chemistry, Journal of Soil and Sediment Contamination, Environment Earth Science

1.2.4 COLLABORATIONS

Les publications issues de ces collaborations sont référencées dans la liste des publications qui suit.

UMR ISPA : C Nguyen (écophysiologie des MT, 18 publications communes [A8, A19-23, A27-28, A31-35, A41, A44, B1-2, C1]), L Denaix (biogéochimie des MT, 13 publications communes [A2-8, A26, A37, A43, B4, C1, C4]), V Sappin-Didier (biogéochimie des MT, 5 publications communes [A5-6, A8, A43, C1]), N Janot (géochimie des MT, 3 publications communes [A37, A42, B4]), A Mollier (écophysiologie, 1 publication commune [A40])

INRAE : T Sterckeman (UMR LSE, biogéochimie des MT, projet SimTraces, [A16-17, A19, A21, A32]), S Brunel-Muguet et JC Avice (UMR EVA, écophysiologie du soufre, projet CadSou, [B1]), F Forget (UR MycSA, microbiologiste, projet CaDON, [A41, B3]), C Deborde et A Moing (UMR BFP, chimie et physiologie végétale, [A33]), JP Goulouly et L Delière (UE Vignes Bordeaux, agronomie, projet ExtraCuivre, [A45]) I Lamy et J Faburé (UMR ECOSYS, écotoxicologie, projet Copoftea)

Nationales hors INRAE : OS Pokrovsky (UMR GET, géochimie isotopique, projet MobiCad [A22-23, A28, A31, B2]), MP Isaure, S Mounicou et L Ouerdane (UMR IPREM, localisation et spéciation des MT dans le sol et *in planta*, projets Cadmigrain et SidéroSols [A29, A34, B2]), C Waterlot (LGCgE, écocatalse, projet ExtraCuivre [A36, C3]), JM Deogratias (ASTREDHOR Sud-Ouest, génie végétal, projets ExtraCuivre et CopofTea [A43, B5]), F Degan et B Meleard (ARVALIS, agronomie, projets Cadur, MobiCad, CaDON et CadSou [A23, A35, C1]), Y Boutté (UMR LBM, physiologie végétale, projet Evite), A Mouret et T Lebeau (UMR LPG, microbiologie et géochimie, projet SidéroSols [A9-15, A17, A24-25, A29, A36, A38-39, A42, B2, C3]), E Parlanti (UMR EPOC, projet CopofTea [A37, A42, B4]), C Bailly (UMR IBPS, biologie des semences, projet Cadmigrain), P Berthomieu (UMR BPMP, physiologie végétale, [A30]), V Lenoble (MIO, chimie analytique, [A24])

Internationales : S Clemens (Université de Bayreuth, Allemagne, physiologie végétale, projet bilatéral Bavière [A18]), NS Harris (Université d'Alberta, Canada, physiologie végétale), A de Diego (Université de Bilbao, Espagne, chimie environnementale, [A22, A27]), F Pošćić (Université d'Arizona, Etats-Unis, biogéochimie, [A46]), BF Yan (Sun Yat-sen University, Chine, écophysiologie, [A44])

1.3 ACTIVITES PEDAGOGIQUES

1.3.1 ENSEIGNEMENT

| | |
|-------------------------|--|
| 2004 | 30 h éq. TD de Méthodologie de la démarche scientifique en Licence 1 « Sciences et Technologie mention biologie » à l'Université de Bordeaux |
| 2004-2006 | 3 h éq. TD par an sur l'impact des pratiques agricoles et industrielles sur la contamination des sols par les métaux traces en 1 ^{ère} année de l'Ecole Nationale des Ingénieurs en Travaux Agricoles de Bordeaux (ENITAB) |
| 2005 | 9 h éq. TD de projet professionnel en Licence 1 « Sciences et Technologie mention biologie » à l'Université de Bordeaux |
| 2007-2008 | 60 h éq. TD de biostatistiques en DUT « Génie Biologique » et 36 h éq. TD de chimie analytique appliquée à l'agronomie en Licence pro « Collecte Gestion et Exploitation de Données Agronomiques » à l'IUT de Colmar |
| 2008-2010 | 80 h éq. TD de chimie générale, 30 h éq. TD de thermochimie, 50 h éq. TD d'épidémiologie, 10 h éq. TD de physiologie du travail, 10 h éq. TD d'encadrement de projets tutorés, 30 h éq. TD de suivi de stages et d'apprentis en DUT « Hygiène Sécurité Environnement » à l'IUT de Colmar |
| Depuis Oct. 2010 | 3 h éq. TD par an sur la contamination des écosystèmes terrestres par les métaux traces, 6 h éq. TD de lecture + participation au jury de soutenance de stage en Master « Ecotoxicologie et Chimie de l'Environnement » à l'Université de Bordeaux |

1.3.2 ENCADREMENT ET SUPERVISION

Encadrement de 5 étudiants en thèse :

Pierre Eon (2021-2024), projet ExtraCuivre, Université de Bordeaux, encadrant unique

Agathe Vidal (2021-2024), projet CadSou, Université de Bordeaux, co-encadrant (50%)

Sitraka Randriamamonjy (2017-2021), projet SidéroSols, Université de Nantes, co-encadrant (30%)

Bofang Yan (2015-2018), projet Cadmigrain, Université de Bordeaux, encadrant unique

Camille Sécher (2008-2012), projet Axelera, Université de Haute Alsace, co-encadrant (30%)

Encadrement de 5 étudiants en Master II : Rémi Bakoto (2013), Fanny Perrier (2014), Mélanie Jimenez (2016), Aïssatou Sow (2018) et Abraham Pappoe (2020), **5 étudiants en Master I** : Margot Visse (2014), Kevin Bonnot (2016), Morgane Gutierrez (2017), Kevin Rocco (2018), Timoë Tausin (2022) et Judith Lorin (2023), **2 étudiants en L3** : Dimitri Fouchan (2013) et Simon Déroullède (2023), et **3 étudiants en DUT** : Cora Ponçot (2010), Clément Dépernet (2014) et Hugo Ardurats (2020)

Supervision d'1 post-doc : Valérie Nicaise (2017-2018)

Participation à 5 comités de pilotage de thèse : Dorine Bouquet (2014-2017, UMR LPG), Mohamed El Mazlouzi (2017-2020, UMR ISPA), Frédéric Ouedraogo (2018-2021, UMR ISPA), Charles Malfaisan (2020-2023, UMR IPREM) et Emma Clément (2021-2024, UR Recyclage et Risque)

1.4 PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Mon H-index est de 20 (source Researchgate)

46 articles publiés dans des journaux internationaux à comité de lecture (dont 18 en 1^{er} auteur, 6 en 2^{ème} auteur et 8 en dernier auteur) + 5 autres à soumettre

5 articles publiés dans des ouvrages destinés aux professionnels + 1 autre soumis

Plus de 30 communications orales dans des congrès nationaux ou internationaux, dont 13 en tant qu'orateur

Plus de 50 posters dans des congrès nationaux ou internationaux

1 fait marquant INRAE du département EA (2016) « Les variétés de blé dur à paille courte pourraient accumuler plus de cadmium dans leurs grains que les variétés à paille longue »

1 fait marquant ESRF (European Synchrotron Radiation Facility) (2020) « Cadmium distribution and speciation in durum wheat grains using synchrotron techniques »

<https://orcid.org/0000-0003-3169-4298>

<https://www.researchgate.net/profile/Jean-Yves-Cornu>

1.4.1 PUBLICATIONS dans des revues internationales à comité de lecture

Articles associés à mes travaux de DEA

[A1] Cornu JY, Staunton S, Hinsinger P (2007). Copper concentration in plants and in the rhizosphere as influenced by the iron status of tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). *Plant Soil*, 292, 63-77. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-007-9202-z>

Articles associés à mes travaux de doctorat

[A2] Cornu JY, Denaix L (2006). Prediction of zinc and cadmium phytoavailability within a contaminated agricultural site using DGT. *Environmental Chemistry*, 3, 61-64. <https://dx.doi.org/10.1071/EN05050>

[A3] Cornu JY, Denaix L, Schneider A, Pellerin S (2007). Temporal evolution of redox processes and free Cd dynamics in a metal-contaminated soil after rewetting. *Chemosphere*, 70, 306-314. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9580-x>

[A4] Cornu JY, Denaix L, Schneider A, Pellerin S (2008). Temporal variability of solution Cd²⁺ concentration in metal-contaminated soils as affected by soil temperature: consequences on lettuce (*Lactuca sativa* L.) exposure. *Plant Soil*, 307, 51-65. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9580-x>

[A5] Parat C, **Cornu JY**, Schneider A, Authier L, Sappin-Didier V, Denaix L, Potin-Gautier M (2009). Comparison of two experimental speciation methods with a theoretical approach to monitor free and labile Cd fractions in soil solutions. *Analytica Chimica Acta*, 648, 157-161. <https://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2009.06.052>

[A6] **Cornu JY**, Parat C, Schneider A, Authier L., Dauthieu M, Sappin-Didier V, Denaix L (2009). Cadmium speciation assessed by voltammetry, ion exchange and geochemical calculation in soil solutions collected after soil rewetting. *Chemosphere*, 76, 502-508. <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.016>

[A7] **Cornu JY**, Schneider A, Jezequel K, Denaix L (2011). Modelling the complexation of Cd in soil solution at different temperatures using the UV-absorbance of dissolved organic matter. *Geoderma*, 162, 65-70. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.005>

[A8] **Cornu JY**, Denaix L, Lacoste J, Sappin-Didier V, Nguyen C, Schneider A (2016). Impact of temperature on the dynamics of organic matter and on the soil-to-plant transfer of Cd, Zn and Pb in a contaminated agricultural soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 2997-3007. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5432-4>

Articles associés à mes travaux d'ATER et de maître de conférences

[A9] Huguenot D, Bois P, Jezequel K, **Cornu JY**, Lebeau T (2010). Selection of low cost materials for the sorption of copper and herbicides as single or mixed compounds in increasing complexity matrices. *Journal of Hazardous Materials*, 182, 18-26. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.062>

[A10] Bois P, Huguenot D, Jezequel K, Lollier M, **Cornu JY**, Lebeau T (2013). Herbicide mitigation in microcosms simulating stormwater basins subject to polluted water inputs. *Water Research*, 47, 1123-1135. <https://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.029>

[A11] **Cornu JY**, Huguenot D, Jezequel K, Lebeau T (2013). Evaluation of sugar beet pulp efficiency for improving the retention of copper in stormwater basin. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 220-229. <https://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0625-7>

[A12] Norini MP, Secher C, Lollier M, Jezequel K, **Cornu JY**, Lebeau T (2013). Quantification of the 16S-23S rRNA internal transcribed spacers of *Burkholderia xenovorans* strain LB400 using real-time PCR in soil samples. *Letters in Applied Microbiology*, 56, 366-72. <https://dx.doi.org/10.1111/lam.12057>

[A13] Secher C, Lollier M, Jezequel K, **Cornu JY**, Amalric L, Lebeau T (2013). Decontamination of a polychlorinated biphenyls-contaminated soil by phytoremediation-assisted bioaugmentation. *Biodegradation*, 24, 549-562. <https://dx.doi.org/10.1007/s10532-013-9625-6>

[A14] Huguenot D, Bois P, **Cornu JY**, Jezequel K, Lollier M, Lebeau T (2014). Remediation of sediment and water contaminated by copper in small-scaled constructed wetlands: effect of bioaugmentation and phytoextraction. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 721-732. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3406-6>

[A15] **Cornu JY**, Elhabiri M, Ferret C, Geoffroy VA, Jezequel K, Leva Y, Lollier M, Schalk IJ, Lebeau T (2014). Contrasting effects of pyoverdine on the phytoextraction of Cu and Cd in a calcareous soil. *Chemosphere*, 103, 212-219. <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.070>

[A16] Ferret C, Sterckeman T, **Cornu JY**, Gangloff S, Schalk IJ, Geoffroy VA (2014). Siderophore-promoted dissolution of smectite by fluorescent *Pseudomonas*. *Environmental Microbiology Reports*, 6, 459-467. <https://dx.doi.org/10.1111/1758-2229.12146>

[A17] Ferret C, **Cornu JY**, Elhabiri M, Sterckeman T, Braud A, Jezequel K, Lollier M, Lebeau T, Schalk IJ, Geoffroy VA (2015). Effect of pyoverdine supply on cadmium and nickel complexation and phytoavailability in hydroponics. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 2106-2116. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3487-2>

Articles associés à mes travaux de post-doc

[A18] Cornu JY, Deinlein U, Horeth S, Braun M, Schmidt H, Weber M, Persson DP, Husted S, Schjoerring JK, Clemens S (2015). Contrasting effects of nicotianamine synthase knockdown on zinc and nickel tolerance and accumulation in the zinc/cadmium hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*, 206, 738-750. <https://dx.doi.org/10.1111/nph.13237>

Articles associés à mes travaux de chargé de recherches INRAE

[A19] Sterckeman T, Goderniaux M, Sirguey C, Cornu JY, Nguyen C (2015). Do roots or shoots control cadmium accumulation in the hyperaccumulator *Noccaea caerulescens*? *Plant Soil*, 392, 87-99. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2449-x>

[A20] Nguyen C, Soulier AJ, Masson P, Bussiere S, Cornu JY (2016). Accumulation of Cd, Cu and Zn in shoots of maize (*Zea mays* L.) exposed to 0.8 or 20 nM Cd during vegetative growth and the relation with xylem sap composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 3152-3164. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5782-y>

[A21] Cornu JY, Bakoto R, Bonnard O, Bussiere S, Coriou C, Sirguey C, Sterckeman T, Thunot S, Visse MI, Nguyen C (2016). Cadmium uptake and partitioning during the vegetative growth of sunflower exposed to low Cd²⁺ concentrations in hydroponics. *Plant Soil*, 404, 263-275. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-2839-8>

[A22] Liñero O, Cornu JY, Candaudap F, Pokrovsky OS, Bussiere S, Coriou C, Humann-Guillemot T, Robert T, Thunot S, de Diego A, Nguyen C (2016). Short-term partitioning of Cd recently taken up between sunflowers organs (*Helianthus annuus*) at flowering and grain filling stages: effect of plant transpiration and allometry. *Plant Soil*, 408, 163-181. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-2915-0>

[A23] Perrier F, Yan BF, Candaudap F, Pokrovsky OS, Gourdain E, Meleard B, Bussiere S, Coriou C, Robert T, Nguyen C, Cornu JY (2016). Variability in grain cadmium concentration among durum wheat cultivars: impact of aboveground biomass partitioning. *Plant and Soil*, 404, 307-320. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-2847-8>

[A24] Cornu JY, Depernet C, Garnier C, Lenoble V, Braud A, Lebeau T (2017). How do low doses of desferrioxamine B and EDTA affect the phytoextraction of metals in sunflower? *Science of the Total Environment*, 592, 535-545. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.092>

[A25] Cornu JY, Huguenot D, Jezequel K, Lollier M, Lebeau T (2017). Bioremediation of copper-contaminated soils by bacteria. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33, 1-9. <https://dx.doi.org/10.1007/s11274-016-2191-4>

[A26] Trichet P, Cheval N, Lambrot C, Maugard F, Reynaud V, Cornu JY, Denaix L, Augusto L (2018). Using a dune forest as a filtering ecosystem for water produced by a treatment plant - one decade of environmental assessment. *Science of the Total Environment*, 640-641, 849-861. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.263>

[A27] Liñero O, Cornu JY, de Diego A, Bussiere S, Coriou C, Thunot S, Robert T, Nguyen C (2018). Source of Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo and Zn in grains of sunflower (*Helianthus annuus*) grown in nutrient solution: root uptake or remobilization from vegetative organs? *Plant Soil*, 424, 435-450. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-017-3552-y>

[A28] Yan BF, Nguyen C, Pokrovsky OS, Candaudap F, Coriou C, Bussiere S, Robert T, Cornu JY (2018). Contribution of remobilization to the loading of cadmium in durum wheat grains: impact of post-anthesis nitrogen supply. *Plant Soil*, 424, 591-606. <https://dx.doi.org/10.1007/s11104-018-3560-6>

[A29] Cornu JY, Randriamamonjy S, Gutierrez M, Rocco K, Gaudin P, Ouerdane L, Lebeau T (2019). Copper phytoavailability in vineyard topsoils as affected by pyoverdine supply. *Chemosphere*, 236, 124347. <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124347>

- [A30] Zorrig W, **Cornu JY**, Maisonneuve B, Rouached A, Sarrobert C, Shahzad Z, Abdelly C, Davidian JC, Berthomieu P (2019). Genetic analysis of cadmium accumulation in lettuce (*Lactuca sativa*). *Plant Physiology and Biochemistry*, 136, 67-75. <https://dx.doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.01.011>
- [A31] Yan BF, Nguyen C, Pokrovsky OS, Candaudap F, Coriou C, Bussiere S, Robert T, **Cornu JY** (2019). Cadmium allocation to grains in durum wheat exposed to low Cd concentrations in hydroponics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 184, 1-10. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109592>
- [A32] Schneider A, Nguyen VX, Viala Y, Violo V, **Cornu JY**, Sterckeman T, Nguyen C (2019). A method to determine the soil-solution distribution coefficients and the concentrations for the free ion and the complexes of trace metals: application to cadmium. *Geoderma*, 346, 91-102. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.001>
- [A33] **Cornu JY**, Bussiere S, Coriou C, Robert T, Maucourt M, Deborde C, Moing A, Nguyen C (2020). Changes in plant growth, Cd partitioning and xylem sap composition in two sunflower cultivars exposed to low Cd concentrations in hydroponics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205, 111145. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111145>
- [A34] Yan BF, Isaure MP, Mounicou S, Castillo-Michel H, De Nolf W, Nguyen C, **Cornu JY** (2020). Cadmium distribution in mature durum wheat grains using dissection, laser ablation-ICP-MS and synchrotron techniques. *Environmental Pollution*, 260, 1-9. <https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113987>
- [A35] Nguyen C, Roucou A, Grignon G, **Cornu JY**, Meleard B (2021). Efficient models for predicting durum wheat grain Cd conformity using soil variables and cultivars. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 1-12. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123131>
- [A36] **Cornu JY**, Waterlot C, Lebeau T (2021). Advantages and limits to copper phytoextraction in vineyards. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-10. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13450-3>
- [A37] Ouedraogo F, **Cornu JY**, Janot N, Nguyen C, Sourzac M, Parlanti E, Denaix L (2021). Do DOM optical parameters improve the prediction of copper availability in vineyard soils? *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 29268-29284. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-16361-5>
- [A38] Randriamamonjy S, Mouret A, Metzger E, Gaudin P, Capiiaux H, Launeau P, Giraud M, **Cornu JY**, Lebeau T (2021). 2D distribution of *Pseudomonas fluorescens* activities at the soil-root interface of sunflower grown on vineyard soils: effects on copper uptake. *Soil Biology and Biochemistry*, 163, 108462. <https://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108462>
- [A39] D'Incau E, Lepinay A, Capiiaux H, Gaudin P, **Cornu JY**, Lebeau T (2022). Effect of *Pseudomonas putida*-producing pyoverdine on copper uptake by *Helianthus annuus* cultivated on vineyard soils. *Science of the Total Environment*, 809, 152113. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152113>
- [A40] El Mazlouzi M, Morel C, Robert T, Chesseron C, Salon C, **Cornu JY**, Mollier A (2022). The dynamics of phosphorus uptake and utilization throughout the grain development period in durum wheat plants. *Plants-Basel*, 11, 1006. <https://dx.doi.org/10.3390/plants11081006>
- [A41] Nicaise V, Chereau S, Pinson-Gadais L, Bonnin-Verdal MN, C. Ducos C, Jimenez M, Coriou C, Bussiere S, Robert T, Nguyen C, Richard-Forget F, **Cornu JY** (2022). Mutual interaction between the level of Cd accumulation and the production of DON by *Fusarium graminearum* in durum wheat grains. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.2c01673>
- [A42] **Cornu JY**, Gutierrez M, Randriamamonjy S, Gaudin P, Ouedraogo F, Sourzac M, Parlanti E, Lebeau T, Janot N (2022). Contrasting effects of pyoverdine and desferrioxamine B on the mobility of iron, aluminum, and copper in Cu-contaminated soils: implications for Cu phytoextraction. *Geoderma*, 420, 115897. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115897>

[A43] Eon P, Deogratias JM, Robert T, Coriou C, Bussiere S, Sappin-Didier V, Denaix L, **Cornu JY** (2023) Ability of aerated compost tea to increase the mobility and phytoextraction of copper in vineyard soil. *Journal of Environmental Management*, 325, 116560. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116560>

[A44] Yan BF, Nguyen C, **Cornu JY**, Schönholzer-Mauclaire L, Neff C, Günther D, Frossard E (2023) Differential allocation of cadmium and zinc in durum wheat during grain filling as revealed by stable isotope labeling. *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06005-7>

[A45] Eon P, Robert T, Goutouly JP, Aurelle V, **Cornu JY** (2023) Cover crop response to increased concentrations of copper in vineyard soils: implications for copper phytoextraction. *Chemosphere* 329, 138604. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138604>

[A46] Mattiello A, Novello N, **Cornu JY**, Babst-Kosteckad A, Pošćić F (2023) Copper accumulation in five weed species commonly found in the understory vegetation of Mediterranean vineyards. *Environmental Pollution* 329, 121675. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121675>

1.4.2 PUBLICATIONS à soumettre dans des revues internationales à comité de lecture

[B1] Vidal A, Dubois V, Brunel-Muguet S, Nguyen C, **Cornu JY**, Avice JC (2023) Cadmium allocation to grains in durum wheat depends on the plant sulfur status. A soumettre à *Plant Soil*.

[B2] Randriamamonjy S, Nguyen C, Ouerdane L, Gaudin P, Mouret A, Candaudap F, Pokrovsky OS, Lebeau T, **Cornu JY** (2023) Copper uptake and translocation in sunflower in presence of the siderophore pyoverdine. A soumettre à *Chemosphere*.

[B3] Leannec-Riolland V, Nicaise V, Verdal-Bonnin MN, Ducos C, Atanasova V, Chereau S, **Cornu JY**, Pinson-Gadais L, Ponts N, Richard-Forget F (2023) Effect of environmental levels of cadmium on growth, mycotoxin biosynthesis and gene expression in *Fusarium graminearum*. A soumettre à *Environmental Microbiology*.

[B4] Ouedraogo F, **Cornu JY**, Fanin N, Janot N, Sourzac M, Parlanti E, Denaix L (2023) Changes in organic matter dynamics and copper availability in a vineyard soil following the incorporation of cover crop. A soumettre à *Journal of Environmental Management*.

[B5] Eon P, Deogratias JM, Robert T, **Cornu JY** (2023) Response of eighteen cover crops to increased Cu contamination in a vineyard soil. A soumettre à *OENO One*.

1.4.3 PUBLICATIONS dans des ouvrages destinés aux professionnels

[C1] Nguyen C, **Cornu JY**, Denaix L, Laurette J, Sappin-Didier V, Schneider A, Meleard B, Gourdain E (2013). Blé dur : freiner l'accumulation de cadmium dans les grains. *Perspectives Agricoles*, 406, 58-61.

[C2] **Cornu JY** (2017). Biogéochimie des oligo-éléments. Dans « Guide de la fertilisation raisonnée », 2nde édition, coord. Bruno Colomb, éd. France Agricole.

[C3] **Cornu JY**, Waterlot C, Lebeau T (2020). Phytoextraction du cuivre : intérêts et limites à sa mise en œuvre en viticulture. *Revue des œnologues et des techniques vitivinicoles et œnologiques*, 177, 35-37.

[C4] Denaix L, Pierdet M, Blondel P, Ouedraogo F, **Cornu JY** (2023). Le cuivre dans les sols viticoles. Dans « Pesticides en viticulture : usages, impacts et transition agroécologique », coord. Francis Macary, éd. Quæ.

[C5] **Cornu JY** (2023). Ecotoxicité du cuivre en sol viticole. *Revue des œnologues et des techniques vitivinicoles et œnologiques*, 188, 9-12.

[C6] **Cornu JY** (2023). Copper ecotoxicity in vineyard soils. *IVES Technical Reviews*, soumis.

2. BILAN DE MES ACTIVITES DE RECHERCHE

Mes activités de recherche s'inscrivent dans la problématique de la contamination des sols agricoles par les métaux traces (MTs). En effet, certains sols agricoles ont une teneur en certains MTs supérieure à la moyenne qui les définit comme contaminés en MTs. Cette contamination est dans certains cas naturelle et provient de la nature de la roche mère sur laquelle le sol s'est formé. C'est le cas d'une grande partie des sols de Charente qui sont naturellement contaminés en Cd (Fig. 1a) du fait de la richesse en Cd du calcaire jurassique sous-jacent. Cette contamination est également anthropique et liée aux pratiques agricoles ainsi que, dans certaines zones géographiques, à l'activité industrielle. Les exemples les plus connus sont l'usage de fongicides à base de Cu comme source de Cu, principalement dans les sols de vigne et de verger, et l'usage d'engrais phosphatés comme source de Cd. La figure 1b souligne toutefois la quantité importante de Cu et Zn entrant sur les sols agricoles via l'épandage de lisiers.

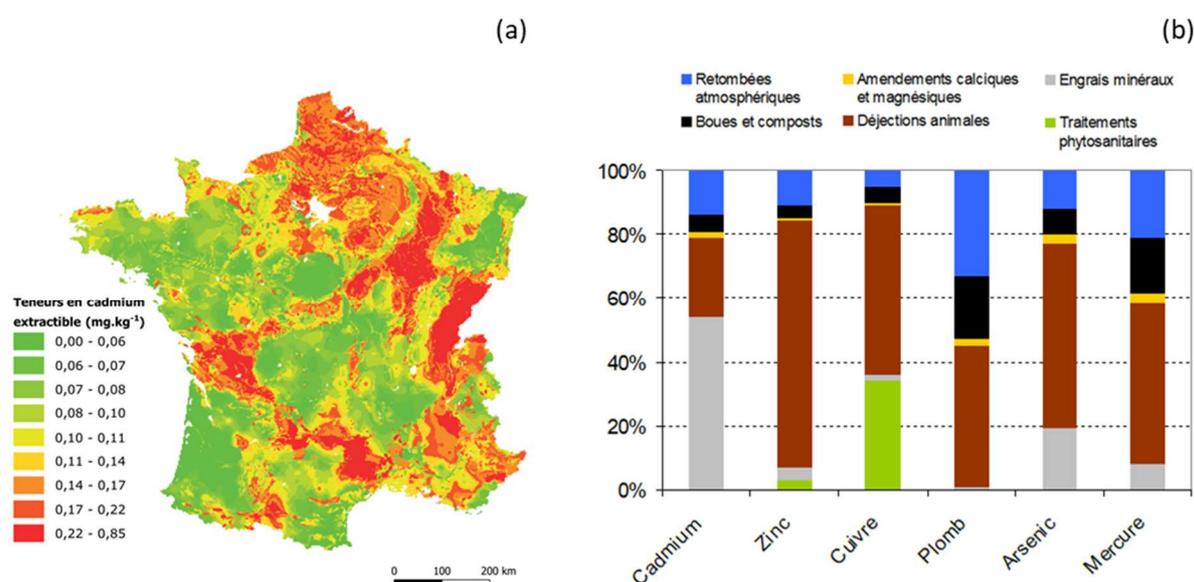


Figure 1. (a) Carte des teneurs en Cd extractible des horizons de surface des sols en France (source : Gis Sol, 2019), et (b) part des différentes sources de contamination dans l'estimation des quantités totales de MTs entrant sur les sols agricoles (source : ADEME, 2007).

Sauf exception, cette contamination en MTs reste modérée et compatible avec le maintien d'une activité agricole. Se pose toutefois la question de son impact sur la qualité sanitaire des denrées agricoles (enjeu 1) ainsi que sur le fonctionnement et la durabilité des agroécosystèmes (enjeu 2). Mon travail de recherche s'est intéressé à ces deux enjeux en ciblant le Cd pour traiter de l'enjeu 1 et le Cu pour traiter de l'enjeu 2. En effet, le cadmium est probablement le MT le plus à risque d'altérer la qualité sanitaire des denrées agricoles de l'hexagone et ce, pour plusieurs raisons : (i) une exposition chronique au Cd via l'alimentation est hautement toxique pour l'Homme : atteinte rénale, fragilité osseuse, risque accru de cancer (source INERIS), (ii) un pourcentage non négligeable de la SAU (> 10% je pense) est contaminée en Cd (Fig. 1a), (iii) les propriétés chimiques du Cd lui confèrent une forte mobilité dans le sol et *in planta*, et (iv) la plupart des plantes de grande culture tolère le Cd dans leurs organes consommés jusqu'à des teneurs similaires aux teneurs maximales autorisées par la réglementation européenne sur les MTs dans les denrées agricoles à destination de l'alimentation humaine (règlement EC1181/2006 et ses amendements). A l'inverse, le cuivre est un élément finement régulé par les plantes et les organismes en général. Plus encore que les autres oligoéléments, le Cu a

une action optimale sur une gamme de concentration étroite comprise, pour les plantes, entre 3 et 30 mg kg⁻¹ dans leurs organes aériens [1]. Le risque associé à l'excès de Cu dans le sol n'est donc pas de nature sanitaire - les plantes mourraient du Cu avant que la teneur en Cu de leurs organes consommés ne soit toxique pour l'homme - mais de nature environnementale. En effet, si le Cu est finement régulé par les organismes du sol c'est que son accumulation en excès leur est particulièrement toxique. Les recherches menées sur le sujet montrent que l'écotoxicité de Cu est susceptible de s'exprimer aux doses auxquelles le Cu s'accumule dans les sols de vigne, voire de verger. Des symptômes de toxicité cuprique ont, par exemple, été observés sur jeunes vignes dans les sols sableux acides du Médoc [2] ainsi que sur le blé dur semé après l'arrachage des vignes dans les sols calcaires du Languedoc [3]. Une récente méta-analyse [4] suggère, par ailleurs, que le Cu serait nocif pour les organismes du sol à partir de 200 kg Cu ha⁻¹, ce qui correspond à une concentration, de l'ordre de 70 mg kg⁻¹, couramment observée dans l'horizon de surface de sols viticoles (pour info, la concentration médiane de Cu dans l'horizon 0-20 cm de sols de vigne se situe, en France, autour de 90 mg kg⁻¹).

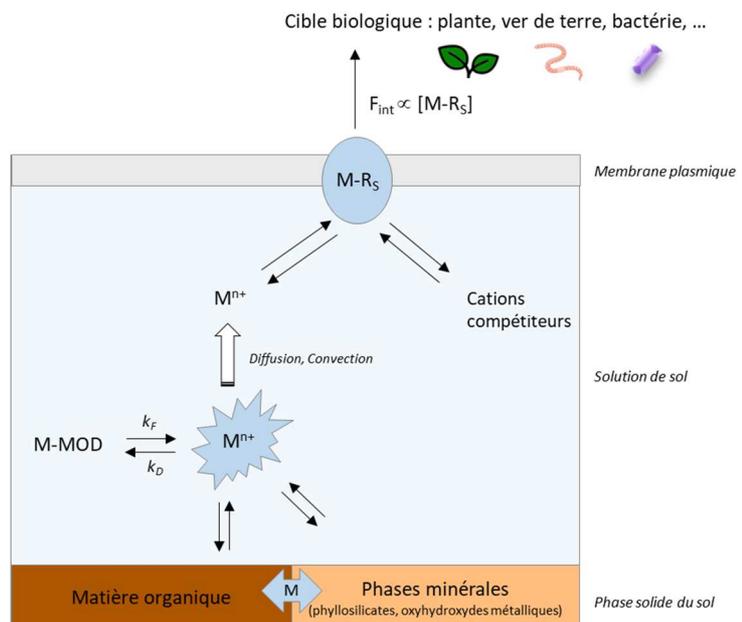
Pour répondre à ces enjeux, mes travaux de recherche se sont appuyés sur plusieurs approches : une approche géochimique pour comprendre les processus gouvernant la disponibilité des MTs dans le sol, une approche (éco)physiologique pour comprendre leur transfert *in planta* des racines vers les organes récoltés, une approche écotoxicologique pour appréhender leur toxicité potentielle vis-à-vis des plantes en contexte agricole, et une approche agronomique pour cerner les pratiques les plus à même de limiter l'impact de ces MTs sur la qualité sanitaire des produits agricoles et la pérennité des agroécosystèmes concernés. J'ai suivi cette ventilation disciplinaire dans le bilan de mes activités de recherche exposé ci-dessous.

2.1 Disponibilité des MTs dans le sol

Des études en milieu aquatique ont montré que la toxicité des MTs était davantage liée à l'activité de l'ion libre Mⁿ⁺ qu'à sa concentration totale en solution [5]. Ainsi naissait le modèle de l'activité de l'ion libre (FIAM) basé sur l'hypothèse fondatrice selon laquelle les organismes prélèvent les MTs, ainsi que les autres éléments minéraux, sous leur forme ionique libre en solution. Dans les sols, l'application de ce modèle permet une bonne estimation du prélèvement végétal des MTs [6]. Il sert donc souvent de base aux schémas d'exposition des organismes du sol aux MTs, tel que celui présenté en figure 2, ainsi qu'aux indicateurs chimiques visant à évaluer la disponibilité des MTs et leur écotoxicité.

Figure 2. Schéma d'exposition des organismes du sol aux métaux (M) inspiré du modèle de l'ion libre.

MOD : matière organique dissoute.



2.1.1 Développement et comparaison de techniques de spéciation des MTs en solution de sol

Si les éléments majeurs Ca, Mg, Na, K sont essentiellement présents sous leur forme ionique libre en solution de sol, ce n'est pas le cas des MTs dont une fraction significative, voire majoritaire, est associée à la matière organique dissoute (MOD). Mesurer la fraction libre (ou labile) des MTs en solution de sol est donc une base essentielle de la compréhension du déterminisme de la disponibilité des MTs dans les sols. En solution de sol, l'évaluation de la fraction libre (ou labile) des MTs est rendue difficile par la faiblesse des concentrations (ou activités) à mesurer, ainsi que par la présence de matière organique - de structure et de réactivité méconnues - en concentration parfois élevée ($> 100 \text{ mg C L}^{-1}$). Elle nécessite d'utiliser des techniques adaptées parmi lesquelles la voltampérométrie (Fig. 3a), l'échange d'ion et la modélisation géochimique, dont j'ai comparé les sorties pour le Cd durant mon doctorat.

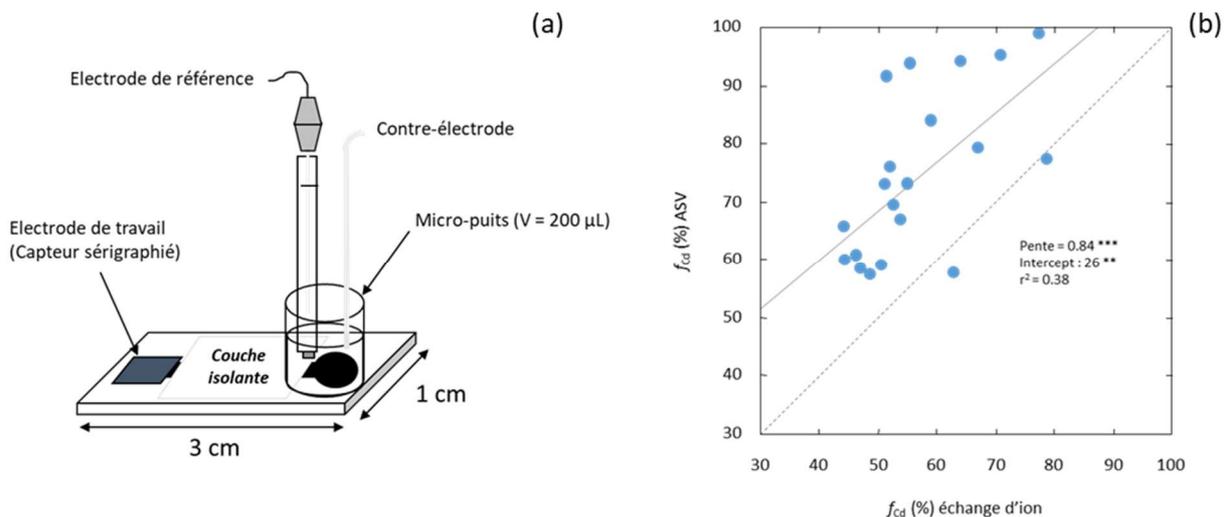


Figure 3. (a) Schéma du dispositif de mesure voltampérométrique développé pour mesurer la concentration de Cd labile en solution de sol (collab. IPREM), et (b) relation entre la fraction libre de Cd mesurée par échange d'ion [7] et la fraction labile de Cd mesurée par voltampérométrie (ASV) dans 20 solutions de sol [A5, A6].

La figure 3b témoigne d'une fraction libre de Cd en solution de sol intermédiaire entre celle des cations majeurs, essentiellement présents sous forme libre, et celle de MTs tel que le Cu, essentiellement présent sous forme de complexes organiques. Une relation positive entre la fraction libre de Cd mesurée par échange d'ion et la fraction labile de Cd mesurée par ASV est observée. Fort logiquement, la fraction labile de Cd est systématiquement (ou presque) supérieure à la fraction libre de Cd car elle intègre en plus de l'ion Cd^{2+} les complexes labiles de Cd, i.e. ceux qui se dissocient assez vite à la surface de l'électrode pour contribuer au flux de Cd^{2+} amalgamé sur le film de mercure. La relation relativement lâche entre ces 2 mesures témoigne d'une labilité variable des complexes de Cd entre les solutions mais aussi, d'une reproductibilité perfectible de ces deux mesures. Ce que ne montre pas cette figure est que la fraction libre de Cd évaluée par calcul géochimique (Visual MINTEQ) en utilisant les valeurs par défaut des paramètres descriptifs de la MOD par le modèle NICA-Donnan (65% de DOM réactive, uniquement sous forme d'acides fulviques) était comprise entre 10 et 15%, donc largement inférieure aux fractions de Cd mesurées expérimentalement. De quoi suggérer que la DOM présente dans les solutions de sol en question était moins réactive que supposée en raison, peut-être, du priming effect consécutif à la réhumectation des sols qui libère du C aliphatique peu réactif vis-à-vis des MTs en solution [A3].

2.1.2 Mise en évidence du rôle joué par le potentiel redox et le pH

Les propriétés physico-chimiques du sol, parmi lesquelles le pH et le potentiel redox, conditionnent fortement la disponibilité des MTs à travers l'impact qu'elles ont sur leur solubilité et/ou sur leur complexation en solution. J'ai eu l'occasion de mettre évidence - de manière involontaire, il faut le reconnaître - l'impact du potentiel redox sur la solubilité du Cd durant mon doctorat. De manière involontaire, car l'installation de conditions anaérobies n'était pas souhaitée et faisait suite à une humectation sensiblement trop forte du sol, et au fait que le sol était initialement sec donc a libéré des quantités importantes de C facilement minéralisable à sa réhumectation, entraînant une consommation rapide de l'O₂ de la porosité. Au-delà de fournir des recommandations d'usage sur les protocoles d'évaluation de la disponibilité des MTs dans les sols, ce travail a permis de rappeler le lien fort existant entre la production de sulfures (S²⁻) et la solubilité de Cd dans les sols. La figure 4 illustre ce point en montrant une baisse concomitante des concentrations de Cd et de sulfates en solution à partir de 144 h, qui suggère la formation de sulfures de Cd (hautement insolubles - pKs (CdS) = 26) quand pe < 3. De quoi rappeler également que la fluctuation du potentiel redox n'est pas le seul fait des sols temporairement inondés et peut s'observer, par exemple, après des précipitations abondantes, et affecter la disponibilité des MTs.

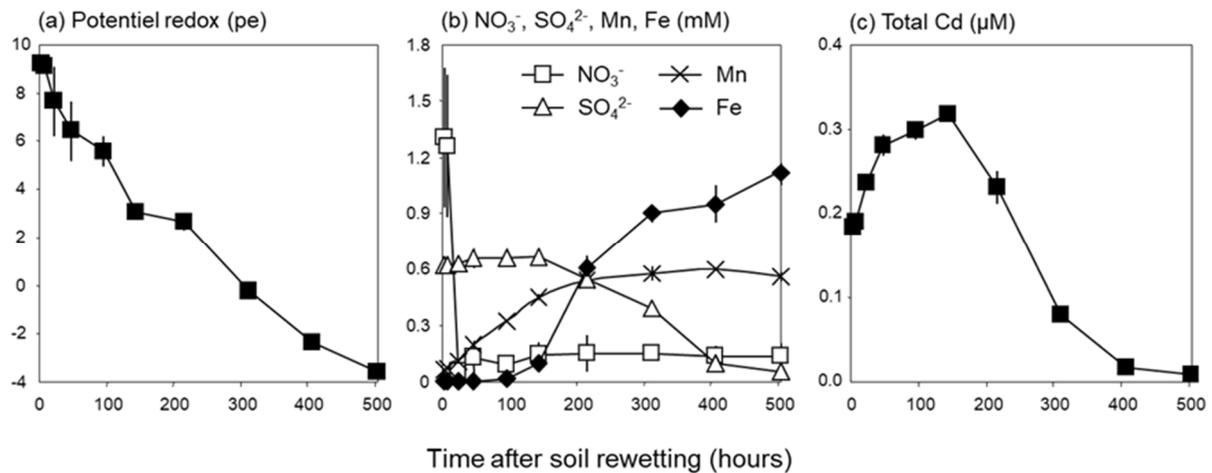


Figure 4. Evolution temporelle sur 504 heures (21 jours) du potentiel redox (a) et des concentrations en NO₃⁻, SO₄²⁻, Mn, Fe (b) et Cd total (c) de la solution de sol, après la réhumectation d'un sol séché à l'air [A3].

Le pH du sol est souvent le paramètre physico-chimique dont l'action sur la disponibilité des MTs est la plus déterminante. D'une manière générale, la disponibilité des MTs est plus élevée dans les sols de pH acide, d'une part car la protonation des surfaces d'échange abaisse la capacité de sorption de la phase solide et augmente ainsi la solubilité des MTs, et d'autre part car la protonation des sites de fixation des MTs sur la MOD défavorise leur complexation et augmente ainsi leur fraction libre en solution. Pour certains MTs, c'est même à travers ce second mécanisme que le pH du sol influencerait le plus sur leur disponibilité. C'est du moins ce que soulignent les résultats d'une étude sur la disponibilité de Cu en sols viticoles [A29] réalisée dans le cadre de la thèse de Sitraka Randriamamonjy. Cette étude a permis de mettre en évidence que sur la fourchette de pH couverte par les sols de l'étude (5.9 < pH < 8.3), la solubilité de Cu était décorrélée du pH de la solution de sol (Fig. 5a) quand la fraction libre de Cu lui était étroitement et négativement liée (Fig. 5a, b).

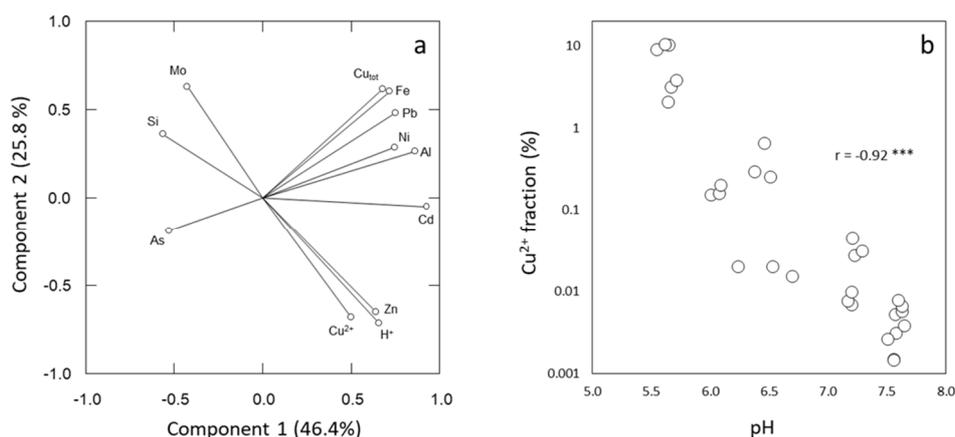


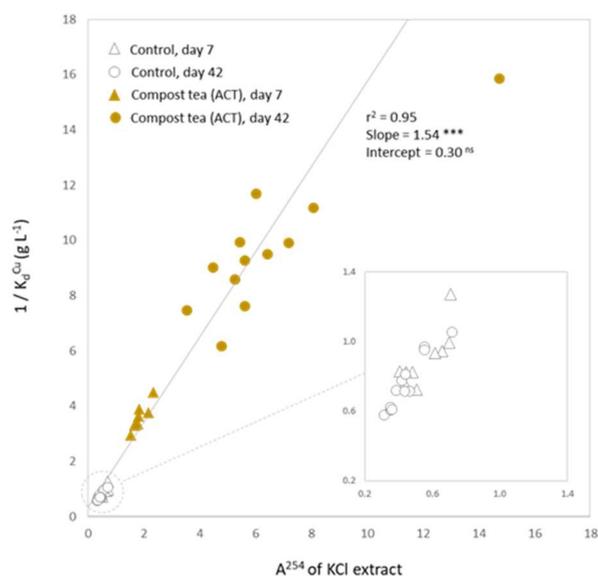
Figure 5. (a) Cercle des corrélations tiré de l'ACP réalisée à partir des caractéristiques physico-chimiques de l'extrait CaCl_2 0.005 M de dix sols viticoles, et (b) relation entre le pH et la fraction libre de Cu dans l'extrait CaCl_2 [A29].

2.1.3 Mise en évidence du rôle joué par la MOD aromatique

La matière organique, qu'elle soit solide ou dissoute, agit sur la disponibilité des MTs dans le sol tant par sa quantité, i.e. sa teneur dans le sol, que par sa qualité, i.e. sa capacité à fixer les MTs du sol. Mes travaux se sont concentrés sur la matière organique dissoute (MOD) avec l'idée, dans un premier temps, de vérifier les sorties de la littérature montrant que la MOD aromatique était plus réactive vis-à-vis des MTs dans le sol que la MOD aliphatique, puis de tester si l'absorbance à 254 nm (A^{254}) était un proxy d'aromaticité pertinent pour ajuster la réactivité de la DOM dans le modèle NICA-Donnan, et enfin d'utiliser les substances humiques soluble (SHS) pour manipuler la disponibilité des MTs dans le sol. Mes premiers travaux sur le sujet datent de mon doctorat, et s'intéressaient à la réactivité de la MOD vis-à-vis de Cd après réhumectation des sols. Comme dit précédemment, la MOD est initialement très abondante dans la solution de sol après réhumectation mais peu réactive vis-à-vis des MTs car hautement aliphatique. Puis, elle s'aromatise sous l'action de la microflore et ce, de manière plus ou moins rapide en fonction de la température du sol [A7, A8]. Ce que montrent également ces travaux est que (i) l'aromatization de la DOM se traduit bien par une augmentation de son affinité moyenne pour le Cd, et (ii) A^{254} est une variable plus opportune que la concentration en carbone organique dissout pour juger de la taille du pool de MOD réactif vis-à-vis des MTs (autrement dit de la concentration de SHS) en solution de sol.

Figure 6. Relation entre la variable $1/K_d^{\text{Cu}}$ et l'absorbance UV de l'extrait KCl à 254 nm (A^{254}), pour les solutions extraites 7 et 42 jours après l'apport de TCO [A43].

K_d^{Cu} représente le coefficient de partage solide-liquide de Cu dans le sol.



Sous réserve que la complexation des MTs par la MOD est un moteur de leur mise en solution - ce qui semble plausible compte tenu de l'affinité souvent plus faible des complexes M-MOD que des ions M^{n+} pour les constituants solides du sol - la solubilité des MTs dans le sol doit être positivement corrélée à la concentration de la solution de sol en SHS, donc à son absorbance à 254 nm. C'est ce que nous avons montré dans une étude récente sur le Cu [A43], en accord avec des travaux passés sur le même MT [8]. La figure 6 montre, d'une part, que les variations de solubilité de Cu dans les sols témoins sont étroitement et positivement corrélés aux variations d' A^{254} de l'extrait KCl, et d'autre part que l'apport au sol de SHS via le thé de compost génère une hausse concomitante de l' A^{254} de l'extrait KCl et de la solubilité de Cu dans le sol. L'apport au sol de SHS est donc un levier potentiellement efficace pour manipuler la disponibilité de Cu dans le sol - sous réserve que les complexes SHS-Cu soient suffisamment labiles (cf. section 2.1.4) - à des finalités, par exemple, de phytoextraction de Cu en contexte viticole.

2.1.4 Phytodisponibilité des MTs et labilité des complexes

Le modèle de l'ion libre pose pour principe fondateur que seule la forme ionique libre M^{n+} est prélevée par les plantes et les organismes du sol. Ceci ne signifie pas que les formes complexées des MTs ne sont pas biodisponibles. Ils peuvent l'être s'ils se dissocient assez rapidement à l'interface sol-organisme pour contrebalancer la baisse locale de concentration en ion M^{n+} consécutive au prélèvement. Cette vitesse de dissociation distingue les complexes « labiles » qui contribuent au prélèvement, des complexes « inertes » qui n'y contribuent pas sauf à être prélevés intacts par l'organisme cible (mais les exemples d'internalisation directe de complexes se limitent, à ma connaissance, aux complexes Fe-phytosidérophores chez les Poaceae). Cette question de la contribution des complexes au prélèvement se pose souvent en phytoextraction où l'ajout au sol de chélatants (initialement chimiques, maintenant biologiques) est souvent évoqué pour optimiser, à travers leur phytodisponibilité dans le sol, la quantité de MTs exportés.

Je m'intéresse depuis mon ATER (collab. T. Lebeau) à la capacité des bactéries productrices de sidérophores à optimiser la phytoextraction de Cu en sols viticoles (cf. section 2.4.2). Cette thématique m'a fait m'intéresser au sidérophore pyoverdine (Pvd) dont l'affinité pour le Cu(II) est particulièrement élevée [A15]. La question de la contribution du complexe Cu-Pvd au prélèvement racinaire de Cu s'est donc naturellement posée. Nous l'avons récemment traitée via une approche mêlant expérimentation végétale et modélisation [B2]. L'approche expérimentale, qui s'inspirait de travaux similaires menés sur le Cd [9, 10], a consisté à comparer le prélèvement de Cu de plantes exposées à une concentration fixe de Cu libre ($1 \mu\text{M}$) en présence ou non du complexe Cu-Pvd ($9 \mu\text{M}$). En complément, une approche de modélisation basée sur le modèle SimTraces (<https://www6.inrae.fr/simtraces>) et sur la mesure expérimentale de la constante de dissociation du complexe Cu-Pvd [9] a permis de tester si le différentiel de prélèvement de Cu entre les deux traitements pouvait être attribué à la dissociation du complexe Cu-Pvd à l'interface sol-racine.

La figure 7 souligne plusieurs choses :

- (1) l'ajout du complexe Cu-Pvd augmente de près de 25% le prélèvement de Cu (Fig. 7a). Le complexe Cu-Pvd est donc assez labile pour contribuer au prélèvement de Cu dans nos conditions d'expérience.
- (2) le complexe Cu-Pvd a une labilité proche de celle du complexe Cu-NTA (Fig. 7b). Il est donc assez fortement labile.
- (3) le modèle SimTraces simule dans une proportion assez similaire à l'expérimentation végétale une hausse de prélèvement de Cu en présence du complexe Cu-Pvd (Fig. 7c). L'hypothèse d'une hausse de prélèvement de Cu issue uniquement de la dissociation du complexe Cu-Pvd semble donc plausible.

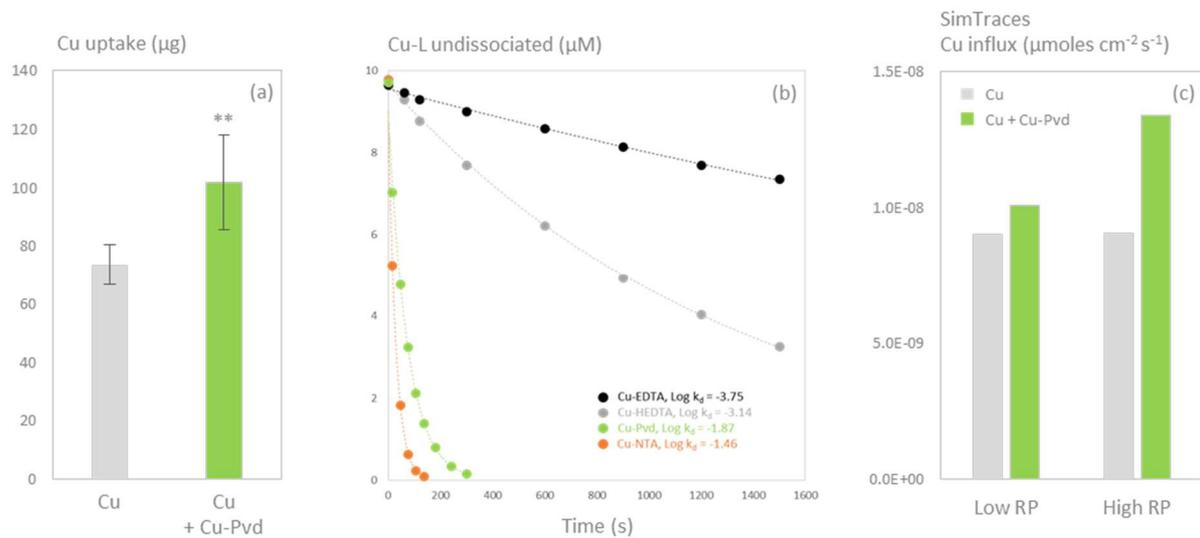


Figure 7. (a) Quantité de Cu absorbé par des plantules de tournesol (cv. Velox) exposées pendant quatre jours à une concentration constante de Cu libre (1 µM) en présence ou non du complexe Cu-Pvd, (b) cinétique de dissociation des complexes Cu-EDTA, Cu-HEDTA, Cu-Pvd et Cu-NTA, et (c) influx racinaire de Cu calculé par le modèle SimTraces pour des conditions d'exposition au Cu reproduisant celles expérimentées en (a) et pour des paramètres de prélèvement (I_{\max} , K_m) décrivant une force de puits des racines faible (low RP) ou élevée (high RP) vis-à-vis de Cu [B2].

2.2 Mobilité des MTs *in planta*

En complément de ce volet (bio)géochimique, j'ai développé un volet (éco)physiologique visant à comprendre le déterminisme la mobilité des MTs *in planta*. Ce volet a été dédié presque exclusivement à la compréhension de l'allocation de Cd aux grains chez le blé dur (section 2.2.1) mais aussi, dans une moindre mesure, à la compréhension de la translocation de Zn et Ni chez *Arabidopsis halleri* (section 2.2.2).

2.2.1 Déterminisme de l'allocation de Cd aux grains chez le blé dur

La filière blé dur est particulièrement concernée par la problématique Cd car c'est la céréale qui accumule, avec le riz, le plus de Cd dans ses grains. Le blé dur accumule, en moyenne, 3 à 4 fois plus de Cd dans ses grains que le blé tendre et contribue à lui seul à 9.2% de la dose de Cd annuelle admissible recommandée par l'Union Européenne (Fig. 8). Cette singularité du blé dur combinée au fait que certaines catégories de la population française (e.g. les enfants) sont surexposées au Cd par la voie alimentaire, a conduit à une révision du règlement EC1181/2006 pour le Cd. Depuis 2021, la teneur maximale en Cd autorisée pour le blé dur au sein de l'union européenne est de 0.18 mg kg⁻¹ grains (EC1323/2021), ce qui génère un rejet moyen de 5% de la production française (mais de plus de 10% dans certains bassins de production).

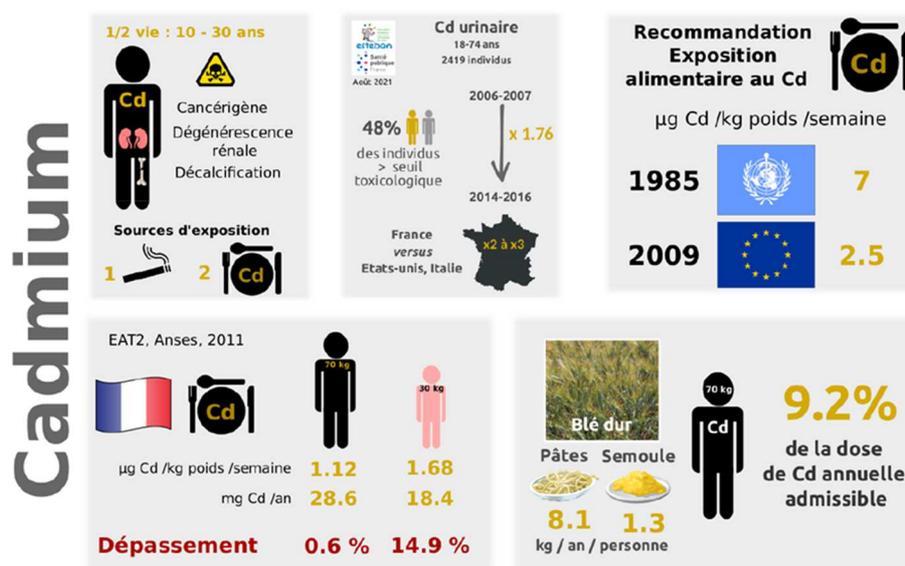


Figure 8. Elements de contexte expliquant la tension autour du cadmium dans la filière blé dur (crédit diapo : C. Nguyen, INRAE)

Le niveau élevé d'accumulation de Cd observé dans les grains de blé dur résulterait du fait que la domestication de cette espèce a été menée dans des zones géographique (e.g. Turquie) où les sols sont pauvres en Zn, donc en sélectionnant des variétés allouant de manière efficace le Zn prélevé aux grains. Ces variétés « high Zn » se sont avérées également être des variétés « high Cd » car le processus derrière ce trait, i.e. la génération par mutation d'un allèle non fonctionnel du gène *TdHMA3-B1* codant pour un transporteur impliqué dans la vacuolisation de Zn dans les cellules des racines, impliquait également le Cd [11]. Cet allèle non fonctionnel est disséminé dans les variétés modernes de blé dur dites « high Cd », particulièrement présentes en Europe. Il est donc important pour la filière blé dur française que des travaux de recherche sur l'allocation de Cd aux grains soient menés spécifiquement sur cette céréale, et spécifiquement sur les variétés « high Cd ». Ci-dessous figurent trois résultats de mon travail sur cette thématique obtenus dans le cadre de la thèse de Bofang Yan (2015-2018).

2.2.1.1 Influence de la structure de la biomasse aérienne

En réponse à cette tension sur la filière blé dur, une solution est de cultiver des variétés peu accumulatrices de Cd. Cette option nécessite au préalable d'évaluer la différence inter-variétale d'accumulation de Cd dans le grain et d'en comprendre les processus moteurs. Les travaux conduits dans le cadre de cette étude avaient pour objectif de tester dans quelle mesure la structure de la biomasse aérienne était à même d'expliquer les différences d'accumulation de Cd dans le grain observées entre variétés « high Cd ».

Un screening variétal mené sur 8 variétés françaises de blé dur, de hauteur de paille contrastée, a montré que la concentration en Cd du grain pouvait varier d'un facteur 2 à 3 suivant la variété (Fig. 9a) [A23]. Nous avons constaté que ce n'est ni le prélèvement racinaire ni la séquestration de Cd dans les racines qui explique majoritairement la variabilité d'accumulation de Cd dans le grain observée entre variétés mais davantage la répartition de Cd entre organes aériens. Nous avons testé si la biomasse des pailles était un paramètre susceptible de moduler l'allocation de Cd aux grains. L'hypothèse sous-jacente est que les tissus végétatifs transpirant, que l'on retrouve dans les pailles (feuilles + tiges), se comportent comme des « puits » de Cd en compétition avec les grains lors de leur remplissage. Par la transpiration, les feuilles + tiges mobilisent, en effet, une partie du flux xylémien contenant le Cd en provenance des racines. Un modèle a été généré à partir de cette hypothèse faisant reposer la variabilité de la concentration en Cd du grain notamment sur la biomasse des pailles et des grains. La figure 9b montre que ce modèle s'ajuste bien à la variabilité inter-cultivars d'accumulation de Cd observée et souligne que la biomasse des pailles a un effet négatif sur la concentration en Cd du grain ($\beta > 0$). Cela revient à montrer que les variétés de blé dur qui allouent une forte proportion de leur biomasse aérienne aux pailles (donc potentiellement celles à paille haute) s'avèrent moins accumulatrices de Cd. Aussi, la sélection variétale qui tend à réduire la hauteur des pailles pour des raisons de résistance à la verse pourrait favoriser la contamination des grains de blé dur par le Cd.

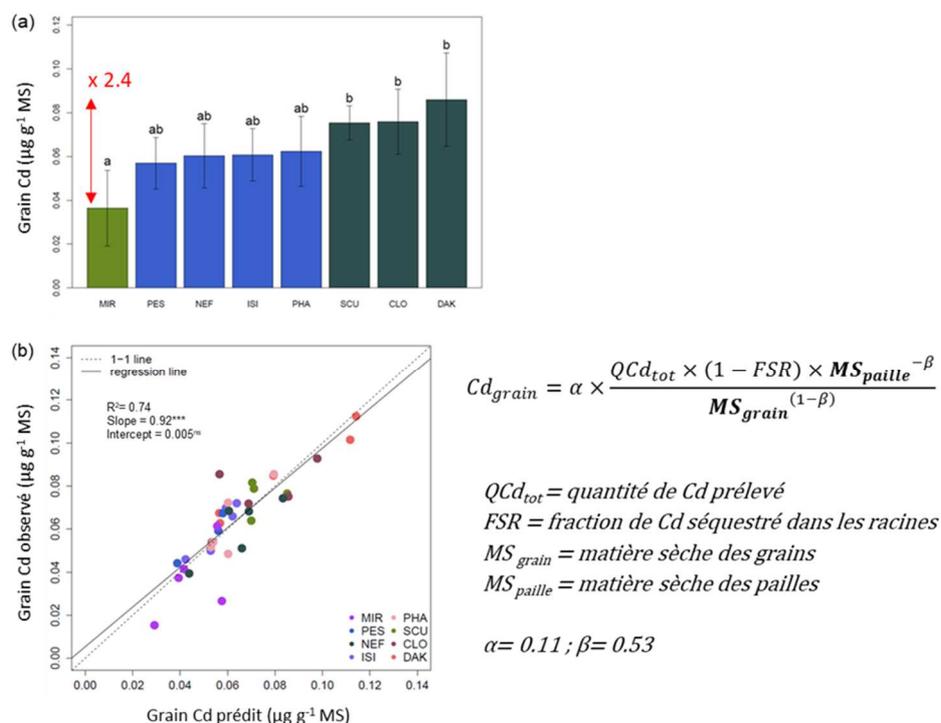
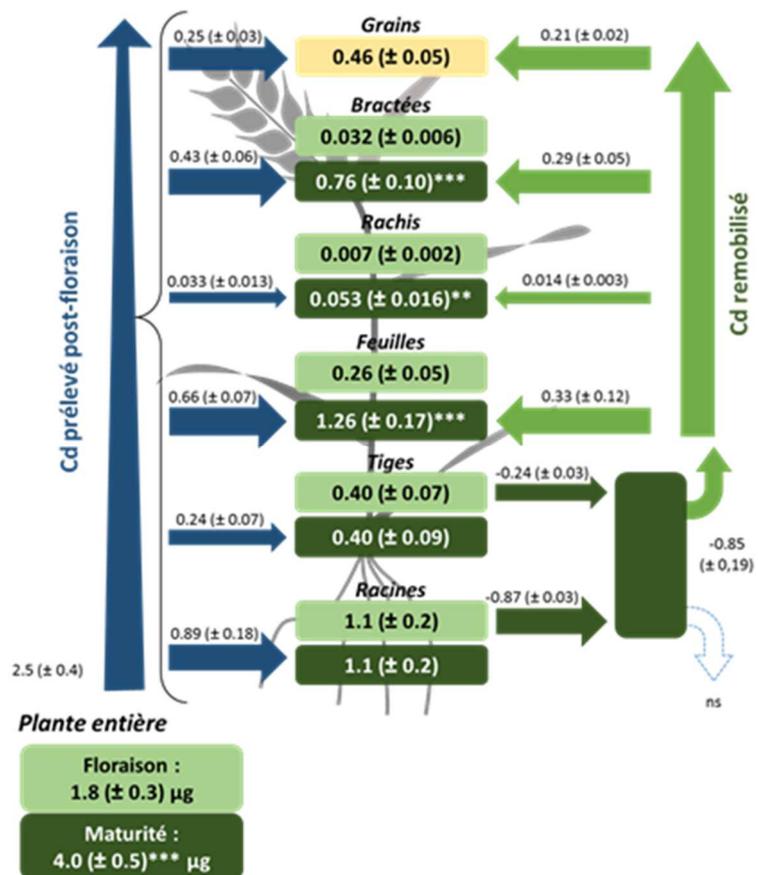


Figure 9. (a) Concentration en Cd du grain à maturité et (b) relation entre les concentrations en Cd du grain prédites par le modèle et celles mesurées expérimentalement, pour les 8 variétés de blé dur testées [A23].

2.2.1.2 Poids du Cd remobilisé et identification des organes « source »

Le marquage isotopique du Cd prélevé après floraison a permis de calculer les flux bruts d'allocation et de réallocation de Cd entre organes pendant le remplissage du grain, chez le blé dur exposé à 5 nM de Cd (Fig. 10) [A31]. A ce niveau d'exposition représentatif de celui auquel le blé dur est exposé en sol agricole, près de la moitié du Cd accumulé dans le grain provient de la remobilisation du Cd prélevé en phase végétative, ce qui témoigne chez le blé dur d'une contribution relativement importante de cette « source » de Cd. Ceci suggère que le Cd, contrairement au calcium, est relativement mobile dans le phloème, et donc qu'il existe dans le phloème des ligands ayant une forte affinité pour le Cd, peut-être des ligands soufrés. A noter que cette contribution du Cd remobilisé est probablement plus forte encore en condition de plein champ où le prélèvement post-floraison de Cd (comme celui des nutriments) est susceptible d'être limité par la faible disponibilité en eau du sol à cette période.

Figure 10. Flux bruts d'allocation et de réallocation de Cd entre organes pendant le remplissage du grain, chez le blé dur (cv. *Sculptur*) exposé par voie hydroponique à 5 nM de Cd [A31].



Il semblerait que le Cd soit remobilisé exclusivement depuis la tige et les racines et pas depuis les feuilles, ce qui corrobore l'idée que les feuilles sont un puits final de Cd chez le blé dur, en compétition donc avec les grains lors de leur remplissage. Un autre résultat marquant est que la remobilisation du Cd ne semble pas liée à celle de l'azote, de même qu'elle ne semble pas liée à la sénescence des tissus source. En effet, Cd et N ne sont pas remobilisés depuis les mêmes tissus sources [A28]. Par ailleurs, si une privation d'azote provoque, via la sénescence anticipée de certains tissus source (les feuilles notamment), une remobilisation anticipée de N, elle ne semble pas affecter la remobilisation de Cd.

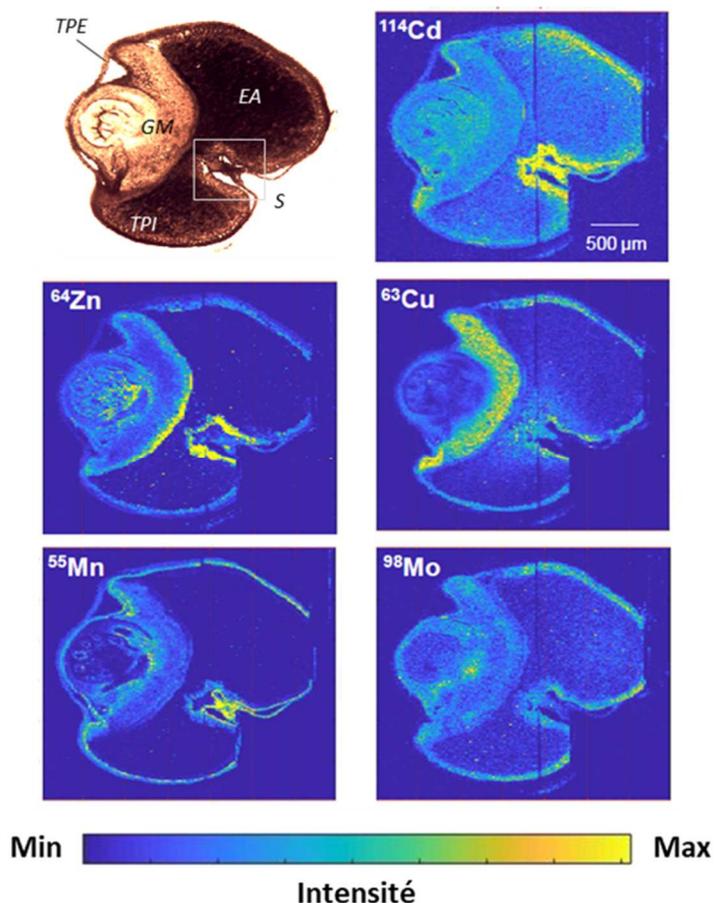
Ces résultats proposent une première base de réflexion quant aux sources et flux de Cd à cibler pour freiner le transfert de Cd vers le grain. Une question en suspens concerne le moteur de la remobilisation de Cd dont une hypothèse est qu'elle serait liée au statut soufré du blé (cf. section 4.2.1.1)

2.2.1.3 Chargement de Cd dans le grain : l'apport de la cartographie haute résolution

Une cartographie précise de la localisation de Cd, Cu, Fe, K, Mn, Mo, P, S, Zn dans le grain de blé dur a été réalisée par ablation laser couplée à la spectrométrie de masse à plasma induit (LA-ICP-MS) et par microfluorescence aux rayons X (μ XRF), à partir de sections transversales et longitudinales de grains contaminés en Cd [A34] (collab. UMR IPREM). Les cartes obtenues par LA-ICP-MS (Fig. 11) indiquent que le Cd s'accumule fortement dans le sillon et dans une moindre mesure dans les enveloppes externes du grain (péricarpe, testa, couche aleuronique) ainsi que dans l'embryon. Si le Cd s'accumule peu dans l'endosperme amylicé, son abondance relative par rapport aux autres tissus est toutefois supérieure à celle de la plupart des micronutriments, notamment au Zn. Les cartes obtenues par μ XRF (données non montrées) précisent qu'au sein du sillon, le Cd s'accumule avant tout dans les tissus maternels (parenchyme vasculaire, projection nucellaire et cellules de transfert), à une concentration plus de 100 fois supérieure à la concentration moyenne de Cd du grain. Un suivi spécifique du soufre (analyses μ XRF et μ XANES, données non montrées) a permis de mettre en évidence, d'une part, que le soufre s'accumule de manière significative dans l'endosperme amylicé et, d'autre part, que le Cd serait majoritairement associé à des ligands soufrés dans les vaisseaux phloémiens du sillon.

L'ensemble de ces observations suggèrent (i) que le transfert du Cd des vaisseaux phloémiens maternels vers les tissus filiaux du grain est largement contraint, comme l'est celui de Fe et Zn, et (ii) que le transport et l'accumulation de Cd au sein des tissus du grain pourraient être associés à des molécules soufrées qu'il reste à caractériser. Par ailleurs, même si l'accumulation préférentielle de Cd dans certains tissus (e.g. le sillon) ouvre la perspective de réduire la teneur en Cd des moutures par l'adaptation des processus de meunerie, la co-localisation de Cd avec plusieurs nutriments, notamment Mn et Zn (Fig. 11) fait que ces adaptations auront également pour effet de réduire la qualité nutritive des moutures produites.

Figure 11. Cartes de répartition de ^{114}Cd , ^{64}Zn , ^{63}Cu , ^{55}Mn et ^{98}Mo dans un grain de blé dur (cv. *Sculptur*) à maturité coupé transversalement au niveau des primordia foliaires. Les cartes ont été obtenues par LA-ICP-MS. L'échelle de couleurs représente différentes abondances relatives, le bleu correspond à l'abondance relative la plus faible et le jaune la plus élevée. L'image optique (en haut à gauche) montre les différents tissus visibles dans cette coupe transversale : TPE, tissus périphériques externes (probablement le péricarpe externe) ; TPI, tissus périphériques internes (probablement le testa, le péricarpe interne et les autres couches périphériques maternelles ainsi que la couche d'aleurone) ; EA, endosperme amylicé ; GM, germe (scutellum + sac embryonnaire) et S, sillon.

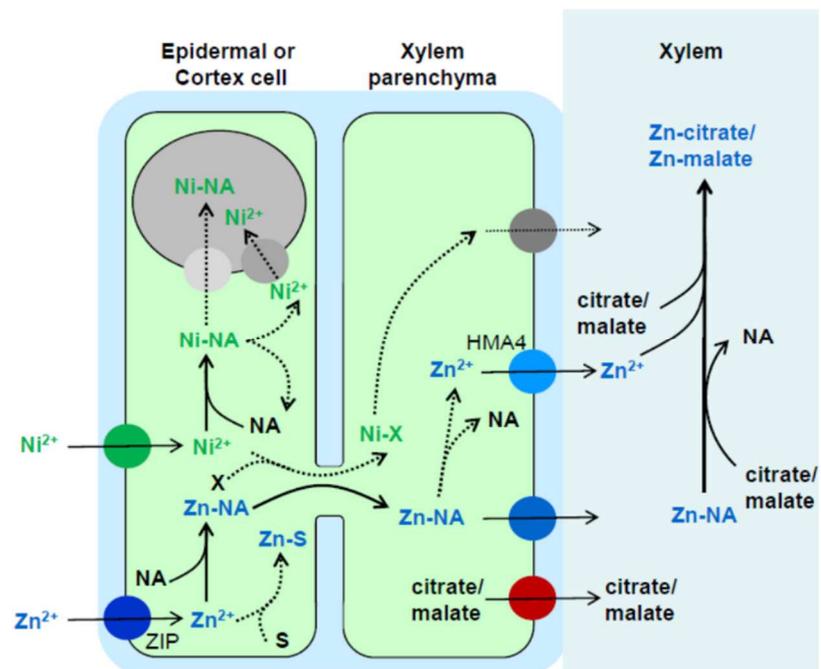


2.2.2 Nicotianamine et homéostasie de Zn et Ni chez *Arabidopsis halleri*

La nicotianamine (ou NA) est un complexant cytosolique fortement impliqué dans la réponse des plantes au stress métallique, notamment chez les plantes hyperaccumulatrices de MTs telle que *Arabidopsis halleri* qui hyperaccumule Zn et Cd.

Les résultats acquis dans le cadre du séjour post-doctoral effectué à l'Université de Bayreuth (collab. S. Clemens) montrent qu'une baisse de la concentration racinaire de NA (baisse générée par « silencing » du gène *AhNAS2*) se traduit par une baisse de la translocation de Zn mais par une hausse de la translocation de Ni [A18]. Par ailleurs, cette baisse de la concentration racinaire de NA rend la plante hypersensible au Ni mais n'altère pas son hypertolérance au Zn. Il semble donc que la nicotianamine joue un rôle radicalement différent vis-à-vis de la dynamique de Zn et Ni chez *A. halleri*. La nicotianamine serait impliquée dans l'hyperaccumulation de Zn via l'impact qu'elle a sur l'exportation de Zn vers les organes aériens quand elle serait impliquée davantage dans l'homéostasie de Ni via son rôle dans la rétention racinaire de Ni. Les processus moléculaires sous-jacents seraient liés à la spécificité des transporteurs membranaires, capables de distinguer le complexe NA-Zn du complexe NA-Ni. La complexation de Zn par NA dans les cellules racinaires de *A. halleri* faciliterait donc le transport radial de Zn vers le péricycle et son chargement dans le xylème alors que la complexation de Ni par NA favoriserait, au contraire, sa séquestration dans la vacuole des cellules corticales ou épidermiques des racines. Une étude spécifique de la composition du xylème a, par ailleurs, révélé l'absence du complexe NA-Zn, suggérant que NA n'est pas impliquée dans le transport longue distance de Zn dans le xylème. L'ensemble des conclusions de ce travail est résumé dans la figure 12.

Figure 12. Modèle résumant les conclusions de l'étude relatives aux rôles présumés de la nicotianamine (NA) vis-à-vis de la mobilité du zinc (Zn) et du nickel (Ni) dans les racines d'*Arabidopsis halleri* [A18].



2.3 Réponse des cultures à de « faibles » doses de MTs

Les travaux s'intéressant à l'écotoxicologie des MTs en contexte agricole sont rares car ils s'accompagnent souvent d'une absence d'effet notoire sur les organismes cibles. C'est un résultat en soi qui témoigne probablement d'une absence d'écotoxicité aigue des MTs aux doses auxquelles ils s'accumulent dans les sols agricoles, mais un résultat insuffisant pour juger de leur effet à long terme sur la santé des cultures et la durabilité des agroécosystèmes concernés. Aussi, ai-je consacré plusieurs travaux de recherche à caractériser la réponse de cultures (tournesol, blé dur, engrais verts) à de « faibles » doses de MTs, avec pour objectif principal de tester si des modulations de croissance et de répartition de MTs entre organes étaient décelables aux doses de MTs observées en contexte agricole. L'hypothèse d'une modulation de la sensibilité du blé dur à la fusariose comme réponse à une exposition au Cd a également été testée (cf. section 2.3.2).

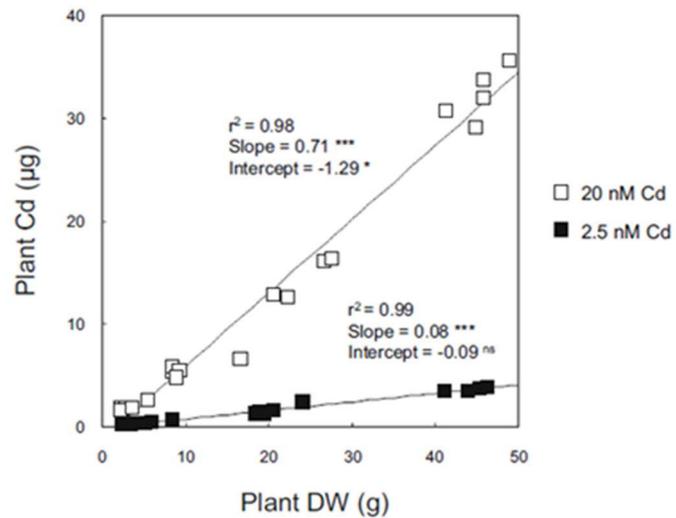
2.3.1 Réponse du tournesol à de « faibles » doses de Cd

Le tournesol est une plante de grande culture réputée tolérante aux MTs et dont la valorisation non alimentaire (e.g. bioraffinerie, méthanisation) est relativement aisée. Aussi, le tournesol est-il cultivé en contexte agricole pour produire de l'huile, mais également en contexte de phytomanagement pour valoriser des sols plus fortement contaminés en MTs.

Une série d'expériences menées en hydroponie a permis de caractériser la réponse du tournesol à des doses de Cd de l'ordre de celles rencontrées en contexte agricole (< 20 nM) ou de phytomanagement (100 nM). Ces travaux ont souligné, d'une part, qu'aucune réponse notoire de la plante n'était observée à des doses de Cd inférieures ou égales à 20 nM : la production de matière sèche n'est pas pénalisée, le prélèvement de Cd se fait au prorata direct de sa concentration en solution (Fig. 13) et sa répartition entre organes est quasi-inchangée [A21]. La situation est différente à 100 nM où la plante semble davantage restreindre le transfert de Cd vers ses organes aériens. Nos travaux ont pu montrer qu'à ce niveau d'exposition, qui reste bas par rapport à ceux habituellement testés dans la littérature, le prélèvement de Cd ne se fait plus au prorata direct de sa concentration en solution et que la translocation de Cd des racines vers les parties aériennes est largement inhibée [A33]. Si ces deux points de contrôle du transfert de Cd (i.e. prélèvement et translocation) sont largement connus des physiologistes des MTs, leur activation à une dose aussi « faible » n'avait, à l'époque, jamais été soulignée. Ce travail suggère également qu'un troisième « point de contrôle » pourrait s'activer sous exposition Cd modulant la répartition tige-feuilles de Cd vers plus de Cd dans la tige et moins dans les feuilles. Il reste à vérifier que ces changements de répartition de Cd, entre racines et parties aériennes comme entre tiges et feuilles, sont le fruit d'une réponse adaptative du tournesol visant à protéger son appareil photosynthétique et non d'un désordre physiologique (on pense à une baisse de la transpiration) dû à un excès de Cd.

Par ailleurs, la comparaison de 2 cultivars de tournesol présentant une tolérance différentielle au Cd a permis de confirmer à « faible » dose que la tolérance au Cd n'était pas conférée par une inhibition plus forte de son prélèvement racinaire mais par une restriction plus efficace de sa translocation vers les organes aériens [A33]. Des changements de composition métabolique de la sève xylémienne ont été observés spécifiquement sur la variété sensible et se sont traduits, essentiellement, par une concentration plus faible de malate et fumarate en présence de Cd. Cette observation vient supporter l'idée qu'une exposition à 100 nM Cd provoque un désordre physiologique chez les variétés de tournesol les plus sensibles.

Figure 13. Relation entre la hausse de prélèvement de Cd et le gain de matière sèche observée en phase végétative, sur tournesol cultivé en hydroponie en présence de 2.5 nM et 20 nM de Cd [A21].



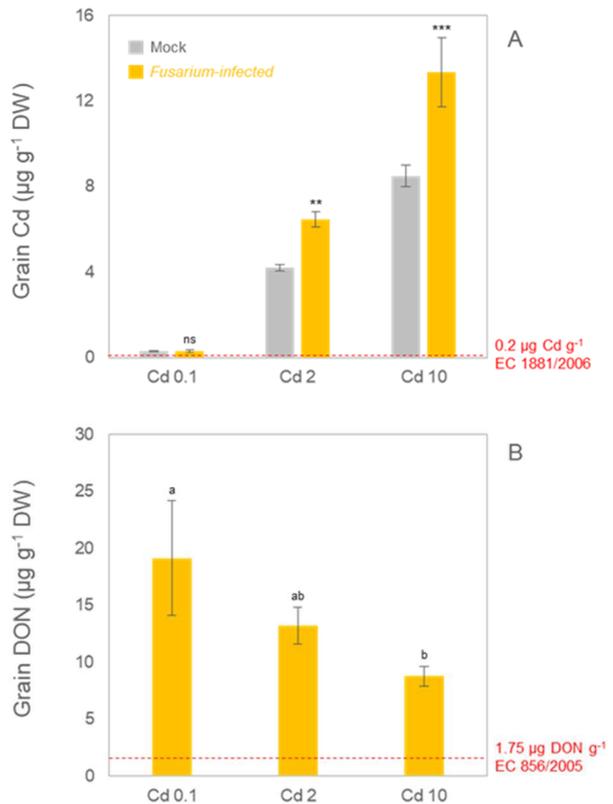
2.3.2 Une « faible » dose de Cd stimule les réactions de défense du blé dur vis-à-vis de *F. graminearum*

En plus d'accumuler davantage de Cd que les autres céréales, le blé dur est sujet à une contamination de ses grains par les mycotoxines, notamment le déoxynivalenol (ou DON), en raison de sa sensibilité accrue à l'infection à floraison par *Fusarium graminearum*. Un dispositif expérimental en conditions contrôlées a permis de démontrer que ces deux événements de contamination n'étaient pas indépendants [A41]. D'un côté, l'infection de l'épi par *F. graminearum* promouvrait l'accumulation de Cd dans les grains lorsque la concentration de Cd dans le sol est élevée. De l'autre, l'exposition du blé dur au Cd via le sol limiterait l'accumulation de DON dans ces mêmes grains (Fig. 14).

L'effet inhibiteur de Cd sur l'accumulation de DON dans les grains s'expliquerait avant tout par une croissance plus lente de *F. graminearum* en présence de Cd. Des expériences conduites in vitro [B3] (collab. UMR MycSA) ont permis de souligner que des concentrations en Cd de l'ordre de celles quantifiées dans l'épi au moment de l'infection par le pathogène fongique affectaient l'expression de gènes impliqués dans un grand nombre de voies métaboliques chez *F. graminearum* telles que le cycle respiratoire ou la réponse au stress oxydant. Nous avons aussi démontré que l'exposition du blé dur au Cd semblait le prémunir contre l'infection par le pathogène fongique en induisant des réactions de défense plus importantes, parmi lesquelles le déclenchement de la réponse oxydative et la mise en place de barrières contre la progression de *F. graminearum* (voies des phenylpropanoïdes et synthèse des hydroxyamides).

L'effet promoteur de l'infection de l'épi par *F. graminearum* sur l'accumulation de Cd dans les grains s'explique peut-être par un effet du pathogène fongique sur la taille des grains. Les épis fusariés se caractérisent par une forte diminution de la taille des grains dans et au-dessus de la zone d'infection, en raison de l'obturation des vaisseaux phloémiens par le pathogène fongique, et par une augmentation sensible (15 à 25%) de la taille des grains en dessous de la zone d'infection. Le fait que ces « gros » grains soient plus riches en Cd est intéressant car cela va à l'encontre de l'hypothèse de dilution qui prétend que la teneur en éléments minéraux des grains diminue à mesure que la taille des grains augmente. Une possibilité est que la surconcentration en Cd de ces « gros » grains provienne de leur transpiration supérieure à celle des grains plus petits, en raison de leurs plus grandes glumes et glumelles et/ou d'une vigueur physiologique plus importante.

Figure 14. Effet de la concentration en Cd du sol et de l'infection par *Fusarium graminearum* sur la concentration en Cd (A) et en déoxynivalenol (ou DON) (B) des grains de blé dur (cv. *Sculptur*) à maturité [A41].

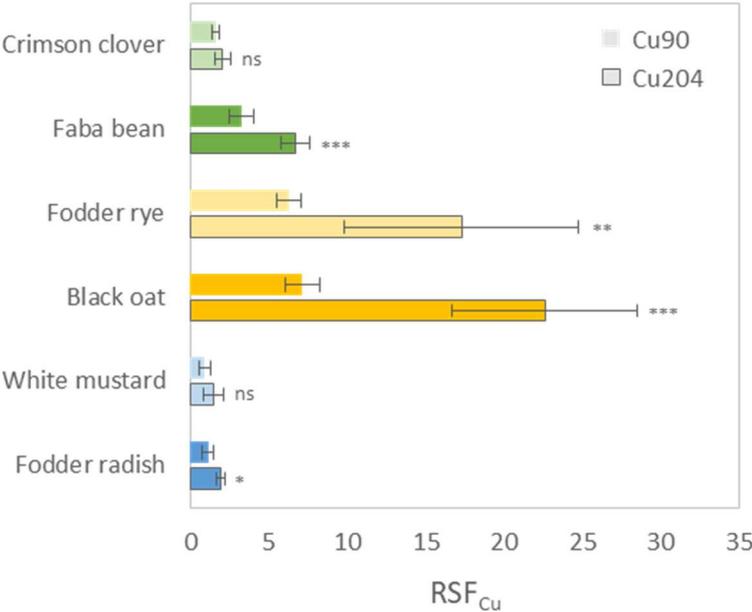


2.3.3 Réponse des engrais verts à de « faibles » doses de Cu

Les engrais verts sont de plus en plus utilisés en agriculture car ils présentent de multiples avantages pour le sol et l'environnement : ils améliorent la structure et la fertilité minérale du sol, augmentent sa teneur en matière organique et son activité biologique, protègent le sol contre l'érosion et le ruissellement, limitent la germination et la croissance des mauvaises herbes, fournissent des habitats à des prédateurs et insectes bénéfiques, et sont esthétiquement agréables [12]. Leur usage en viticulture pourrait néanmoins être compromis par la contamination cuprique des sols de vigne, d'autant que, contrairement à la vigne, les engrais verts ont un système racinaire qui se développe essentiellement dans l'horizon de surface où s'accumule le Cu.

Une expérience en microplacettes menée sur un ancien sol de vigne a permis d'évaluer l'effet d'une augmentation de la teneur en Cu du sol de 90 à 204 mg kg⁻¹ - augmentation que je qualifierais de réaliste - sur la croissance et le niveau d'accumulation de Cu de six espèces d'engrais verts semés à l'inter-rang : deux Brassicaceae (moutarde blanche et radis fourrager), deux Fabaceae (trèfle incarnat et féverole) et deux Poaceae (seigle fourrager et avoine rude) [A45]. Ce travail a souligné que la croissance des engrais verts pouvait être pénalisée par le Cu aux concentrations auxquelles il s'accumule dans les sols de vigne. Il a par ailleurs montré que les deux Brassicacées étaient particulièrement sensibles à l'excès de Cu au stade germinatif (donnée non montrée), et que les deux Poacées étaient plus tolérantes au Cu et séquestraient plus efficacement le Cu prélevé dans leurs racines que les d'engrais verts des autres familles (Fig. 15). Même si ces résultats restent à confirmer sur un plus grand nombre d'espèces pour en tirer des conclusions sur de potentielles différences de sensibilité au Cu entre familles botaniques, ils suggèrent un lien entre séquestration racinaire de Cu et tolérance au Cu, de même qu'entre exigence en soufre et sensibilité au Cu, qui pourraient motiver des travaux complémentaires pour en vérifier le bienfondé physiologique.

Figure 15. Facteur de séquestration racinaire du Cu (RSF_{Cu}) à floraison dans six engrais verts cultivées dans un même sol de vigne à deux concentrations de Cu : 90 mg kg^{-1} (Cu90) et 204 mg kg^{-1} (Cu204) [A45].



2.4 Gestion de la contamination des sols agricoles par les MTs

L'objectif finalisé de mes recherches a toujours été de fournir à la sphère agricole des solutions et des recommandations pour une meilleure gestion des problèmes, sanitaires comme environnementaux, liés aux MTs. Sont présentées ci-dessous trois solutions visant à limiter l'impact environnemental du Cu utilisé en protection de la vigne, que j'ai testées dans des conditions plus ou moins réalistes dans le cadre de mes travaux.

2.4.1 De la pulpe de betterave pour optimiser la rétention de Cu dans les bassins d'orage viticoles

Le vignoble alsacien comporte de nombreuses parcelles en forte pente sur lesquelles ruissellent les eaux pluviales lors d'évènements orageux, emportant avec elles des produits de traitement de la vigne, dont le Cu. Ces eaux de ruissellement sont recueillies dans des bassins d'orage qui assurent à la fois leur stockage et leur traitement primaire avant qu'elles ne soient rejetées dans le réseau hydrographique. Les bassins d'orage doivent donc dans leur conception permettre une rétention efficace des contaminants des eaux qu'ils reçoivent et, pour les contaminants organiques, contribuer à leur dégradation. Dans le cadre du projet ArtWET, nous avons testé si l'ajout de biosorbants issus de sous-produits agricoles permettait d'optimiser la rétention de Cu, ainsi que des pesticides organiques glyphosate, diuron et 3.4 dichloroaniline, dans le bassin d'orage de Rouffach (68). Des expériences en laboratoire ont permis d'identifier la pulpe de betterave comme un biosorbant efficace pour fixer le Cu dans des eaux environnementales [A9].

La figure 16 présente les résultats d'une expérience avale dans laquelle l'effet de la pulpe de betterave sur la rétention de Cu a été évalué dans des conditions visant à reproduire, à petite échelle, le fonctionnement du filtre à sable mis en place dans le bassin d'orage de Rouffach [A11]. Les résultats montrent que (i) le filtre à sable seul retient efficacement le Cu apporté par les eaux de ruissellement, et (ii) la pulpe de betterave ne permet une rétention additionnelle de Cu que si elle est placée en aval du filtre et non mélangée à celui-ci. Ce travail souligne la difficulté de valoriser les sous-produits agricoles organiques comme biosorbant car leurs propriétés de sorption sont changeantes dans le temps en fonction, notamment, de leur dégradation par la microflore. Dans l'expérience en question, nous suspectons que la pulpe de betterave nuit à la rétention de Cu sur le mélange sable-sédiment via la pectine qu'elle libère qui maintiendrait en solution une partie du Cu entrant dans le filtre.

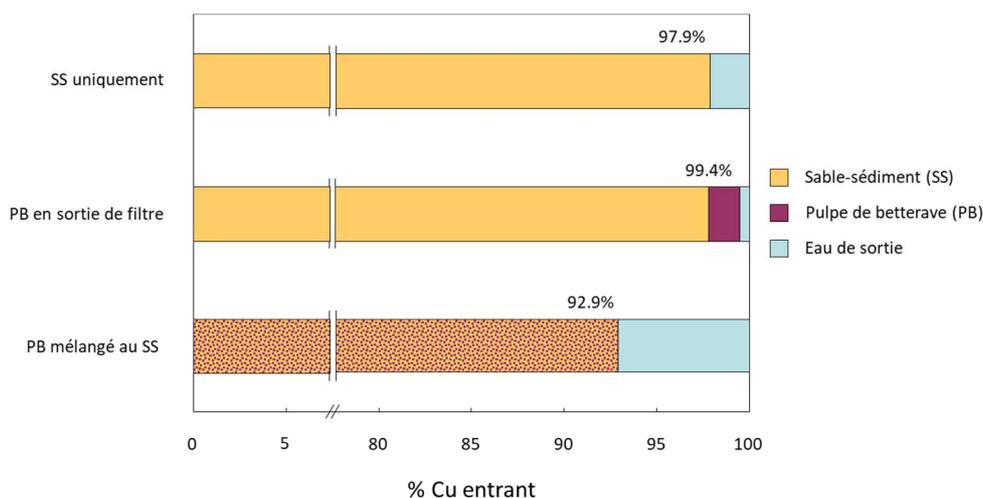


Figure 16. Rétention du Cu par le filtre à sable (exprimée en % du Cu entrant) pour les trois modalités testées : sable-sédiment seul, pulpe de betterave en sortie de filtre, pulpe de betterave mélangée au sable-sédiment dans le filtre, évaluée via la mesure de la concentration en Cu de l'eau de sortie [A11].

2.4.2 Des bactéries productrices de sidérophore pour manipuler la phytodisponibilité de Cu dans le sol

J'ai dédié une part importante de mes travaux à étudier l'impact que la production de sidérophores pouvait avoir sur la solubilité et la phytodisponibilité de Cu dans le sol, notamment dans la rhizosphère. L'objectif de ces travaux était, d'une part, d'identifier les processus biogéochimiques impliqués dans la solubilisation de Cu par les sidérophores dans les sols (sorption, complexation, dégradation) et, d'autre part, d'évaluer si l'inoculation de bactéries productrices de sidérophore était un levier efficace pour augmenter la phytodisponibilité de Cu dans le sol à des fins de phytoextraction.

Un premier travail [A15] a démontré que le sidérophore pyoverdine (Pvd) a une affinité pour le Cu(II) assez élevée pour augmenter sa solubilité et sa phytodisponibilité dans un sol viticole. La constante de stabilité du complexe Pvd-Cu ($K^{LCu} = 10^{20.1}$) déterminée par titration spectrophotométrique s'est révélée beaucoup plus élevée que celle du complexe Pvd-Cd ($K^{LCD} = 10^{8.2}$). La sortie majeure de cette étude est l'accord observé entre les propriétés de coordination de la Pvd vis-à-vis de Cu et Cd et l'impact de son apport sur la solubilité et la phytodisponibilité de ces deux MTs. En effet, l'ajout graduel de Pvd s'est traduit par une augmentation graduelle de la solubilité de Cu dans le sol alors que la solubilité de Cd n'a pas été affectée (Fig. 17a). De même, l'ajout de Pvd à raison de 250 $\mu\text{mol Pvd kg}^{-1}$ sol s'est traduit par une augmentation ciblée de la phytodisponibilité de Cu (Fig. 17b).

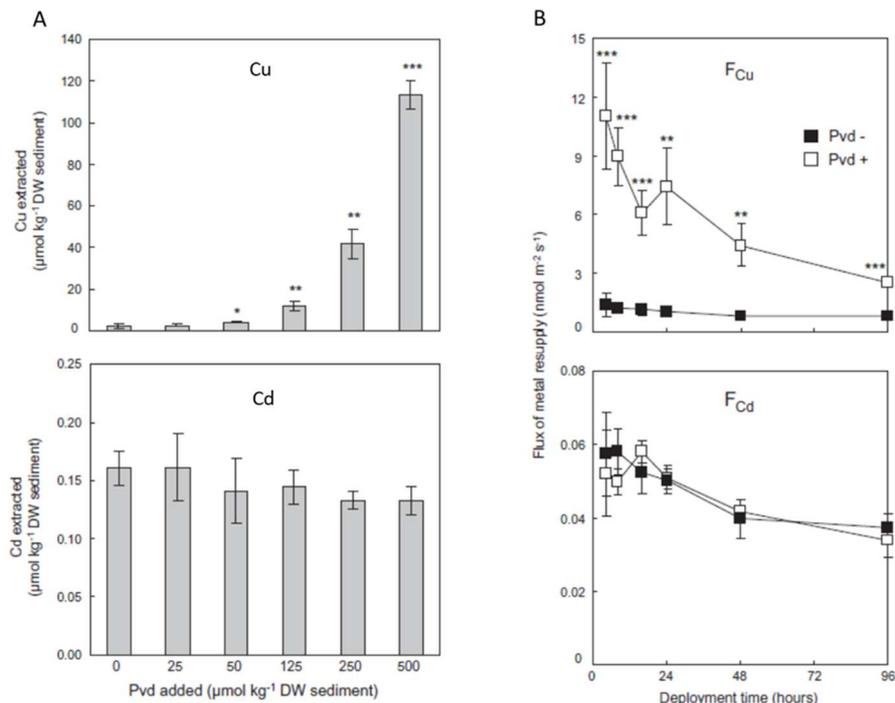


Figure 17. (a) Quantité de Cu et Cd extraits de la phase solide (CaCl_2 0.005 M) en réponse à un apport croissant de pyoverdine (Pvd), et (b) flux de réapprovisionnement de Cu et Cd depuis la phase solide mesuré par DGT (Diffusive Gradient in Thin films) après ajout (Pvd+) ou non (Pvd-) de pyoverdine, dans un sol viticole carbonaté [A15].

Un deuxième travail [A29] a souligné que l'apport au sol de Pvd augmente systématiquement et sélectivement la solubilité de Cu (Fig. 18a), Al et Fe (données non montrées) en sols viticoles, en accord avec la forte affinité de la Pvd pour ces trois éléments. L'augmentation de la solubilité de Cu en présence de Pvd varie d'un facteur 1.4 à 8 entre les sols, en lien présumé avec la disponibilité de Al et Fe et le degré de sorption de la Pvd sur la phase solide de ces sols. Ce travail souligne également que l'apport au sol de Pvd diminue systématiquement la concentration de Cu libre dans l'extrait CaCl_2 (Fig.

18b). Ceci suggère qu'en présence de Pvd la grande majorité du Cu présent dans l'eau porale des sols est complexé à la Pvd. La contribution du complexe Cu-Pvd au prélèvement de Cu par les racines semble donc un prérequis indispensable pour que l'ajout de Pvd promeuve efficacement le transfert sol-plante de Cu (cf. section 2.1.4).

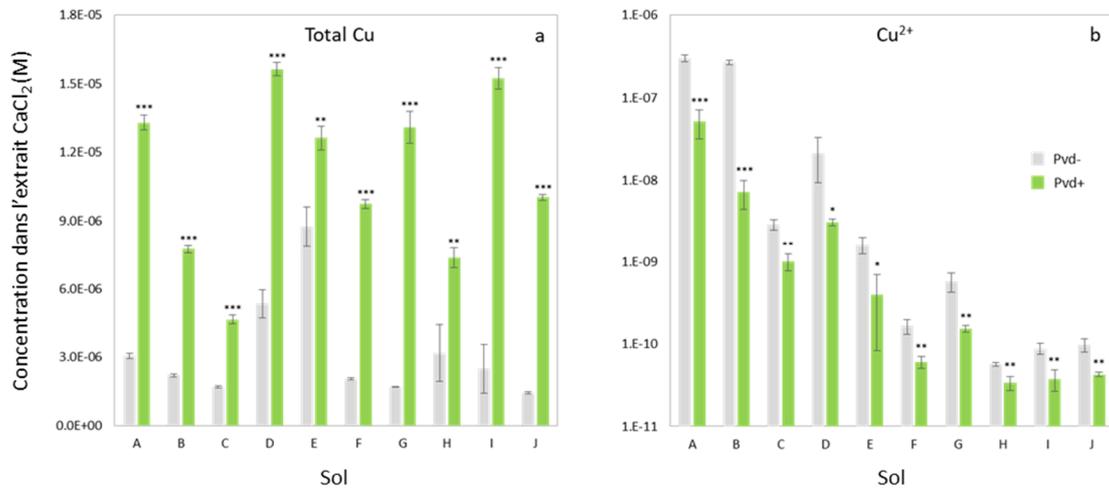


Figure 18. Concentrations en Cu total (a) et Cu libre (b) mesurées dans un extrait CaCl₂ 0.005 M après ajout (Pvd+) ou non (Pvd-) de pyoverdine, dans dix sols viticoles contaminés en Cu [A29].

Enfin, un troisième travail [A39] a démontré que l'inoculation en sol viticole de la bactérie productrice de Pvd *Pseudomonas putida* permet d'augmenter sensiblement la phytodisponibilité de Cu pour le tournesol. Nos résultats montrent en effet que la dynamique de Cu à l'interface sol-plante est altérée par la présence de la bactérie et que les changements sont les mêmes que ceux observés lorsque l'on ajoute directement le sidérophore, à savoir : la concentration de Cu total augmente (Fig. 19a) et la concentration de Cu libre diminue (Fig. 19b) dans l'extrait CaCl₂ en présence de la bactérie. Ces résultats, associés au fait que la Pvd n'a été détectée que dans les sols inoculés, suggèrent que la production de Pvd est un (voire le) processus majeur par lequel *P. putida* agit sur la dynamique de Cu à l'interface sol-plante. Nos résultats montrent également que le prélèvement de Cu augmente en présence de la bactérie et ce, malgré l'effet négatif de l'inoculation sur la concentration de Cu libre dans l'extrait CaCl₂. Cette hausse de prélèvement se traduit par une concentration supérieure de Cu dans les racines (Fig. 19c) mais pas dans les parties aériennes (donnée non montrée) dans les traitements inoculés. Le surplus de Cu prélevé en présence de la bactérie semble donc séquestré dans les racines, ce qui constitue un frein à l'optimisation de la phytoextraction de Cu.

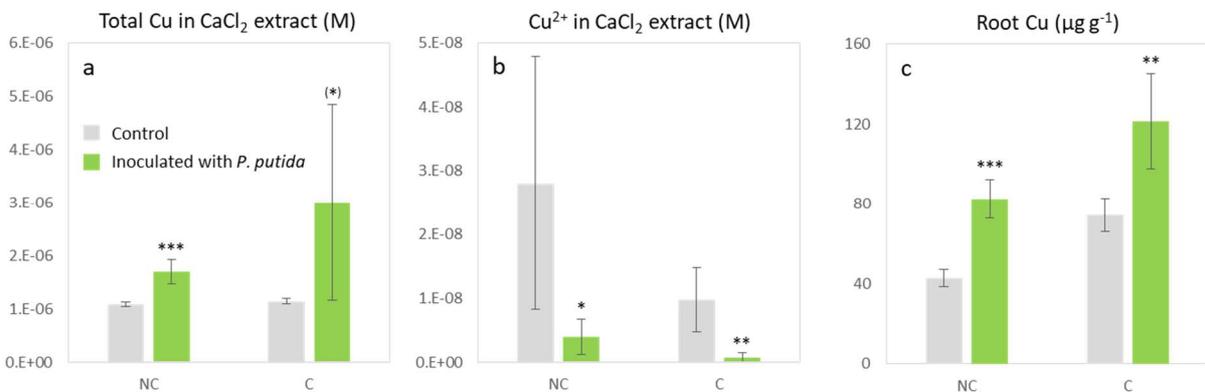


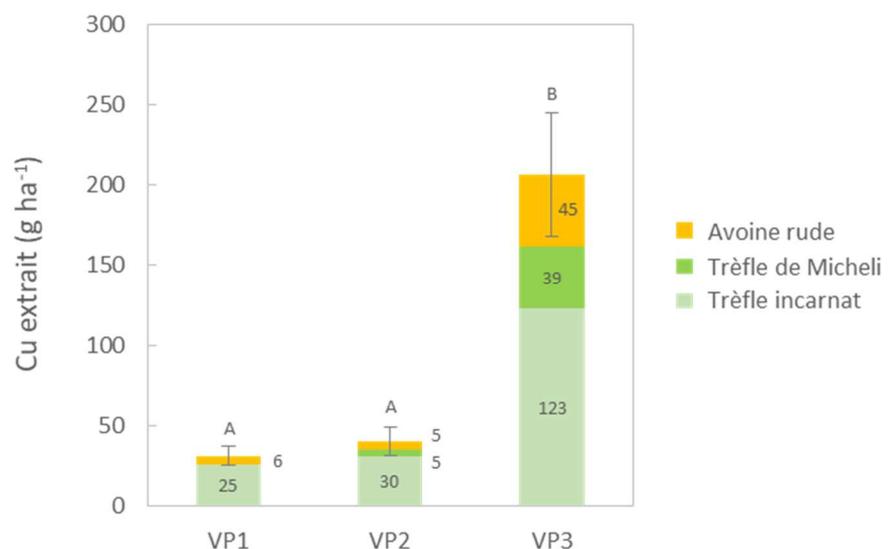
Figure 19. Effet de l'inoculation de *P. putida* dans un sol viticole carbonaté (C) et non carbonaté (NC) sur la dynamique de Cu à l'interface sol-plante et sur l'accumulation de Cu par le tournesol [A39].

2.4.3 Des plantes pour extraire le Cu des sols de vigne : une utopie ?

La phytoextraction est un procédé agroécologique de décontamination *in situ* des sols basé sur la culture de plantes dédiées à l'extraction de contaminant(s). C'est un procédé non polluant, peu coûteux et adapté au traitement de grandes surfaces de sol modérément contaminé, qui pourrait être utilisé en viticulture pour réduire la charge en Cu des horizons de surface grâce à l'implantation d'un couvert spécifique dans l'inter-rang. Toutefois, la phytoextraction de Cu reste pour l'heure expérimentale en viticulture, en grande partie car les rendements ne permettent pas de réduire suffisamment la charge en Cu des sols. Si les rendements de phytoextraction peuvent atteindre jusqu'à 100 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le Ni, ils sont bien inférieurs pour le Cu. Phytoextraire ne serait-ce que 1 kg Cu ha⁻¹ an⁻¹ ne semble pas aisé. Cela reviendrait à récolter 10 tonnes de matière sèche d'un couvert accumulant 100 mg Cu kg⁻¹ de matière sèche, alors même qu'il n'existe à ce jour pas (ou peu) de plantes terrestres en capacité d'accumuler et de tolérer - comprendre sans effet néfaste sur leur croissance - le Cu à de telles concentrations dans leurs organes aériens. Pour comparaison, de nombreuses plantes terrestres dites hyperaccumulatrices de Ni, parmi lesquelles *Odontarrhena chalcidica* [13], sont capables d'accumuler plus de 10 000 mg Ni kg⁻¹ dans leurs organes aériens.

J'ai débuté mon travail sur la phytoextraction de Cu en même temps que démarrait le projet ExtraCuivre, avec pour objectif d'éclairer la filière viticole sur le potentiel de cette pratique pour freiner la contamination cuprique des sols de vigne. Ce travail s'est caractérisé, dans un premier temps, par une analyse bibliographique des intérêts et limites à la mise en œuvre de la phytoextraction de Cu au vignoble [A36, C3]. Dans un second temps, j'ai réalisé des chiffrages de phytoextraction de Cu à la parcelle en m'intéressant à des plantes de service adaptées aux sols de vigne mais *a priori* peu accumulatrices de Cu : les engrais verts. Mon objectif était double : (i) déterminer la fourchette au sein de laquelle se situent les rendements d'extraction de Cu des engrais verts au vignoble, et (ii) identifier les engrais verts qui accumulent le plus de Cu dans leurs organes aériens parmi les espèces couramment semées dans l'inter-rang. La figure 20 présente les résultats d'extraction de Cu par un même mélange d'engrais verts obtenus sur trois parcelles viticoles du réseau Vertigo (collab. CA33) [A45]. Elle souligne que les rendements d'extraction de Cu par les engrais verts s'échelonnent de 30 à 170 g de Cu ha⁻¹ en fonction, notamment, de la disponibilité de Cu dans le sol (donnée non montrée), et sont donc bien inférieurs aux quantités annuelles de Cu apportées par les fongicides à base de Cu. Elle souligne également que parmi les trois engrais verts testés le trèfle incarnat est l'espèce extrayant systématiquement le plus de Cu.

Figure 20. Rendement d'extraction de Cu d'un mélange d'avoine rude, trèfle de Micheli et trèfle incarnat semé dans l'inter-rang de 3 parcelles viticoles (VP1, VP2, VP3) présentant des niveaux contrastés de disponibilité de Cu dans le sol [A45].



Dans un troisième temps, nous avons réalisé un screening plus large de plantes d'intérêt vis-à-vis de la phytoextraction de Cu [B5]. Dix-huit espèces ont été cultivées sur un sol de vigne à deux concentrations de Cu : 90 mg kg⁻¹ (Cu90) et 361 mg kg⁻¹ (Cu361). A floraison (Fig. 21a), les plantes ont été séchées et pesées, et le profil élémentaire de leurs racines et de leurs parties aériennes a été déterminé, après digestion, par ICP-OES. Ces dix-huit espèces rassemblaient :

Neuf engrais verts : avoine rude, radis fourrager, féverole d'hiver, seigle fourrager, triticale, luzerne cultivée, moutarde blanche, pois fourrager et trèfle incarnat

Trois espèces « accumulatrices » de MTs : la comméline commune accumulatrice de Cu [14] et deux géranium vivaces accumulateurs de Pb : *Pelargonium capitatum* et *Geranium macrorrhizum*

Trois espèces à métabolisme acide crassulacéen (CAM) car leur accumulation d'acides organiques dans les feuilles pourrait leur permettre d'hypertolerer voire d'hyperaccumuler le Cu [15] : *Sedum spectabile*, *Portulaca grandiflora* et *Portulaca umbraticola*

Une espèce utilisée pour phytoextraire le Cu en sols de vigne : le souci officinal (*Calendula officinalis*) dont nous avons testé 2 variétés commerciales : Ball's orange et Ball's golden yellow

Une espèce à forte biomasse pour compenser le faible niveau d'accumulation de Cu par une production importante de matière sèche : le tournesol

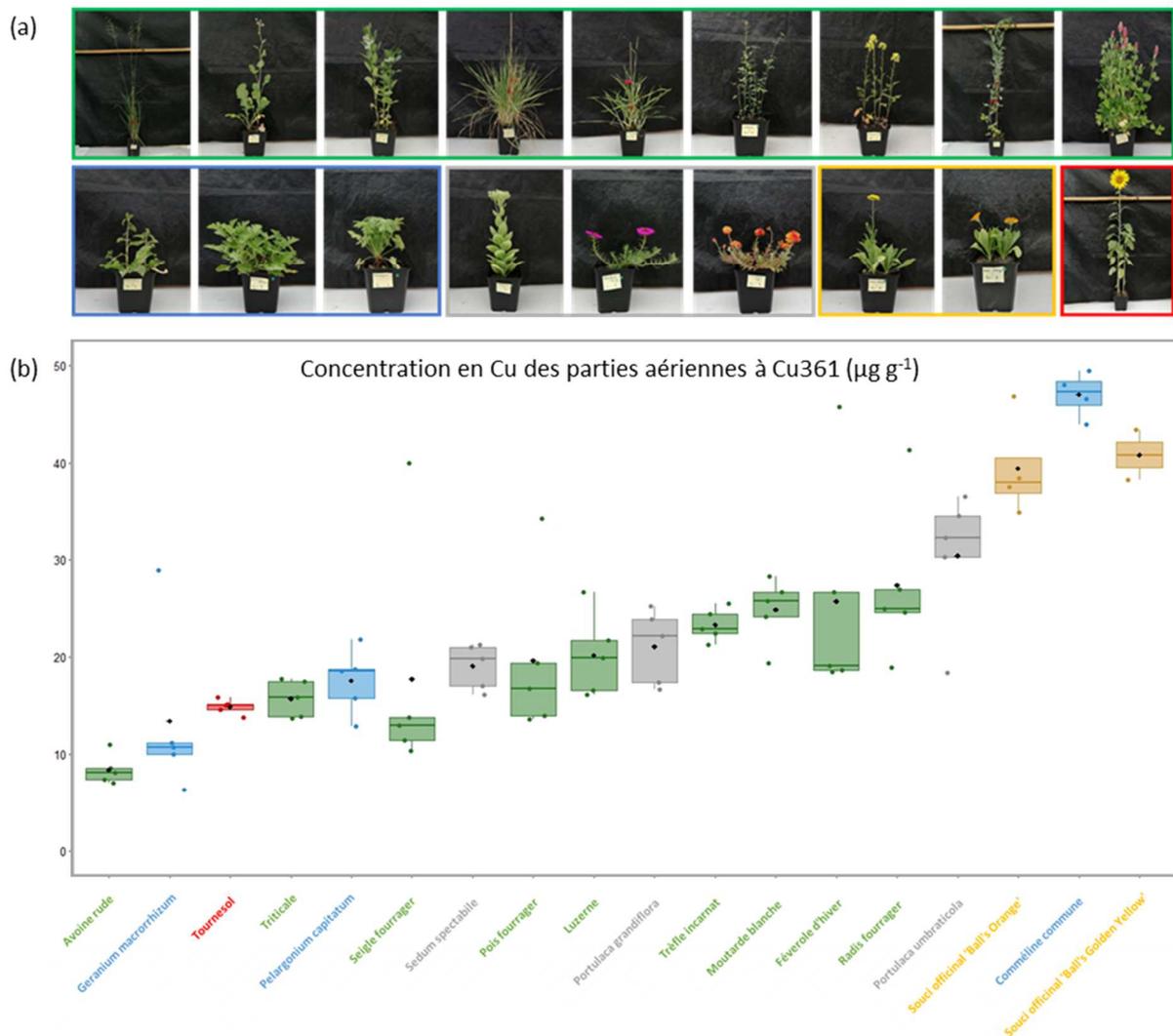


Figure 21. (a) Photo et (b) concentration en Cu des parties aériennes, à floraison des dix-huit plantes cultivées dans le sol viticole à Cu361 [B5].

Ce travail a souligné que les plantes CAM étaient, avec les Brassicaceae (moutarde blanche et radis fourrager), les seules plantes dont la croissance était pénalisée par la hausse de disponibilité de Cu entre Cu90 et Cu361. L'hypothèse selon laquelle les plantes CAM seraient accumulatrices de Cu n'est donc pas vérifiée. La concentration en Cu des organes aériens augmente significativement ($p < 0.05$) entre Cu90 et Cu361 pour 16 des 18 espèces testées, mais dans des proportions toujours inférieures à un facteur 3. Si la comméline commune et le souci officinal sont les deux espèces accumulant le plus de Cu à Cu361 (Fig. 21b), la teneur en Cu de leurs organes aériens ($\sim 50 \text{ mg kg}^{-1}$) reste 3 à 10 fois trop faible, suivant la matière sèche produite, pour extraire des quantités de Cu de l'ordre de celles actuellement apportées par les fongicides à base de Cu. Le développement de la phytoextraction de Cu en sols de vigne nécessite donc de trouver des plantes accumulant nettement plus de Cu que celles testées dans cette étude. Les investigations menées sur des sols cuprifères [16] sont à ce sujet guère encourageantes, l'extrême majorité des plantes poussant sur ces sols excluant le Cu plutôt que ne l'hyperaccumulant.

3.2 Une trajectoire marquée par des changements de discipline

Si ma trajectoire est linéaire d'un point de vue thématique, elle s'est avérée plurielle d'un point de vue disciplinaire. A ce jour, mon activité de recherche se ventile entre géochimie, voire biogéochimie si l'on inclut l'impact de processus biotiques du sol - dans mon cas l'activité des racines (prélèvement, exsudation) et des microorganismes (production de sidérophores) - sur la géochimie des MTs, écophysiologie végétale, voire physiologie végétale si l'on inclut l'étude des mécanismes grâce auxquels les plantes tolèrent, transfèrent et accumulent les MTs dans leurs organes - tel que le travail sur la nicotianamine que j'ai réalisé durant mon séjour post-doctoral à l'Université de Bayreuth [A18], écotoxicologie et agronomie (Fig. 23). Si ma formation initiale en chimie me permet de dialoguer de manière privilégiée, notamment avec les chimistes analytiques, ce n'est pas une discipline que je revendique car je ne la pratique pas en tant que telle mais uniquement dans le cadre de collaborations.

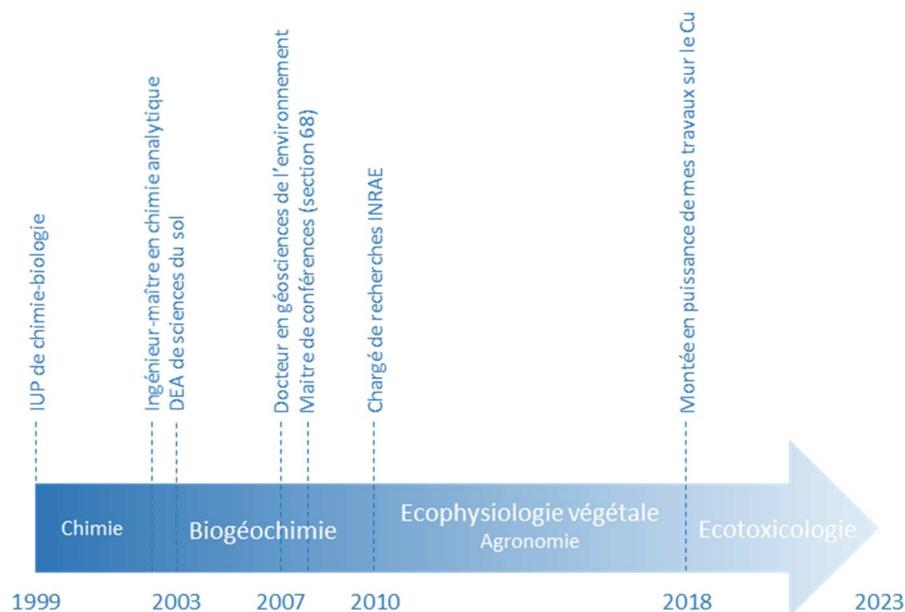


Figure 23. Disciplines scientifiques abordées depuis le début de mes recherches sur les MTs

Cette diversification thématique s'est faite graduellement, au gré de mes différents postes et de la maturation de mon activité de recherche. Le passage de la chimie analytique à la (bio)géochimie s'est fait assez naturellement via le suivi du DEA national de pédologie (2003), la réalisation d'un doctorat (2003-2007) sur la biodisponibilité de Cd dans les sols agricoles à l'INRAE de Bordeaux, et les postes d'ATER (2007-2008) puis de MCF (2008-2010) occupés à l'Université de Haute Alsace durant lesquels j'ai travaillé sur la bioremédiation de Cu dans les sols de vigne.

Mon ouverture sur l'écophysiologie végétale s'est faite à partir de 2010 quand j'ai été recruté comme chargé de recherches INRAE sur un profil d'écophysiologiste modélisateur au sein de l'UMR ISPA, pour développer un programme de recherche visant à comprendre et modéliser la répartition entre organes des MTs dans les plantes de grande culture. Cette mutation disciplinaire a été rendue possible par la présence au sein de l'UMR ISPA de C. Nguyen qui a contribué à ma formation en écophysiologie végétale, et par le post-doctorat en physiologie moléculaire des ETM que j'ai réalisé de septembre 2011 à octobre 2012 à l'Université de Bayreuth. Elle a débouché sur une série de travaux expérimentaux visant à caractériser l'écophysiologie de l'allocation de Cd aux grains chez le blé dur (thèse de Bofang Yan). Cette caractérisation s'est basée, pour partie, sur la quantification par traçage isotopique des flux d'allocation et de réallocation de Cd entre organes au cours de la croissance du blé

dur [A28, A31]. Ce travail expérimental devait déboucher sur l'élaboration d'un modèle écophysologique de répartition de Cd, élaboration que j'ai préféré « confier » à mon collègue C. Nguyen pour me concentrer sur d'autres projets. En cela, ma bascule vers l'écophysologie végétale n'a été que partielle.

Mon intérêt pour l'écotoxicologie est plus récent (2018) et coïncide avec la montée en puissance de mes travaux sur le cuivre qui est plus à même d'être écotoxique en contexte agricole que le Cd, notamment en sol de vignes. L'originalité de mes travaux en écotoxicologie est liée aux « faibles » doses de Cu auxquelles j'expose les plantes - doses que je veux représentatives de celles rencontrées dans l'horizon de surface des sols de vigne - plus qu'aux biomarqueurs de phytotoxicité de Cu que je suis (traits phénotypiques essentiellement) qui nécessiteraient d'être complétés de biomarqueurs plus sensibles tirés, par exemple, de la transcriptomique. J'ambitionne également à l'avenir de m'intéresser à d'autres cibles biologiques que les plantes afin d'être plus complet dans mon évaluation de l'écotoxicité de Cu, notamment aux organismes du sol pour lesquels les schémas d'exposition pour les plantes s'avèrent potentiellement caduques. L'écotoxicologie est donc une discipline dans laquelle je souhaite continuer d'investir en y associant une composante biologique plus marquée.

Enfin, l'agronomie est une discipline que je garde en toile de fonds pour cadrer mes questions de recherche : il faut que mes travaux s'inscrivent dans une problématique du monde agricole, et ce pour optimiser les chances que ce que j'observe *ex situ* prévale *in situ*. Cela me permet d'ajuster, entre autres, le matériel végétal, la fertilisation (forme, dose et fractionnement) et la concentration en MTs du milieu d'exposition (sol, solution nutritive) que j'utilise dans mes expériences. J'essaie par ailleurs depuis peu d'intégrer à mes projets de recherche une validation de mes conclusions majeures en condition de plein champ.

3.3 Une trajectoire tournée vers la production de connaissances

Une autre caractéristique de ma trajectoire de recherche est d'être dédiée presque exclusivement à la production de connaissances. Excepté lors de mes années d'ATER et de MCF, j'y ai alloué près de 90% de mon temps de travail (Fig. 24). En toute franchise, je pense l'avoir fait par nécessité autant que par choix. Par nécessité, car j'avais besoin de ce temps pour gagner mes gallons de chercheur INRAE en écophysologie, moi qui venait de la (bio)géochimie, et édifier un projet de recherche innovant, structuré et cohérent. En ce sens, la période de 2010 à 2017 a un peu ressemblé à une quête de légitimité voire à une lutte contre un « syndrome de l'imposteur ». Par choix, car la production de connaissances est ce que j'aime le plus dans le métier de chercheur. J'ai d'ailleurs quitté mon poste de MCF en 2010 pour intégrer l'INRAE, non pas car l'enseignement me rebutait, mais pour maximiser mon temps de recherche. J'aime cette mission de production de connaissances dans toutes ses étapes : l'identification des questions de recherche, la mise en place du dispositif expérimental permettant d'y répondre, l'expérimentation avec ce qu'elle implique de manipulations, observations et analyses, le traitement des données et la communication des résultats via, notamment, la rédaction d'articles scientifiques. Autrement dit, je suis un chercheur « proche de la paillassé » qui contribue activement à l'acquisition des données qu'il traite en aval.

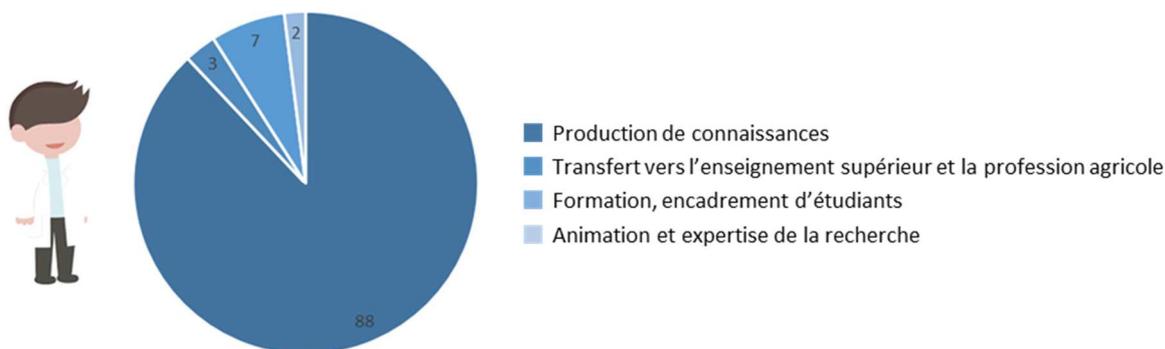


Figure 24. Ventilation actuelle de mon activité de recherche

En conséquence, le temps que j'alloue aux autres missions, notamment à l'animation de la recherche et à l'expertise, est limité. Ma contribution à la vie de mon UMR est toujours restée discrète de même que ma contribution à la vie du département INRAE dont je dépends. Je n'ai, par exemple, jamais animé d'équipe de recherche ni de thème scientifique transversal au sein de l'UMR ISPA, et n'ai jamais siégé au conseil scientifique du département AgroEcoSystem. Ce sont pourtant des missions qui, pour certaines, m'intéressent. Elles ne peuvent néanmoins être assumées à mes yeux que par un chercheur dont le projet de recherche est mature et trouve écho auprès de plusieurs collectifs dont il dépend (UMR, département INRAE, communauté scientifique, filière agricole), ce qui n'était pas mon cas encore récemment.

3.4 Une visibilité à renforcer vis-à-vis de certaines communautés

Mon positionnement au sein de l'UMR ISPA et de mon département INRAE de rattachement est clair. Je travaille au sein de l'équipe « BIONET » en collaboration avec mes collègues (bio)géochimistes et écophysiologistes des MTs sur des projets qui répondent à la problématique de la contamination des sols agricoles par les MTs et qui élargissent aux champs thématiques 2 « Sciences du vivant » et 3 « Sciences de l'environnement » et au grand enjeu scientifique 3 « Gestion sobre, protection et restauration des ressources air, eau et sol » du département AgroEcoSystem.

Je pense également être assez visible pour les filières agricoles concernées par mes travaux. L'interprofession céréalière (ARVALIS-Institut du Végétal) est partie prenante de presque tous les projets que je mène sur le Cd, de même que la profession viticole l'est (CIVB, ITAB, CA33) pour les travaux que je mène sur le Cu. Je présente par ailleurs de manière régulière les résultats de mes travaux à ces deux filières lors de journées thématiques ou de tables rondes, ainsi que via la publication d'articles dans des ouvrages destinés aux professionnels [C1-C6].

En revanche, mon ancrage dans la communauté scientifique nationale et internationale travaillant sur les MTs est probablement à renforcer. La faute probablement à un défaut de communication et une activité disons modérée au sein des réseaux disciplinaires et des sociétés savantes. Il faut dire que je ne me sens au cœur d'aucune discipline scientifique en particulier si ce n'est, peut-être, celle des (bio)géochimistes qui est large. Selon moi, le fait de travailler sur le Cd m'éloigne de la communauté des écophysiologistes qui s'intéresse prioritairement aux nutriments, de même que de travailler à des doses de Cu dont on ne voit (fort heureusement) que rarement les effets m'éloigne de la communauté des écotoxicologues dont le travail est justement de décrire, comprendre et prédire ces effets. Une autre raison est, peut-être, que je collabore en petit comité sur des questions ciblées plutôt que dans de grands consortiums sur des questions plus larges, ce qui limite le rayon de ma sphère d'influence.

3.5 Analyse FFOM

Je me suis prêté au jeu de l'analyse FFOM afin d'identifier les leviers sur lesquels agir pour faire évoluer positivement mon activité de recherche (Fig. 25). Je me suis représenté sous les traits d'une tortue car c'est la vision que j'ai de ma cinétique de recherche lorsque j'en compare les sorties avec les attentes des filières agricoles concernées. C'est aussi parce que comme la tortue je sais partir à point, pour ne pas dire en retard diraient certains.

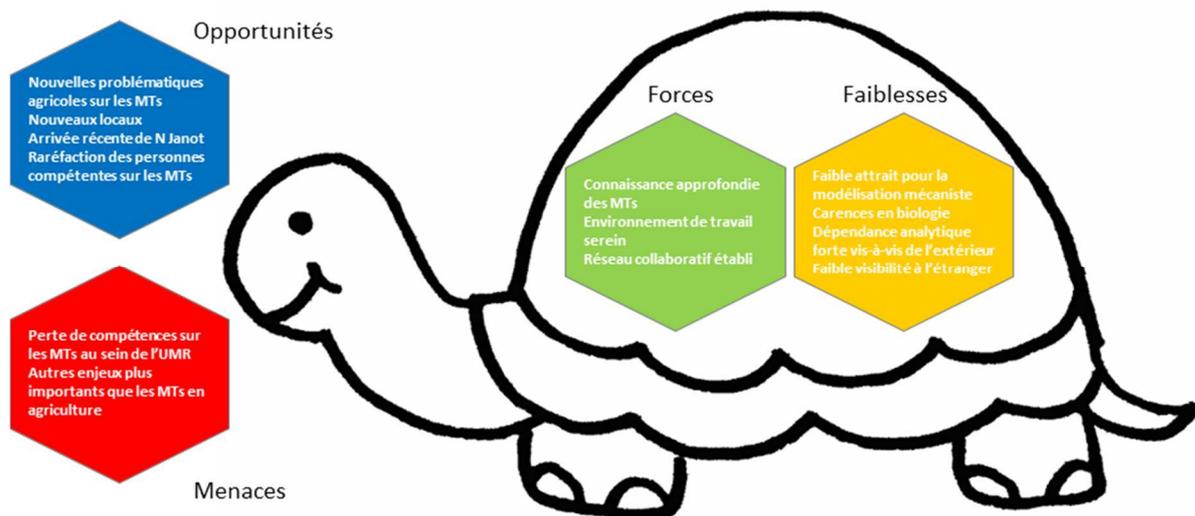


Figure 25. Analyse FFOM (forces, faiblesses, opportunités, menaces)

Je suis donc cette tortue dont les forces et faiblesses reprennent pour partie l'analyse de trajectoire détaillée plus haut. Je pense que mon atout essentiel est d'avoir une connaissance assez complète, désormais, de la dynamique des MTs dans le sol et dans la plante, ce qui me permet d'appréhender correctement le risque sanitaire (contamination des denrées) et environnemental (phytotoxicité) qui leur est associé. Je tire également ma force de l'environnement serein dans lequel je travaille au sein de l'UMR ISPA et des collaborations fiables et qualitatives que j'ai mises en place pour conduire mes travaux. A l'inverse, mon activité de recherche est fragilisée par mon manque d'attrait pour l'élaboration de modèles qui m'empêche de développer plus avant le volet écophysiological de mon projet, par mes connaissances trop approximatives en biologie qui m'empêchent de collaborer efficacement avec les physiologistes moléculaires des MTs, par une dépendance analytique forte vis-à-vis de collaborations externes et par ma faible visibilité dans le monde académique des MTs.

Les opportunités et menaces tiennent en premier lieu aux évolutions de mon environnement scientifique direct, à travers les mouvements de personnels et de compétences à prévoir au sein de l'UMR ISPA. Les effectifs dédiés aux MTs ont et vont continuer de baisser suite au départ en retraite ou au changement d'activité de plusieurs collègues. Si ces départs venaient à ne pas être compensés, la thématique des MTs pourrait n'être portée au sein d'ISPA que par 3 ETP chercheur et 1 ETP technicien à l'horizon 2030. Ceci constitue une menace évidente pour la pérennité de notre activité sur les MTs, mais aussi peut-être une opportunité de prendre un peu plus la lumière. Car si nos effectifs sont amenés à baisser, les questions de recherche autour de la problématique des MTs en agriculture sont susceptibles de se multiplier (cf. section 4.2). Les autres opportunités que je vois à court terme concernent les nouveaux locaux que nous nous apprêtons à investir et qui devraient catalyser la collaboration technique entre équipes de l'UMR, par exemple sur des approches d'isotopie, et l'arrivée récente (< 4 ans) au sein de l'UMR de N. Janot, chercheuse en géochimie, avec qui je pense collaborer étroitement pour des projets à venir sur l'interaction matière organique-MTs dans les sols.

4. PROJET

4.1 Vers un JYC 3.0

Sans me prendre pour « l' élu » - je n'ai d'ailleurs jamais brigué de mandat ;-)- je suis sensible à l'adage « Deviens ce que tu es » comme l'est Neo dans Matrix. Dans mon cas, il s'agit de devenir un chercheur utile pour la société à travers l'éclairage qu'apporteront mes travaux aux enjeux liés aux MTs en agriculture, et utile pour les collectifs INRAE auxquels je suis rattaché en m'impliquant davantage dans leur fonctionnement. La période de « formation » et de « quête de légitimité » est derrière moi. Il est temps de changer de logiciel, de percer ma carapace pour saisir les opportunités qui se présenteront tout en déjouant les menaces qui m'attendent. Cela nécessitera de repenser un peu ma manière de travailler et d'allouer une part plus importante de mon temps de travail au transfert de connaissances vers l'enseignement supérieur et la profession agricole, à l'animation et l'expertise de la recherche, à la formation et l'encadrement d'étudiants ainsi qu'à la recherche de financements.

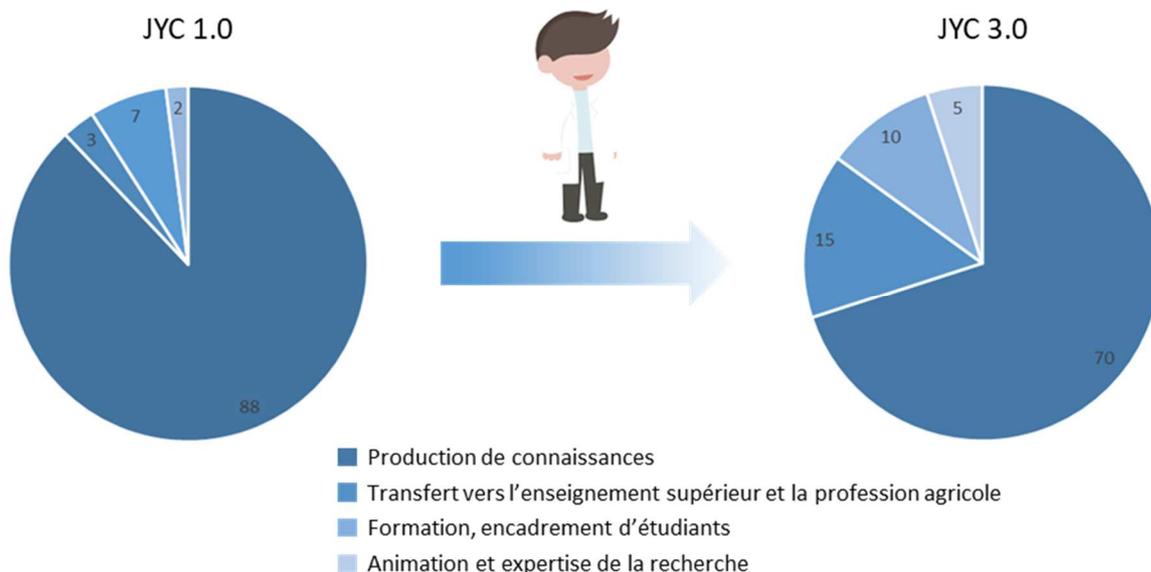


Figure 26. Ventilation actuelle (JYC 1.0) et souhaitée pour l'avenir (JYC 3.0) de mon activité de recherche

La figure 26 présente ce que pourrait être la ventilation future de mon activité de recherche entre ces différentes missions et souligne (i) que je continuerai d'allouer la majorité de mon temps de travail à la production de connaissances mais dans une proportion moindre que précédemment, et (ii) que parmi les missions « secondaires » je donnerai la priorité au transfert de connaissances vers l'enseignement supérieur et la profession agricole. C'est d'ailleurs une mission pour laquelle j'ai réfléchi à un projet en tant que tel (section 4.4). Par opposition, la manière et les collectifs au sein desquels je pourrais contribuer à l'animation de la recherche restent à définir. Au sein d'ISPA, j'entrevois le besoin de maintenir une animation scientifique sur les MTs au sein de l'équipe « Bionet » et cette mission me motiverait. Une autre mission intéressante pour moi serait d'intégrer l'équipe d'animation du réseau Ecotox ou de siéger au conseil scientifique du département AgroEcoSystem. Une troisième serait de siéger au conseil d'administration d'une société savante telle que la SEFA (Société d'Ecotoxicologie Fondamentale et Appliquée). Pour ce qui est de ma contribution à l'expertise de la recherche, elle dépendra évidemment des sollicitations que je recevrai en la matière. A ce sujet, j'ai bon espoir que le fait de passer mon HDR me permette d'évaluer davantage de travaux de thèse

et/ou de projets de recherche, et m'ouvre les portes de comité d'experts en charge, par exemple, de rédiger une expertise collective ou d'évaluer les unités de recherche pour l'HCERES.

Un enjeu de cette mutation sera d'augmenter la voilure de mon projet afin de traiter des questions de recherche sensiblement plus larges et plus nombreuses, tout en restant au contact direct du travail expérimental dont la bonne maîtrise reste, pour moi, la meilleure assurance d'une recherche de qualité et d'une communication avale adaptée. Le fait de retravailler à temps plein - je travaille actuellement à 90% - devrait m'aider dans cette démarche de même que de recruter du personnel pour compenser le départ à venir de compétences au sein de mon UMR, et de mettre en place un plan de formation pour combler mes lacunes en biologie et en matière de management (section 4.3).

Enfin, je garde à l'esprit la nécessité de repenser ma manière de travailler afin de minimiser l'impact environnemental de mes recherches. Le JYC 1.0 est déjà cycliste, collabore local et utilise les préceptes de recherche opérationnelle mais il s'agira de faire plus, par exemple de recycler au maximum le flaconnage utilisé et de s'initier à l'expérimentation *in silico*.

4.2 Projet de recherche

Mon projet de recherche continuera de s'inscrire dans la problématique des MTs en agriculture, autour de questions davantage en phase avec la demande sociétale et les attentes du monde agricole en matière de qualité sanitaire (voire nutritionnelle) des denrées agricoles et de protection de l'environnement. Il tentera de répondre de manière plus « intégrée » à ces questions via des approches multi-cibles et/ou multi-contaminants, dans des projets combinant expérimentations ex-situ pour décrypter les mécanismes à l'œuvre et in-situ pour évaluer leur impact en condition de plein champ. Mon projet ambitionne enfin d'être plus original dans les approches qu'il utilise et les techniques qu'il emploie grâce à la mise en place d'un réseau collaboratif incluant des laboratoires de pointe en matière de détection et de caractérisation de la dynamique des MTs dans l'environnement. Le projet ci-dessous présente les quatre volets de recherche sur les MTs que je souhaite aborder en priorité dans les années à venir. Cette liste se veut structurante plus qu'exhaustive.

4.2.1 L'interaction entre éléments pour limiter le transfert et la phytotoxicité des MTs

Ce premier volet propose de tester la possibilité de gérer le transfert sol-plante et la phytotoxicité des MTs dans les agroécosystèmes en jouant sur l'interaction qu'ils entretiennent dans le sol et *in planta* avec d'autres éléments. Cette interaction est basée, dans certains cas, sur la similitude chimique entre éléments (e.g. valence, rayon ionique, énergies d'ionisation) qui leur confère une affinité pour les mêmes sites de sorption, les mêmes ligands et/ou les mêmes protéines (transporteurs, enzymes) dans le sol et/ou *in planta*. Dans ce cas, les éléments sont dits « antagonistes » et l'excès de l'un a pour effet de limiter le transfert de l'autre comme c'est le cas de Zn pour Cd et de P pour As. Dans d'autres cas, l'interaction entre éléments est basée sur leur complémentarité chimique. Selon le principe de douceur/dureté des acides/bases de Lewis, les acides « mous » (ou polarisables) ont une affinité pour les bases « molles » et les acides « durs » pour les bases « dures ». Ce principe permet d'expliquer l'affinité élevée de Cd pour les ligands soufrés présents dans le sol et *in planta*. En effet, l'ion Cd^{2+} en tant qu'acide « mou » est plus à même de former des complexes stables avec les bases « molles » tels que les ions sulfures (S^{2-}), les ions sulfates (SO_4^{2-}) et les groupements thiols (-SH). Beaucoup d'autres sources d'interaction entre éléments prévalent, notamment *in planta* (Fig. 27). On peut citer, par exemple, l'effet protecteur de la silice (Si) sur le transfert sol-racine de Cd que l'on attribue à la silicification des parois des cellules de l'endoderme qui les rend plus étanche au transport apoplasmique de Cd vers la stèle.

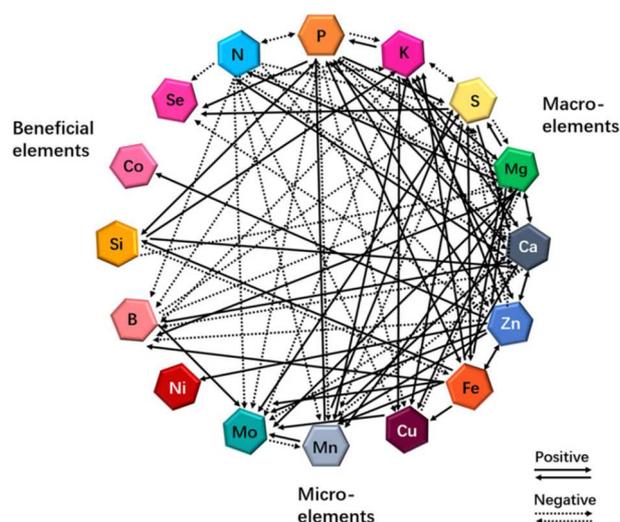


Figure 27. Interactions entre macroéléments et microéléments, ou éléments bénéfiques à la croissance des plantes, en réponse à une carence minérale individuelle. Les interactions résultant d'une carence en un seul élément conduisent à une augmentation (lignes pleines) ou à une diminution (lignes pointillées) de l'absorption d'autres éléments [17].

Pour moduler efficacement le transfert et/ou la phytotoxicité d'un MT cible, il est important de sélectionner un élément sur lequel il est facile d'agir et interagissant fortement et directement avec ce dernier. Dans la continuité de mes travaux passés, je souhaite étudier un élément susceptible de freiner le transfert sol-grain de Cd chez le blé dur et, à ce titre, m'intéresse au soufre. De même, je souhaite étudier un élément susceptible d'expliquer la phytotoxicité de Cu en sols viticoles calcaires et, à ce titre, m'intéresse au fer.

4.2.1.1 Fertilisation soufrée et transfert sol-grain de Cd chez le blé dur

En raison de la complémentarité chimique entre S et Cd (cf. plus haut) dont une manifestation possible est le fait que la quasi-totalité des plantes hyperaccumulatrices de Cd sont des Brassicaceae, i.e. des plantes exigeantes en soufre, je souhaite tester si la fertilisation soufrée est un levier efficace pour freiner le transfert sol-grain de Cd chez le blé dur. Étudier l'impact de la fertilisation soufrée est particulièrement important dans un contexte agricole où l'application d'un environnement réglementaire visant à diminuer les rejets soufrés d'origine industrielle (protocoles d'Helsinki 1985, Oslo 1994, Kyoto 1997) a conduit à des situations de déficience en soufre souvent corrigées par une fertilisation soufrée. Il y a notamment en France des bassins de production de blé dur installés sur des sols naturellement riches en Cd et à risque de déficience en S, tel que le bassin Charentais, pour lesquels cette question de l'interaction Cd-S se pose en priorité.

L'étude de cette interaction Cd-S est le sujet du projet CadSou débuté en 2022 et dont les hypothèses de travail sont les suivantes :

- 1) L'apport au sol de soufre sous forme de sulfates ($S-SO_4$) affecterait peu la phytodisponibilité de Cd dans le sol. Par homologie avec ce qui est décrit pour les chlorures [18], un apport de $S-SO_4$ pourrait augmenter la phytodisponibilité de Cd via la formation de complexes labiles de Cd (i.e. $CdSO_4$), mais nous pensons que ce processus pèse peu aux doses de $S-SO_4$ appliquées en céréaliculture.
- 2) Un blé dur bien pourvu en soufre séquestrerait plus efficacement le Cd dans ses racines qu'un blé dur moins pourvu en soufre car la biosynthèse des composés soufrés séquestrant le Cd, e.g. les phytochélatines (PCs), y serait stimulée.

3) Le flux de Cd remobilisé serait moins important dans un blé dur bien pourvu en soufre car les formes de stockage de Cd dans les organes sources (e.g. les complexes Cd-HMW PCs de la vacuole) y seraient plus difficilement remobilisables que dans un blé dur moins pourvu en soufre.

Ce projet s'articule autour de trois axes de recherche : un 1^{er} axe traitant de l'effet de l'apport de soufre au sol (forme et dose) sur la phytodisponibilité de Cd dans le sol, un 2^{ème} axe traitant de l'effet du statut soufré du blé dur (pourvu vs enrichi en S) sur la dynamique de Cd *in planta* (translocation, remobilisation), et un 3^{ème} axe traitant de l'effet global de la fertilisation soufrée sur le transfert sol-grain de Cd chez le blé dur en condition de plein champ. Une originalité forte de ce projet est de jouer sur la fourniture d'un élément majeur (S) pour piloter la qualité sanitaire du blé dur vis-à-vis d'un élément trace (Cd), une autre est de s'intéresser à des mécanismes d'interaction entre ces deux éléments peu ou pas décrits dans la littérature (e.g. la remobilisation de Cd), une troisième est de faire appel à plusieurs techniques spécifiques (modélisation géochimique, traçage isotopique) pour décrire la dynamique, potentiellement couplée, de ces deux éléments dans le sol et *in planta*. Ce projet s'appuie sur trois partenaires : l'UMR ISPA pour son expertise en biogéochimie et écophysologie du Cd, l'UMR EVA pour son expertise en nutrition soufrée et ARVALIS-Institut du végétal pour sa connaissance de la filière blé dur et sa capacité à mettre en place un essai agronomique dédiée à l'étude au champ de cette interaction.

Les premiers résultats de ce projet (Fig. 28) semblent aller dans le sens des hypothèses 2 voire 3, à savoir que le transfert de Cd vers le grain serait freiné dans les plantes bien (voire très bien) pourvues en soufre en raison, au moins pour partie, d'une séquestration moindre de Cd dans les racines.

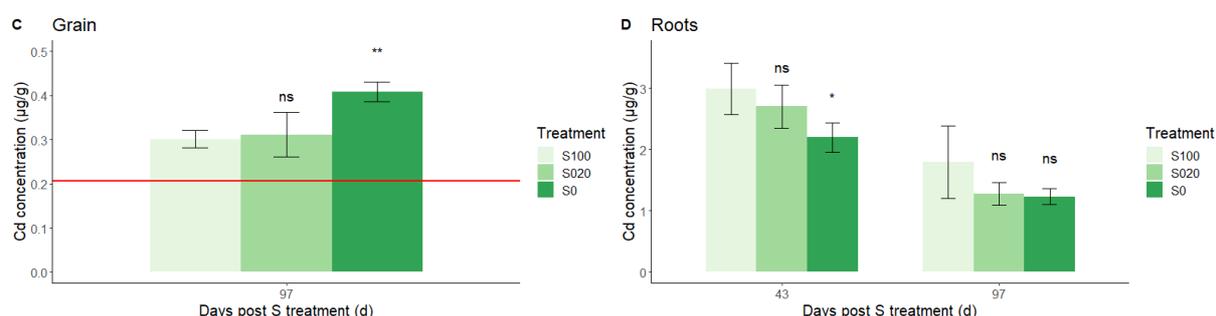


Figure 28. Concentration en Cd dans les grains (c) et les racines (d) de blé dur mesurées 43 et 97 jours après la mise en place du traitement soufré. Du blé dur (cv. *Sculptur*) exposé hydroponiquement à 100 nM de Cd a été soumis à 3 niveaux de fourniture en S-SO₄ : standard (S100), déficient (S20) et privation (S0) à partir de l'élongation de la tige [B1].

4.2.1.2 Phytotoxicité de Cu et carence induite en Fe en contexte viticole

Parce que le blé dur extériorise spécifiquement sur les parcelles calcaires chargées en Cu un jaunissement faisant penser à de la chlorose ferrique et ce, selon des zones correspondant parfois à des anciens rangs de vignes (Fig. 29), un lien a été établi entre contamination cuprique des sols et déficience en Fe des cultures. L'exemple le plus décrit est celui du vignoble Languedocien dans lequel la crise viticole a provoqué l'arrachage massif de vignes dans les années 2000, puis leur remplacement par d'autres cultures, notamment du blé dur. Dans ce contexte, la baisse de rendement générée par l'excès de Cu a pu dépasser les 50% dans les parcelles les plus contaminées [19]. Cette problématique Cu des sols viticoles calcaires s'étend très probablement au-delà du seul vignoble Languedocien : des symptômes similaires de chlorose ferrique ont, par exemple, été observés dans les sols calcaires du Cognac sur des céréales semées à l'inter-rang ou après arrachage de la vigne, comme elle touche très

probablement d'autres organismes du sol que les plantes. Il y a donc un enjeu autant environnemental qu'économique à mieux caractériser les mécanismes par lesquels l'excès de Cu peut pénaliser la croissance des Poaceae en sols calcaires.



Figure 29. Symptômes de toxicité cuprique sur blé dur observés sur un sol calcaire à antécédent viticole (Hérault). Les zones chlorotiques correspondent aux zones où la toxicité cuprique s'extériorise (crédit photo : A Michaud, M Bravin, P Hinsinger, INRA Montpellier)

L'étude de cette interaction Cu-Fe est le sujet d'un projet que je prévois de monter dans les années à venir avec pour cadre la durabilité des agroécosystèmes viticoles calcaires. Ce projet a pour ambition de valider l'idée que les symptômes observés sur la figure 29 (i) sont bien liés à la présence de Cu dans le sol, (ii) ne s'observent que sur Poaceae et qu'en sol calcaire, (iii) sont bien le fruit d'une carence induite en Fe, et (iv) relèvent du fait que l'excès de Cu dans le sol perturbe l'acquisition du Fe(III) basé, pour les Poaceae, sur la production de phytosidérophores. L'hypothèse sous-jacente au point (iv) est qu'en situation de déficience en Fe, typiquement en sol calcaire, le Cu(II) détournerait les phytosidérophores de leur fonction initiale de complexation du Fe(III).

Ma démonstration s'appuiera sur un dispositif expérimental original dont l'étape initiale sera de produire à partir d'un même échantillon de terre viticole ($\text{pH} \leq 5$, peu contaminé en Cu) une série de 20 « sols » couvrant 2 niveaux de Cu (< 50 ppm pour la modalité témoin vs 300 ppm pour la modalité contaminée) et 10 niveaux de pH (échelonnés de pH 5 à 8.5). L'intérêt de ce dispositif par rapport à des sols prélevés *in situ* est de générer un gradient de contamination Cu couplé à un gradient de pH et de carbonates (CO_3^{2-}) sans affecter d'autres caractéristiques du sol à même d'interférer avec la dynamique de Cu et Fe. Une première étape sera de cultiver en dispositif rhizosphérique une Poaceae, par exemple du blé dur, et une dicotylédone, par exemple du trèfle incarnat, sur l'ensemble de ces 20 « sols ». A travers la réponse de ces deux plantes à ces trois gradients (Cu, pH, CO_3^{2-}) en termes de croissance, teneurs tissulaires en Cu et Fe, pigmentation et architecture racinaire, nous saurons si les Poaceae sont plus sensibles que les non-Poaceae à la toxicité cuprique en sols carbonatés et, le cas échéant, si c'est le fait du seul pH ou du pH combiné au taux de carbonates. Une deuxième étape sera de tester si cette sensibilité potentiellement accrue des Poaceae à la toxicité cuprique en contexte carbonaté est liée à une carence induite en Fe. Pour ce faire, nous développerons une approche de

physiologie moléculaire visant à caractériser le degré de carence en Fe du blé dur à travers l'analyse de l'expression de gènes « sentinelles » pour évaluer le niveau de carence en Fe dans les feuilles [20], et l'analyse de la distribution du Fe dans les feuilles par histochimie. Une troisième étape sera de tester si cette carence induite en Fe, le cas échéant, résulte d'une disponibilité plus faible de Fe à l'interface sol-racine dans le sol contaminé en Cu. Pour ce faire, du sol rhizosphérique sera collecté et sujet à une extraction douce afin d'obtenir une « solution de sol » dont on mesurera la teneur totale en Cu et Fe par ICP-MS. Puis, une recherche des métallophores de Cu et Fe sera conduite grâce à des couplages analytiques associant séparation chromatographie et détection par spectrométrie de masse. Nous espérons ainsi pouvoir montrer qu'en contexte carbonaté : (1) le Fe en solution est très majoritairement lié aux phytosidérophores, notamment à l'acide muginéique et ses dérivés, (2) la disponibilité de Fe baisse à mesure que la teneur en Cu du sol augmente, et (3) l'augmentation de la teneur en Cu du sol a pour effet d'augmenter la fraction de phytosidérophores associée au Cu(II) au détriment de celle associée au Fe(III). Ce projet s'appuierait sur trois partenaires : l'UMR ISPA pour ses compétences en biogéochimie des MTs, l'UMR BPMP pour son expertise en physiologie moléculaire des plantes adaptée aux MTs et l'UMR IPREM pour son expertise en analyse des métallophores et des complexes organométalliques dans l'environnement.

4.2.2 De la phytotoxicité à l'écotoxicité de Cu : approche multi-cibles et multi-traits

Ce deuxième volet est motivé par la vision trop approximative que j'ai de l'écotoxicité de Cu aux doses auxquelles il est présent dans les sols de vigne, alors même que ces données sont essentielles pour le renouvellement (ou non) de l'usage de fongicides à base de Cu en agriculture en 2025. Mon approche centrée sur la cible « plante » me pousse à conclure que les exemples de toxicité de Cu à la parcelle sont rares peut-être car la disponibilité de Cu dans le sol y serait bien contenue, mais peut-être aussi car les plantes ne sont pas les organismes du sol les plus exposés au Cu en contexte viticole (je pense notamment à la vigne dont les racines plongent assez rapidement en deçà de l'horizon de surface où s'accumule le Cu) et/ou car les symptômes visuels de phytotoxicité cuprique, notamment la chlorose des feuilles, ne sont pas assez sensibles et spécifiques du Cu. Il me paraît donc utile pour juger de l'écotoxicité de Cu en sol de vigne de suivre davantage de cibles et de traits afin d'avoir une vision plus sensible et complète de la vie biologique des sols.

J'ambitionne de mettre en place ce type d'approche multi-cibles et multi-traits pour évaluer l'écotoxicité de Cu aux doses auxquelles il est présent dans les vignobles. C'est en effet à ces « faibles » doses que la littérature est incomplète [4] et que cette question a le plus d'intérêt d'être traitée. Pour ce faire, je me rapprocherai d'écologues et de microbiologistes des sols afin de définir quels sont les organismes à suivre pour rendre compte de la vie biologique du sol dans sa diversité, ainsi que d'écotoxicologues spécialistes des MTs afin de déterminer quels sont les traits à mesurer pour rendre compte des effets de Cu avec sensibilité et spécificité. A ce jour, mon idée serait de cibler des organismes exposés par des voies différentes au Cu du sol (plante vs oligochète terrestre, par exemple) et de mesurer des traits biologiques de différentes natures : abondance, diversité, activité, marqueur de stress, modulation morphologique (...) dans des sols dont la concentration en Cu aurait été modérément augmentée par ajout de CuSO_4 de manière à couvrir une fourchette de concentration en Cu (total et disponible) représentative de celle observée en sol viticole. La finalité de cette première étape serait triple : (i) identifier parmi les traits biologiques testés lesquels sont les plus sensibles à la toxicité Cu, (ii) se servir de ces marqueurs sensibles pour définir les concentrations en Cu (total et/ou disponible) à partir desquelles une toxicité Cu (si toxicité il y a) est décelée sur chaque cible, et (iii) préciser les relations existant entre disponibilité et écotoxicité de Cu en comparant les réponses des différentes cibles dans les différents sols. Ainsi, ce travail pourrait permettre de revisiter les schémas d'exposition aux MTs de certains organismes du sol, peut-être injustement transposés de ceux

identifiés pour les plantes (Fig. 2), et de fournir à la sphère viticole des biomarqueurs sensibles et spécifiques de Cu permettant de mieux appréhender les risques d'écotoxicité de Cu dans le vignoble.

Une question dans la question sera de savoir dans quelle mesure le Cu « frais » issu des traitements de l'année est davantage disponible et écotoxique que le Cu « ancien » issu des traitements passés, et ainsi de préciser à quel point il est nécessaire de le cibler en priorité pour contenir l'écotoxicité de Cu dans les sols de vigne. L'apport au sol de Cu enrichi en ^{65}Cu et la mesure avale du rapport isotopique $^{63}\text{Cu}/^{65}\text{Cu}$ dans la solution de sol et dans les tissus internes des espèces cibles me semble une approche adéquate pour suivre de manière distincte la dynamique (solubilité, biodisponibilité) du Cu « frais » vs celle du Cu « ancien ». J'ai initié quelques travaux en ce sens dans le cadre du projet ExtraCuivre, dont les premiers résultats présentés ci-dessous (Fig. 30) montrent que le Cu « frais » est plus soluble et plus phytodisponible que le Cu « ancien », mais dans des proportions qui restent très modérées dans le sol étudié.

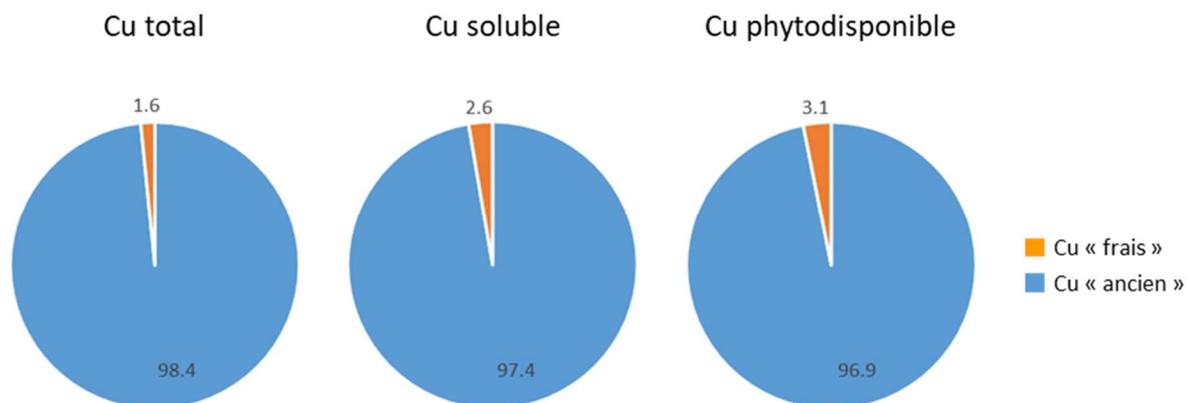


Figure 30. Proportion de Cu « frais » et de Cu « ancien » dans les pools total, soluble et phytodisponible de Cu mesuré par traçage isotopique dans un sol viticole calcaire (Cu total = 126 mg kg⁻¹) marqué isotopiquement au ^{65}Cu à une dose équivalente à 4 kg Cu/ha (EU 2018/1981).

4.2.3 Matières organiques dissoutes exogènes et dynamique des MTs

L'enjeu sanitaire et environnemental lié à l'usage des produits résiduels organiques (PROs) en agriculture est une problématique de longue date qui concerne les MTs. En effet, les PROs peuvent contenir des MTs et leur apport constituer une voie d'entrée importante de MTs dans les sols agricoles, (Fig. 1b). Par ailleurs, la matière organique contenue dans les PROs peut fortement moduler la dynamique des MTs dans le sol. J'ai l'intuition que cette problématique de valorisation des PROs en agriculture pourrait reprendre du poids suite à la loi de 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire, qui impose à toutes les entreprises, collectivités ainsi qu'à tous les ménages de valoriser leurs biodéchets sous forme de compost ou de combustible (méthanisation) à compter du 1^{er} janvier 2024. Cette loi aura pour conséquence d'augmenter de manière importante les volumes de PROs mais aussi, je pense, de générer de nouveaux PROs, tels que ceux issus par exemple du recyclage des biodéchets par lacto-fermentation pour lesquels se posera la question de leur valeur fertilisante mais aussi de leur impact sur la qualité biologique des sols. Pour mon projet de recherche, ce sont les résidus liquides de ces processus de recyclage tels que le jus de Bokashi, le lombrithé ou le thé de compost qui m'intéressent en priorité, rapport aux effets que pourraient avoir les substances humiques qu'ils contiennent sur la disponibilité, l'écotoxicité et la lixiviation des MTs dans les sols.

Dans le cadre du projet CopofTea qui vient de démarrer, je m'intéresse aux effets que les thés de compost oxygénés (TCOs) pourraient avoir sur la dynamique de Cu en sols viticoles. On peut en effet envisager de valoriser les TCOs dans les parcelles de vigne contaminées en Cu pour, selon le cas,

contenir l'écotoxicité de Cu ou en promouvant la phytoextraction par les plantes de l'inter-rang. L'enjeu scientifique de ce projet est de mieux comprendre, à travers l'étude des TCOs, quelles sont les caractéristiques des matières organiques dissoutes (MOD) exogènes qui conditionnent leur effet sur la biodisponibilité et l'écotoxicité de Cu dans les sols cultivés. Les questions de recherche relatives à cet enjeu tourneront, d'une part, autour du lien entre aromaticité de la MOD, capacité complexante et labilité des complexes MOD-Cu formés, et, d'autre part, autour du lien entre solubilité, biodisponibilité et écotoxicité de Cu. Ce projet revêt également un enjeu opérationnel dont l'objectif sera de fournir un cadre à l'utilisation des TCOs en viticulture. Il s'agira pour cet enjeu de préciser (i) les critères sur lesquels baser le choix du TCO en fonction de sa finalité d'usage avec ce que cela induit en termes de nature du compost d'origine et de processus d'extraction, et (ii) les doses et fréquences d'apports à préconiser sur ces sols afin d'obtenir l'effet souhaité sur la biodisponibilité et l'écotoxicité de Cu tout en minimisant, sur le long terme, le risque de lixiviation de Cu et de nutriments vers l'aquifère.

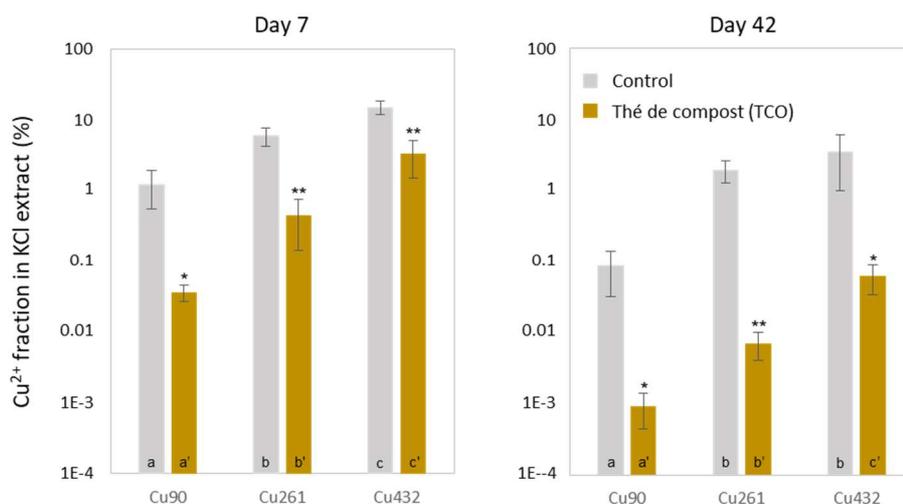


Figure 31. Fraction libre de Cu dans l'extrait KCl, pour les solutions extraites 7 et 42 jours après l'apport de TCO, dans un sol viticole contaminé à différentes concentrations de Cu : 90, 261 et 432 mg kg⁻¹. L'échelle des ordonnées est logarithmique [A43].

Les premiers résultats de ce projet, construit en partenariat avec l'UMR ECOSYS et l'interprofession horticole (ASTREDHOR Sud-Ouest), montrent que la solubilité de Cu dans le sol est étroitement et positivement liée à la concentration en substances humiques de l'eau porale (Fig. 6), et que l'apport de TCO diminue systématiquement la fraction libre de Cu en solution (Fig. 31). Ces premiers résultats valident ainsi l'hypothèse selon laquelle le Cu est solubilisé par complexation par les substances humiques contenues dans le TCO. Des expériences sont en cours pour mesurer la labilité des complexes Cu-MOD formés et pour montrer par SEC-ICP-MS que le surplus de Cu solubilisé en présence de TCO est bien associé aux substances humiques en solution. Un deuxième volet suivra, consacré à l'évaluation de l'effet des TCOs sur la biodisponibilité et l'écotoxicité de Cu vis-à-vis de deux organismes du sol : plantes et enchytréides, toujours en sol de vigne.

4.2.4 Une ouverture nécessaire vers de nouveaux MTs et de nouvelles cultures

Mes travaux de recherche devront s'ouvrir vers de nouveaux MTs et de nouvelles cultures afin de répondre aux futurs enjeux agricoles liés aux MTs. Les enjeux que j'entrevois (Tableau 1) resteront de nature sanitaire et environnementale. De nature sanitaire suite au durcissement à prévoir de la réglementation européenne sur les MTs dans les denrées agricoles à destination de l'alimentation humaine (règlement EC1181/2006 et ses amendements) et à son élargissement probable à d'autres

MTs parmi lesquels le nickel (Ni) et le métalloïde arsenic (As). Cette évolution réglementaire devra être accompagnée de travaux de recherches sur le sujet car elle pourrait mettre en tension d'autres filières que la filière blé dur, notamment la filière blé tendre dont la production française est bien supérieure à celle du blé dur (34 millions vs 1.3 millions de tonnes en 2022). Notons que la filière oléagineuse est également concernée par cette réglementation sur les MTs. En effet, les graines d'oléagineux peuvent être relativement concentrées en MTs, notamment les graines de tournesol et de lin. Si les MTs ne passent pas dans l'huile, ils sont présents dans les tourteaux, i.e. les résidus solides de trituration des graines, jusque-là valorisés en alimentation animale avec une réglementation associée (directive 2002/32/CE et ses amendements) plus lâche sur les MTs. La possibilité de valoriser ces tourteaux en alimentation humaine, par exemple pour fabriquer des ingrédients protéinés pouvant se substituer à la viande, posera la question de leur conformité vis-à-vis du règlement EC1181/2006, notamment pour le Cd.

Tableau 1. Contextes justifiant d'élargir mon projet de recherche à d'autres MTs et d'autres cultures.

| Contexte | MTs | Cultures |
|---|---------|--|
| Durcissement de la réglementation EC 1881/2006 sur le Cd | Cd | Blé dur, blé tendre, ... |
| Elargissement de la réglementation EC 1881/2006 à d'autres MTs | Ni, As | Céréales, ... |
| Valorisation des oléagineux en alimentation humaine | Cd, ... | Tournesol, colza, soja (tourteaux) Tournesol, lin (graines) |
| Restructuration viticole | Cu | Cultures maraichères, céréales, plantes palissables (olivier, kiwier) |
| Amélioration de la qualité nutritionnelle des denrées agricoles vis-à-vis des MTs | Fe, Zn | Céréales, ... |

Un autre enjeu agricole lié aux MTs qui justifierait de s'ouvrir à de nouvelles cultures concerne le Cu et la restructuration à venir de certains vignobles. Les crises viticoles génèrent, en effet, une restructuration des vignobles qui libère des surfaces en vigne parfois importantes pour d'autres usages. Par exemple, la restructuration du vignoble Languedocien a conduit à l'arrachage de plus de 100 000 ha de vignes entre 1980 et 2010. Ce changement d'usage des sols viticoles questionne quant à l'incidence que leur concentration élevée en Cu peut avoir sur la santé des cultures succédant à la vigne ainsi que sur la qualité sanitaire des denrées agricoles produites. Si la qualité sanitaire des denrées agricoles ne devrait pas être altérée, et ce même dans les parcelles les plus contaminées, car les plantes régulent finement la teneur en Cu de leurs organes aériens, une toxicité Cu pourrait s'extérioriser sur les cultures annuelles dont les racines prélèvent dans l'horizon de surface où s'accumule le Cu. La gestion de la contamination cuprique doit donc, dans ce contexte de restructuration, s'appuyer sur une bonne connaissance du sol des parcelles arrachées mais aussi de la sensibilité au Cu des cultures envisagées, notamment des cultures maraichères et des céréales.

Enfin, le dernier enjeu agricole qui justifierait de s'ouvrir à de nouveaux MTs concerne l'amélioration de la qualité nutritionnelle des denrées agricoles. En effet, la sélection variétale a depuis des décades privilégié le rendement, souvent au détriment de la qualité nutritionnelle des produits, de sorte que les denrées agricoles ont une valeur nutritive moindre que par le passé, notamment en oligoéléments (Fe, Zn) [21]. Parce que cette valeur nutritive moindre est une des causes de la prévalence élevée d'inadéquation d'apports, notamment en Zn, au sein de la population française (étude INCA2, Anses)

et mondiale, il semble utile de chercher des leviers agronomiques capables d'augmenter la teneur en oligoéléments des denrées agricoles, notamment des céréales. On parle de biofortification.

Si ces enjeux sont tous importants à leur échelle, il me semble présomptueux de vouloir tous les traiter en même temps car les questions sous-jacentes sont diverses, complexes pour certaines, et nécessitent de rassembler des compétences plurielles. A ce jour, j'ai décidé de me concentrer sur la gestion de la contamination cuprique en contexte de restructuration viticole. C'est un sujet sur lequel je me penche un petit peu dans le cadre de la thèse de Pierre Eon en cherchant à évaluer la sensibilité des engrais verts au Cu (section 2.3.3). Il en ressort, notamment, que les Poaceae seraient particulièrement tolérantes au Cu dans les sols non calcaires en raison de leur efficacité à séquestrer l'excès de Cu dans leurs racines [A45]. J'aimerais étudier plus en détail ce trait de séquestration racinaire de Cu avec pour hypothèse qu'il explique davantage que les autres traits de tolérance au Cu (par exemple que l'exsudation d'acides organiques dans la rhizosphère ou la synthèse de transporteurs d'efflux de Cu) le différentiel de sensibilité entre plantes, notamment maraichères, aux doses de Cu auxquelles elles sont exposées en sols à antécédent viticole. Par étudier plus en détail la séquestration racinaire de Cu, j'entends faire des mesures : (i) d'architecture racinaire, (ii) de composition de parois, par exemple, des cellules de l'endoderme, (iii) des formes et lieux de stockage de Cu dans les racines, et/ou (iv) de concentration en biochélatants de Cu, grâce à des collaborations avec l'UMR IPREM et la plateforme d'imagerie de Bordeaux.

En revanche, mon implication dans le volet sanitaire et nutritionnel des denrées agricoles vis-à-vis des MTs, impliquant d'initier des travaux sur le Ni, As, Fe, Zn et de s'ouvrir à d'autres modèles végétaux, notamment le blé tendre, reste à définir. Mon collègue C. Nguyen a initié plusieurs travaux sur ce volet. Tout d'abord, un travail de modélisation statistique visant à prédire le risque de non-conformité d'une récolte de blé dur à la réglementation européenne sur les MTs en fonction des caractéristiques du sol et de la variété cultivée [A35] - travail qui a débouché sur la mise en ligne de l'outil « Bléssûr » (<https://ispa.bordeaux.inra.fr/services/blesur/>). Ensuite, un travail visant à identifier chez le blé dur et le blé tendre, des marqueurs génétiques (QTL, variants alléliques de gènes ciblés) et des traits écophysiologiques qui puissent être utilisés par les sélectionneurs pour produire des cultivars accumulant peu de MTs toxiques (As, Cd, Pb, Ni) sans impacter le rendement, la teneur des grains en oligoéléments (Fe, Zn) et la bioaccessibilité digestive de ces derniers (ANR B-SWheat, 2023-2027). Si la question de mon investissement dans le développement d'outils de prédiction des risques de non-conformité des récoltes à la réglementation européenne (outils que mon collègue prévoit de décliner à d'autres cultures) ne se pose à ce jour pas vraiment, celle de mon implication dans le projet B-SWheat se pose davantage, notamment car elle me permettrait de travailler avec des généticiens et des physiologistes moléculaires des plantes (toutefois non spécialistes des MTs) sur une problématique proche de celles de mes travaux. Un intérêt pour moi serait de mieux évaluer la pertinence scientifique et la faisabilité technique d'inclure une approche de génétique dans mes travaux sur la dynamique des MTs *in planta* - approche à laquelle m'avait sensibilisé mon post-doctorat à l'université de Bayreuth. J'ai en tout cas l'intuition que coupler cette approche de génie génétique avec nos approches isotopiques, voire de localisation/spéciation des MTs *in planta*, permettrait d'améliorer notre compréhension, par exemple, de la remobilisation de Cd chez les céréales.

4.3 Projet de formation et de collaboration

Mon projet propose une ouverture disciplinaire, notamment vers l'écotoxicologie, qu'il va falloir faciliter via une formation dédiée. L'idée de cette formation n'est pas de faire de moi un expert de cette discipline mais de m'élever à un niveau me permettant d'interagir efficacement avec les personnes dont cette discipline est le cœur de métier. Plus que les concepts, dont je pense maîtriser

les grandes lignes, ce sont les outils relatifs à cette discipline auxquels je souhaite me former en priorité afin d'identifier les traits écotoxicologiques les plus pertinents (comprendre : sensible et spécifique) à renseigner pour évaluer l'écotoxicité de Cu en contexte agricole. Ce sont notamment les biomarqueurs relevant de mesures génétiques (e.g. expression de gènes cible) et biochimiques (e.g. activités enzymatiques) pour lesquels une formation me serait utile. Techniquement, je compte me former auprès de personnes compétentes au sein de mon UMR (e.g. N. Fanin pour les mesures d'activité enzymatique) ou des UMR du centre INRAE dont je dépends (e.g. l'UMR SAVE pour les mesures de transcriptomique), sachant que l'étape la plus délicate pour laquelle l'aide d'écotoxicologue des MTs me sera précieuse sera l'identification des enzymes et des gènes à cibler pour les différentes espèces cibles considérées. Nul doute que cette immersion dans les techniques biologiques facilitera également mon interaction avec les physiologistes moléculaires des plantes s'intéressant aux MTs. En parallèle à cette formation « par l'expérience » à l'écotoxicologie, je guette les écoles-chercheurs dont le sujet a attiré à l'évaluation de la qualité biologique des sols.

Mon projet reposant sur le recrutement de contractuels en plus grand nombre que par le passé, il nécessite également que je m'initie aux préceptes du management. Je ressens, en effet, le besoin d'être éclairé sur la manière de gérer un collectif de recherche, aussi petit soit-il, et d'adapter mon encadrement en fonction de la personne (ses compétences, ses besoins, son projet de carrière, sa personnalité) et des missions qui lui sont confiées. Cela me semble d'autant plus utile que je n'aurai probablement pas à encadrer que des étudiants comme actuellement, mais aussi des techniciens, ingénieurs ou chercheurs contractuels. Sur cet aspect, les formations permanentes de l'INRAE et de l'Université de Bordeaux offrent un choix fourni qui devrait répondre à mes besoins. Mon projet reposant aussi sur un dialogue efficace avec le monde agricole, le JYC 3.0 se devra aussi d'être un meilleur communicant. Car force est de constater que, pour l'heure, c'est un volet de mon travail que j'ai totalement négligé. Je n'ai, par exemple, pas de page personnelle présentant mes travaux sur le site web de mon unité comme je n'ai pas de page web présentant les projets que je coordonne. Je vais donc commencer par cela et, peut-être, me faire violence pour en faire davantage car, j'en suis conscient, c'est une composante nécessaire pour initier le dialogue. Si cette évolution est avant tout matière de motivation, et pourrait bénéficier de l'aide de la cellule communication de l'UMR ISPA, elle requiert aussi une certaine maîtrise, par exemple pour adapter sa communication au vecteur utilisé et au public visé, nécessitant d'être formé. Sur cet aspect également, les formations permanentes de l'INRAE et de l'Université de Bordeaux offrent un choix fourni qui devrait répondre à mes besoins.

Par ailleurs, mon projet de recherche repose sur un tissu collaboratif qu'il va falloir que je pérennise et enrichisse de nouvelles compétences pour investiguer de manière approfondie et innovante les quatre enjeux de recherche détaillés plus haut. A ce jour, mon tissu collaboratif repose, pour partie, sur des chimistes isotopistes (GET, IPGP) grâce auxquels je trace les flux de Cu « frais » dans le sol et les flux de Cd prélevé *in planta*, et des chimistes analytiques (IPREM) grâce auxquels je caractérise, par exemple, la taille et la structure des ligands auxquels les MTs sont associés dans l'eau poreuse des sols et je localise les zones d'accumulation des MTs dans les tissus végétaux (nœuds, grains). Une première étape sera de pérenniser ces collaborations en leur adossant des projets de recherche dédiés. Une seconde étape sera d'enrichir ce réseau de nouveaux collaborateurs, en premier lieu au sein de l'UMR ISPA, en travaillant avec N. Janot (CR INRAE, dpt AgroEcoSystem) sur la modélisation géochimique de la dynamique des MTs dans le sol, par exemple dans le cadre de l'enjeu sur l'impact des matières organiques solubles, et avec N. Fanin (CR INRAE, dpt Ecodiv) sur l'écotoxicologie de Cu vis-à-vis de la microflore du sol. J'aimerais également collaborer avec les UMR du centre INRAE de Nouvelle Aquitaine travaillant sur la vigne, par exemple les membres du groupe « Biodiversité » de l'UMR SAVE travaillant sur la réponse des communautés dans l'agroécosystème viticole, ou les (éco)physiologistes de l'UMR EGFV s'intéressant aux interactions du porte-greffe avec la rhizosphère.

Une troisième étape sera d'aller chercher des compétences spécifiques au-delà de la sphère bordelaise. A l'instar du projet CadSou portant sur l'interaction Cd-S qui m'a fait me rapprocher des spécialistes de la biogéochimie et de l'écophysiologie du soufre au sein, respectivement, des UMR LAE et EVA, l'étude de l'interaction Cu-Fe nécessitera que je me rapproche des physiologistes du fer de l'UMR BPMP. De même, l'enjeu sur l'écotoxicité de Cu en sols de vigne nécessitera que je collabore avec les écotoxicologues des UMR ECOSYS et EMMAH qui s'intéressent à d'autres cibles que les plantes, notamment les vers de terre et les enchytréides. L'élargissement de mon projet de recherche vers de nouveaux MTs et de nouvelles cultures nécessitera également que soient inclus dans mon tissu collaboratif des spécialistes de ces nouveaux MTs voire de ces nouvelles cultures. Je pense notamment à l'arsenic qui est susceptible de nous intéresser car il interagit fortement avec le phosphore sur lequel travaillent plusieurs collègues de l'UMR ISPA, et dont la géochimie et la toxicité sont complexes car fortement dépendantes de son état redox. Enfin, mon projet actuel sur la phytoextraction de Cu m'a fait prendre conscience de l'intérêt de collaborer avec des botanistes pour m'aider dans l'identification des espèces végétales *in situ*, et m'aiguiller dans la sélection de plantes d'intérêt vis-à-vis de la contamination cuprique des sols de vigne.

4.4 Projet de transfert vers l'enseignement supérieur et la profession agricole

Je ne sais si c'est l'âge ou l'impression d'avoir (enfin) un message mature et intéressant à transmettre sur les MTs, mais j'ai le souhait à l'avenir de m'investir davantage dans l'enseignement supérieur. Outre mon temps d'encadrement qui augmentera mécaniquement avec le nombre d'étudiants, notamment de doctorants, que je « recruterai » pour m'aider dans mes recherches, je souhaite enseigner sensiblement plus et dans plus de cursus qu'actuellement. Il me semble en effet pertinent de sensibiliser les étudiants en agronomie comme en écotoxicologie aux enjeux liés aux MTs en agriculture. Aux futurs agronomes, pour qu'ils identifient les contextes (sol, culture, climat) à risque de carence en oligoélément et de contamination des cultures par les MTs ainsi que les leviers agronomiques permettant d'y remédier. Aux futurs écotoxicologues, pour leur présenter les processus par lesquels les plantes se protègent des MTs et les initier ainsi au concept de tolérance/sensibilité. Aussi vais-je proposer mes services, d'une part aux écoles d'agronomie dans lesquelles j'ai mes entrées, à commencer par Bordeaux Sciences Agro, et d'autre part aux différentes formations en écotoxicologie du territoire (cf. <https://ecotoxicologie.fr/formation-scolaire>, pour une liste exhaustive) avec, en cas d'intérêt manifeste, la possibilité que cela débouche sur une formation e-learning.

J'ai également pour intention d'intensifier mes échanges avec les filières agricoles concernées par mes travaux. Cela concerne pour l'heure essentiellement la filière céréalière pour le Cd et la filière viticole pour le Cu mais pourrait s'étendre à l'avenir aux filières maraichère et oléagineuse. Par intensification des échanges j'entends impliquer davantage les filières dans le montage, la conduite et la restitution de mes projets. J'ai commencé cette intensification dans les projets actuels que je mène sur le Cd et le Cu. Ainsi, ARVALIS-Institut du végétal est un partenaire clé du projet CadSou en charge de l'essai agronomique visant à tester en condition de plein champ l'impact de la fertilisation soufrée sur le transfert sol-grain de Cd. De même, la profession viticole à travers le CIVB et la chambre d'agriculture de Gironde est impliquée de près dans le pilotage du projet ExtraCuivre. Mon idée est de généraliser ce mode de fonctionnement en m'impliquant dans des projets de type CasDAR (i.e. pour le développement agricole et rural) - ce que je ne fais pas actuellement, et en impliquant de manière systématique au moins un acteur « filière » parmi les partenaires de mes projets plus « amont ». Un deuxième volet de cette intensification est de restituer plus efficacement aux filières les résultats de mes travaux via la rédaction d'articles dans des revues techniques, l'organisation de journées de « restitution » dédiées aux professionnels de la filière, et en répondant positivement aux diverses sollicitations du monde agricole (presse, questions d'agriculteurs, participation à des journées

techniques ou à des tables rondes) sur la problématique des MTs. J'ai déjà initié cette démarche de restitution pour le Cu [C3-C6] et souhaite faire de même pour le Cd ainsi que pour les autres MTs sur lesquels je travaillerai. Enfin, le troisième volet sur lequel s'appuiera mon projet de transfert vers la profession agricole est celui de la science participative. Nous sommes en train de tester cette démarche dans le cadre du projet ExtraCuivre via le stage de M2 de Lara Pace (encadrement Paul-Armel Salaun, Agrobio Gironde) dont l'objectif est de mieux cerner la perception qu'ont les viticulteurs de la problématique Cu sur leurs parcelles. Ce travail se base sur un questionnaire auquel répondront 30 viticulteurs du bordelais et à travers lequel ils nous informeront sur leur usage de Cu en protection de la vigne ainsi que sur de potentiels problèmes liés au Cu qu'ils observeraient (ou auraient observés) sur leurs parcelles. Une idée sous-jacente est de savoir sur la base de quels symptômes les viticulteurs posent ce diagnostic de toxicité Cu de même que les caractéristiques, notamment pédologiques, des parcelles concernées. Il en découlera des expérimentations sur les parcelles d'intérêt visant à établir si les symptômes observés découlent (ou non) d'un excès de Cu. Cette démarche se nourrissant de science participative permettra ainsi, je l'espère, de mieux évaluer l'ampleur de la problématique Cu en sols de vigne et d'identifier les contextes (sol, plante, climat) dans lesquels l'écotoxicité de Cu est la plus à même de s'exprimer.

REFERENCES

- [1] Reuter & Robinson (1997) Plant analysis: an interpretation manual. CSIRO publishing, Australia
- [2] Delas (1963) La toxicité du cuivre accumulé dans les sols. *Agrochimica*, 7, 258-288
- [3] Michaud et al. (2007) <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0>
- [4] Karimi et al. (2021) <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x>
- [5] Allen & Hansen (1996) <https://doi.org/10.2175/106143096X127307>
- [6] Sauvé et al. (1996) [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00081-4)
- [7] Schneider (2006) <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0094>
- [8] Amery et al. (2008) <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01078.x>
- [9] Degryse et al. (2006) <https://doi.org/10.1021/es050894t>
- [10] Panfili et al. (2009) <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9782-2>
- [11] Maccaferri et al. (2019) <https://doi.org/10.1038/s41588-019-0381-3>
- [12] Blanco-Canqui et al. (2015) <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- [13] Bani et al. (2015) <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.862204>
- [14] Wang & Zhong (2011) <https://doi.org/10.1007/s12011-010-8850-7>
- [15] Küpper et al. (2009) <https://doi.org/10.1104/pp.109.139717>
- [16] Lange et al. (2017) <https://doi.org/10.1111/nph.14175>
- [17] Fan et al. (2021) <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.663477>
- [18] Smolders et al. (1998) <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020025x>
- [19] Braun (2019) Cuivre : de la carence à la toxicité. *Perspectives Agricoles* 464, 49-51
- [20] Rogriguez-Celma et al. (2013) <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00276>
- [21] Xu et al. (2011) <https://doi.org/10.4141/CJPS10117>