



**HAL**  
open science

# Évaluer et réduire le transfert des polluants vers les biotes : ancrer les outils de l'évaluation et de gestion des sites et sols contaminés dans une approche “ One Health ”.

Matthieu Delannoy

## ► To cite this version:

Matthieu Delannoy. Évaluer et réduire le transfert des polluants vers les biotes : ancrer les outils de l'évaluation et de gestion des sites et sols contaminés dans une approche “ One Health ”.. Ingénierie de l'environnement. Université de Lorraine, 2023. tel-04500582

**HAL Id: tel-04500582**

**<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-04500582>**

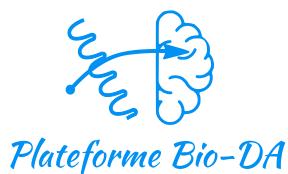
Submitted on 12 Mar 2024

**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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



## Habilitation à Diriger des Recherches

Présentée par :  
Matthieu DELANNOY

intitulée

**Évaluer et réduire le transfert des polluants vers les biotes : ancrer les outils de l'évaluation et de gestion des sites et sols contaminés dans une approche « *One Health* ».**

### Membres du Jury

### Rapporteurs

BENOIT Pierre, Directeur de Recherche INRAE, EcoSys, AgroParisTech

DENYS Sébastien, Directeur Santé-Environnement-Travail, HDR, Santé Publique France

DUMAT Camille, Professeure de Toulouse INP-ENSAT, Laboratoires DYNAFOR & CERTOP

### Examineurs

GASPARD Sarra, Professeur, COVACHIM M2E, Université des Antilles

OUVRARD Stéphanie, Directrice de Recherche INRAE, Directrice adjointe du LSE, Université de Lorraine

RYCHEN Guido, Professeur, URAFPA, Directeur de l'ENSAIA, Université de Lorraine

## 1. Table des matières

1.	Table des matières.....	1
2.	Liste des Tableaux.....	3
3.	Liste des Figures.....	4
4.	Liste des Equations.....	5
5.	Remerciements.....	6
6.	Curriculum Vitae .....	7
7.	Résumé .....	9
8.	Activités d’enseignement, administratives et de recherche.....	10
8.1.	Enseignement en lien avec mon activité de recherche.....	10
8.2.	Responsabilités collectives .....	10
8.3.	Activité de pilotage de projets .....	11
8.4.	Création de la plateforme Bio-DA, labellisée LUE INFRA+.....	14
8.5.	Activités d’encadrement .....	14
8.6.	Activité de valorisation scientifique.....	16
8.7.	Activité d’expertise scientifique et technique .....	16
8.8.	Introduction Générale des activités de recherche.....	17
8.8.1.	Les PCB et dioxines : le risque chimique environnemental pour les productions des agrosystèmes.....	18
8.8.2.	La chlordécone : les dimensions d’une crise environnementale et sanitaire .....	19
8.8.3.	Positionnement des travaux .....	23
8.9.	Concept et développement des outils méthodologiques.....	24
8.9.1.	Définitions et cadre conceptuel.....	24
8.9.1.1.	Évaluer le transfert, les étapes .....	24
8.9.1.2.	Évaluer le transfert, distinguer l’effet matrice .....	26
8.9.2.	Les outils et méthodes de l’évaluation du transfert .....	28
8.9.2.1.	Évaluer le transfert : les différents indicateurs .....	28
8.9.2.1.1.1.	La méthode par ratio de biodisponibilités absolues .....	29
8.9.2.1.1.2.	La méthode par ratio de pente.....	29
8.9.2.1.1.3.	La méthode par dose unique.....	29
8.9.2.2.	Les outils analytiques et le développement de méthodes .....	33
8.10.	Présentation synthétique des résultats.....	38
8.10.1.	Axe 1 : Évaluation du transfert des polluants de l’environnement aux biotes.....	38
8.10.1.1.	Déterminer l’incidence de la matière organique dans le transfert au monogastrique .....	38
8.10.1.2.	Appréhender le rôle des caractéristiques des polluants dans le transfert aux produits animaux .....	42
8.10.2.	Axe 2 : Réduire le transfert des polluants organiques de l’environnement à l’animal et l’homme .....	48
8.10.2.1.	Production et caractérisation des biochars et charbons actifs.....	49
8.10.2.2.	La stratégie d’immobilisation des polluants et son évaluation .....	50
8.10.2.3.	Améliorer la stratégie de séquestration en vue d’une application sur le terrain.....	61
9.	Projet scientifique.....	68
9.1.	AXE 1 : Prendre en compte le transfert des polluants de matrices environnementales aux biotes afin de caractériser l’éco-exposome et l’exposome.....	68
9.1.1.	PHASE 1 : Élargir la portée des outils in vitro d’évaluation du transfert .....	68

## Table des matières

9.1.2. PHASE 2 : Inclure la bioaccessibilité dans un outil « One health » d'aide au diagnostic des sites et sols pollués .....	71
9.1.2.1. Elargir la bioaccessibilité à d'autres physiologies d'intérêt en agronomie et prédire les niveaux de polluants dans les denrées .....	72
9.1.2.2. Intégrer le transfert in vitro pour évaluer les impacts aux écosystèmes et aux services qu'ils prodiguent .....	73
9.1.2.3. Formaliser un outil d'aide au diagnostic en redynamisant, rejoignant et créant des réseaux de recherche .....	73
9.1.2.4. Construction, communication et échange avec des réseaux scientifiques combinant EQRS et ERE .....	74
9.1.1. PHASE 3 : Ancrer la démarche à des fins prospectives et les enjeux sociétaux actuels....	75
9.1.1.1. Positionner la plateforme Bio-DA au sein de réseaux dédiés à la bioaccessibilité et/ou à la notion de l'éco-exposome. ....	76
9.1.1.2. Hiérarchiser les molécules suivant leur potentiel de transfert et impacts .....	77
9.1.1.3. Relier exposition agro/éco-systèmes aux effets.....	77
9.1.2. Etat des projets scientifiques, temporalité, consortiums projetés, et complémentarité de compétences.....	79
9.2. AXE 2 : Réduire le transfert des contaminants de l'environnement aux biotes : appliquer et évaluer in situ une stratégie d'immobilisation des contaminants .....	80
9.2.1. Assurer l'innocuité de la stratégie : approches de séquestration, évaluation de l'innocuité et de la dynamique de séquestration au cours du temps.....	80
9.2.2. Assurer l'innocuité de la stratégie : approches de séquestration, évaluation de l'innocuité et de la dynamique de séquestration au cours du temps.....	81
9.2.3. Assurer l'acceptabilité de la stratégie par des sites démonstrateurs .....	84
9.2.4. Etat des projets scientifiques, temporalité, consortiums projetés, et complémentarité de compétences.....	84
9.3. Conclusion du projet scientifique.....	85
10. Liste des références personnelles .....	86
10.1. Preprints, articles et documents soumis .....	86
10.2. Articles de revues internationales à comité de lecture .....	87
10.3. Articles de vulgarisation .....	89
10.4. Communications avec actes internationales .....	90
10.5. Communications sans actes internationales .....	91
10.6. Communications sans actes nationales .....	91
10.7. Communications invitées avec ou sans actes, nationales ou internationales .....	92
10.8. Rapports .....	92
10.9. Thèses.....	93
11. Références.....	94

**2. Liste des Tableaux**

Tableau 1 : Contrats de Recherche, d'investissement, de formation.....	13
Tableau 2 : Création et développement de la plateforme Bio-DA.....	14
Tableau 3 : Encadrement scientifique.....	15
Tableau 4 : Valorisation scientifique .....	16
Tableau 5 : Définitions cadrant la biodisponibilité et les concepts sous-jacents et repris dans la norme NF ISO 17402:2008 et l'ISO/TS 17924 :2019 (ISO 2019; 2008). .....	26
Tableau 6 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité ayant été utilisés pour les composés organiques.....	32
Tableau 7 : Taux de transfert (TR%) des PCDD/F et PCB-DL et NDL dans le lait et les œufs exprimé en TR (moyenne et Ecart type) et niveau de transfert, en fonction du congénère.....	43
Tableau 8 : BCF des PCDD/F de différents tissus chez des animaux, d'après la littérature. ....	45
Tableau 9 : Résultats des surfaces spécifiques mesurées par PrimeVerre Montpellier.....	55
Tableau 10 : Facteurs de biodisponibilité relative calculés.....	55
Tableau 11: Synthèse des résultats de transfert : taux relatifs observés suivant les matrices carbonées employées, les molécules étudiées et le type de test, tiré du rapport de fin de projet PIEGEACHLOR.....	59
Tableau 12 : Effet du taux d'amendement du biochar des sargasses sur la disponibilité environnementale du chlordécone dans le Nitisol et l'Andosol.....	64
Tableau 13 : Contrats et projet de Recherche (R), d'investissement (I) .....	79
Tableau 14 : Contrats et projet de Recherche (R), d'investissement (I) et de formation (F) .....	85

### 3. Liste des Figures

Figure 1 : Production au fil des ans.....	8
Figure 2 : Qualité des supports de publication .....	8
Figure 3 : Place dans les publications.....	16
Figure 4 : Étapes successive de la biodisponibilité et concepts suivant la norme NF ISO 17 402:2008, figure adaptée de mes travaux de thèse (Delannoy 2014).....	25
Figure 5: Passage d'un protocole basé sur un ratio de pente à une seule dose d'exposition (Delannoy et al., 2014). Valorisé dans une lettre à Ecotox Inra (Feidt et Delannoy 2017).....	29
Figure 6 : Mode opératoire simplifié de la mise en œuvre du test de disponibilité environnementale au laboratoire.....	33
Figure 7 : Profil d'exactitude de l'analyse de la Chlordécone sur GC-MS (quantité en µg dans 3mL d'acétonitrile) .....	34
Figure 8 : Profil d'exactitude de la disponibilité environnementale de la Chlordécone sur GC-MS (quantité en µg par g de sol).....	35
Figure 9 : Concentration (ng.g <sup>-1</sup> de gras) de PCB-NDL dans le tissu adipeux. Chaque valeur présentant la moyenne ± erreur standard.....	39
Figure 10 : Exemple de réponses aux doses de PCB 153 dans les tissus adipeux de porcelets recevant des quantités croissantes d'huile dopée aux NDL-PCB (groupe huile) ou de sol contaminé (groupes échantillons A2 et E1). .....	40
Figure 11 : Biodisponibilité relative (RBA exprimée en %) des PCB-NDL de sols contaminés : exemple de données pour le PCB 153.....	40
Figure 12 : Analyse en composantes principales entre l'EBR et chaque caractéristique du sol.....	41
Figure 13 : Plan factoriel (F1, F2) de l'ACP appliquée aux TR moyens des PCB dans le lait .....	42
Figure 14 : Précurseurs et production de biochars et charbons actifs par Covachim et CarboFrance pour les projets INSSICCA, PIEGEACHLOR et PYROSAR .....	50
Figure 15 : Principe du screening appliqué au cours du programme INSSICCA – WP3.....	51
Figure 16 : Dispersion des variables qualitatives (A) et quantitatives (B) décrivant les matériaux de séquestration (A) et les capacités d'adsorption des couples Polluants-Matrice séquestrante (B). .....	52
Figure 17 : Disponibilité environnementale de la CLD suite à l'amendement par des biochars ou charbons actifs (A) de chêne, de noix de coco ou (B) de Sargasse de Nitisol (A et B) ou de sol artificiel (B) .....	53
Figure 18 : Caractéristiques texturales et relation avec la réduction de la disponibilité environnementale de la CLD pour les sols naturels.....	53
Figure 19 : Concentrations de la CLD dans le foie suivant les amendements réalisés (µg de CLD par kg de matière sèche).....	54
Figure 20 : Classification hiérarchique non supervisée des données de caractérisation et composition des grappes .....	57
Figure 21 : Corrélation Biodisponibilité relative, disponibilité environnementale, bioaccessibilité et la surface spécifique active de la matrice carbonée .....	60
Figure 22 : Régression linéaire réalisée sur les données de transfert vers le végétal et la disponibilité environnementale exprimés en relatifs au témoin sans amendement. ....	60
Figure 23 : Effet de la taille des particules sur la disponibilité environnementale du chlordécone en utilisant différentes matrices carbonées comme stratégie de séquestration dans le Nitisol. ....	62
Figure 24 : Disponibilité environnementale relative du DDT et de ses métabolites dans le sol de Kyzylkairat après un amendement de biochars de sargasses à différents taux et tailles de particules.....	63
Figure 25 : Cinétique de disponibilité environnementale au cours du temps (j) après amendement (2% de biochar de Sargasse broyé < 150µm à J0) .....	65
Figure 26 : PHASE I : Elargir les outils in vitro d'évaluation du transfert.....	71
Figure 27 : PHASE II : Inclure la bioaccessibilité dans un outil diagnostique «One Health ».....	76
Figure 28 : PHASE 3 : Ancrer la démarche à des fins prospectives et aux enjeux sociétaux actuels .....	78
Figure 29 : Schéma général de SargSafe (2023) .....	82

**4. Liste des Equations**

Équation 1 : Dose Journalière d'Exposition (RECORD 2014) .....	27
Équation 2 : Equation de la biodisponibilité relative par ratio .....	30
Équation 3 : Calcul de la bioaccessibilité absolue .....	31
Équation 4 : Calcul de la bioaccessibilité relative .....	31
Équation 5 : Calcul du taux de transfert .....	36
Équation 6 : Calcul du facteur de bioconcentration .....	36

## 5. Remerciements

Cette demande d'habilitation à diriger la recherche est l'occasion de présenter les travaux dans lesquels j'ai eu l'occasion de m'impliquer. Il me semble nécessaire de souligner que ces travaux sont, avant tout, le fruit d'interactions constructives multiples, tant scientifiques qu'humaines. Ils sont aussi la résultante d'un travail effectué dans un environnement bienveillant, agréable, stimulant et responsabilisant au sein de mon laboratoire.

La liste des personnes ayant permis directement ou indirectement ces travaux et donc à remercier est particulièrement longue, englobant mon parrain pour cette HDR, les membres du jury, les collègues de mon laboratoire de recherche, l'UR AFPA, les doctorants et masters que j'ai encadrés, les collègues des laboratoires de l'ENSAIA (LAE, LSE, le LiBio, le LRGP) et plus globalement de l'Université de Lorraine, les structures extérieures ayant fait appel à moi en tant qu'expert ou formateur, les partenaires provenant d'autres structures et laboratoires, les financeurs qui nous ont témoigné leur confiance, les amis et ma famille.

Mentionner chaque nom présenterait le risque d'oublier certaines personnes, d'instaurer une hiérarchie, ce qui me semble être au mieux inadéquat, au pire injuste.

**Par conséquent, je tiens à exprimer ma sincère gratitude de manière globale envers tous ceux qui m'ont entouré dans ce parcours. Leur soutien et leur encouragement ont été inestimables tout au long de ce voyage intellectuel.**

Je tiens enfin à souligner que ce travail est le fruit d'un collectif, un collectif mature et passionné, et que je suis honoré de le représenter aujourd'hui.

*Je dédie ce manuscrit à la mémoire de Cyril Feidt, en reconnaissance des contributions précieuses sur ces thématiques et en souvenir de l'amitié qui nous liait. Si sa présence me manque profondément, son influence perdurera dans les activités de recherche qui seront entreprises. En espérant qu'elles seront aussi vives et passionnées que l'esprit qui l'habitait.*



## 6. Curriculum Vitae

# Matthieu DELANNOY

## Docteur en Sciences Agronomiques

49 bd Albert 1er à  
Nancy (54000)

[matthieu.delannoy@univ-lorraine.fr](mailto:matthieu.delannoy@univ-lorraine.fr)

38 ans

Permis B

Diriger et Coordonner des projets de recherche sur le transfert de polluants de l'environnement à l'animal

## Expérience Professionnelle

- **Ingénieur de recherche, classe normale, en expérimentation animale, URAFPA** 2014 (8 ans)

BIATSS titulaire (URAFPA, ENSAIA, Université de Lorraine, Vandœuvre-lès-Nancy).  
Unité de Recherche Animale et Fonctionnalité des Produits Animaux – Equipe MRCA Micropolluants et résidus dans la chaîne alimentaire.  
**Directeur Opérationnel et Référent qualité** de la plateforme Bio-DA. Animation de la plateforme et communication de son positionnement scientifique vers l'extérieur. Expertise scientifique concernant **l'évaluation de la biodisponibilité relative** des polluants présents dans des matrices environnementales et la réduction de leur transfert à l'animal. Pilotage et co-pilotage de 3 projets ANR, 2 projets ADEME, ....  
Développement de tests in vitro de bioaccessibilité et disponibilité environnementale de polluants organiques. Mise en place et gestion de projets conformément aux attentes : (i) de la démarche qualité du laboratoire et de la plateforme BIODA (ii) en éthique en expérimentation animale, (iii) en science ouverte, (iv) en facilitation graphique, (v) en traitement statistique  
Traitement des données obtenues, valorisation sous forme de publications et de communications orales (24 articles dont 20 internationaux à comité de lecture depuis 2012). Représentant des personnels BIATSS URAFPA au conseil d'unité (2021).
- **Vacataire d'enseignements, Université de Lorraine** 2017 (5 ans)

  - 2<sup>ème</sup> année du master en apprentissage SPIEQ (Sûreté des Procédés Industriels, Environnement et Qualité, master porté par l'ENSIC, Université de Lorraine), 6 heures de cours magistraux, 3h d'heures de Travaux dirigés.
  - 2<sup>ème</sup> année du master GLOQUAL (Global Quality In European Livestock Production, ENSAIA, Université de Lorraine), 2h de cours magistraux)
  - 2<sup>ème</sup> année du master QSEA (du master Nutrition, Sciences des Aliments, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Lorraine), 3h de cours magistraux 1h de TD
- **Membre du CELMEA (Comité Ethique Lorrain en Matière d'Expérimentation Animale)** 2016 (6 ans)

Participation en tant que vétérinaire. Chargé d'expertise de saisines et rapporteur de 6 saisines par an.
- **Membre du Conseil Scientifique du pôle Scientifique A2F (Agronomie, Agroalimentaire, Forêt) de l'université de Lorraine** 2021 (2 ans)

Représentant BIATSS. Participation aux groupes de travail « plateforme ». Prend part aux décisions concernant le pôle notamment de son positionnement scientifique.
- **Stage en équipe de recherche : étude de la toxicité du paracétamol chez les souris obèses ob/ob et db/db** 2011 (6 mois)

Etude dirigée par Dr B. FROMENTY (INSERM U-991 Equipe 3). Etudes *in vivo* et *ex vivo*.
- **Stage en clinique vétérinaire mixte : perfectionnement clinique** 2010 (6 semaines)

La Capside, à Rambouillet (78)
- **Stage en Recherche : initiation à la recherche en Immunologie – Cancérologie** 2009 (4 semaines)

Stage dans l'Unité d'Immunologie de l'E.N.V.A., Unité mixte de recherche entre l'E.N.V.A. et l'H.E.G.P. et dirigée par Pr E. TARTOUR.
- **Stage en D.D.S.V. : axé sur la défense des populations, la sécurité alimentaire et sanitaire** 2008 (4 semaines)

Stage au sein de la Direction Départementale des Services Vétérinaires de la Moselle (57)

## Formation

- **Formation continue :** 2011–2014

Formation continue proposée par l'Université de Lorraine :

  - *Qualité et en gestion de projet* (Qualité : Auditeurs Qualité Internes ; Les Fondamentaux De La Conduite De Projet)
  - *expérimentation animale* (Formation Ethologie Porcine : Conditionnement Des Animaux – Clicker Training Et Autres Méthodes ; Douleur, Souffrance, Stress, Angoisse, Point Limite Chez L'animal)
- **Doctorat en Sciences Agronomiques : Évaluation du risque sanitaire lié à l'ingestion involontaire de sol.** 2011–2014

Sous la direction de C.Feidt et G. Rychen (ENSAIA, Université de Lorraine, Nancy)

- **DU Expérimentation animale : niveau 1.**

2013

Faculté de pharmacie, Université de Lorraine, Nancy.

- **Année d'approfondissement vétérinaire : Master 2 : mention**

2010–  
2011

- **Toxicologie, spécialité Toxicologie Humaine Évaluation des Risques et Vigilance, parcours recherche. Année de spécialisation inscrite dans le parcours recherche proposé en E.N.V.**

- **2<sup>ème</sup> Cycle d'études Vétérinaires : École Nationale Vétérinaire d'Alfort**

Obtention du D.E.F.V. (Diplôme d'Etudes Fondamentales Vétérinaires)

2006–  
2010

- **1<sup>er</sup> Cycle d'études Vétérinaires : Lycée François 1er – Fontainebleau**

2006 : Admis au rang 195 au concours A ENV et 270 au concours A BIO. Admissible E.N.S. Cachan et Lyon.

2005 : Admis sur liste complémentaire au rang 1 259 au concours A BIO, admissible au concours A ENV.

2003–  
2006

## Langues

**Anglais** : compétences professionnelles

## Encadrement scientifique

**Co-encadrement de 2 personnels BIATSS (IE). Co-directeur de 3 doctorants (en cours) et superviseur de 1 doctorant étranger (en cours). Co-encadrant de la thèse de Farida Amutova (soutenue en 2022). Encadrement de la thèse de Nadine El Wanny (2021) et Sarah Yehya (2017).**

## Connaissances informatiques

Maîtrise des suites bureautiques classiques (Microsoft ® Office et Open Office), dont ACCESS, GIMP, Inkscape, programmation R, notions en programmation (langage PHP, CSS, javascript et HTML).

## Expertise :

Partie prenante de comité de pilotage – Mischar, ODESSA (Junia – Lille), Trophé-Trope (INERIS).

Expert auprès de l'ANSES (2017-2020) : participation au Groupe de travail « poussières sédimentées » en tant qu'expert sur la biodisponibilité des polluants

Évaluation de réponses à des appels à projet (ADEME) : 1 projet évalué

## Publications :

21 publications internationales (sur 24 articles scientifiques), 16 communications orales, 29 posters et 2 rapports de recherche et d'expertise.

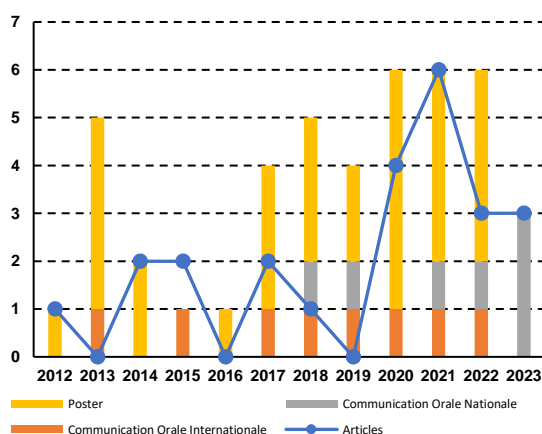


Figure 1 : Production au fil des ans

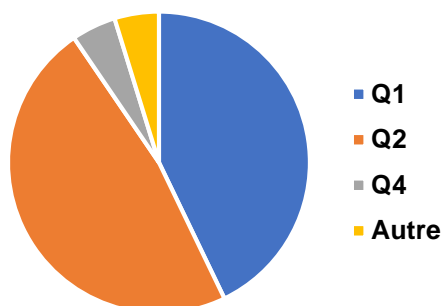
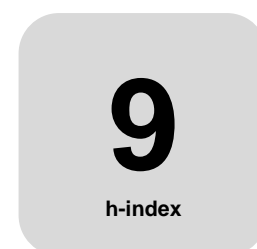


Figure 2 : Qualité des supports de publication



1. Amutova F., Delannoy M., ... Jurjanz S.\* (2021). Transfer of persistent organic pollutants in food of animal origin – meta-analysis of published data. Chemosphere, hal-02937321
2. El Wanny N., Le Roux Y, ..., Delannoy M.\* (2022). Organochlorine POPs sequestration strategy by carbonaceous amendments of contaminated soils: Toward a better understanding of the transfer reduction to laying hens. Journal of Hazardous Materials, hal-03643621

## **7. Résumé**

La dynamique des polluants entre compartiments ainsi que leur transfert aux biotes de l'agroécosystème et à l'Homme est une thématique faisant l'objet d'une demande sociale forte. Elle inclut des attentes de la recherche, mais également un transfert de connaissances et d'outils opérationnels pour la société. Ces dernières décennies en sont caractéristiques, de par l'émergence de la conscience de l'impact de pollutions historiques ou récentes, des crises sanitaires puis politiques d'ampleur et d'une communication de plus en plus essentielle pour le grand public. Ce mémoire constitue la synthèse des recherches dans lesquelles je me suis impliqué au sein de l'équipe Micropolluants et Résidus dans la Chaîne Alimentaire. Ces travaux ont permis, par des approches complémentaires, de mieux appréhender le transfert des polluants de l'environnement, présents dans les sols des Sites et sols pollués ou agronomiques, à l'Homme, mais également à l'animal et les denrées qui en sont issues. Cette démarche s'insère, en même temps, en évaluation de risques sanitaires, et donc pour l'Homme, mais également à destination des agroécosystèmes affectés par les contaminations pérennes de l'environnement.

Reprenant les concepts et outils abordés et/ou développés au cours des dix dernières années, ce mémoire présente les avancées réalisées. Tout d'abord l'évaluation du transfert, reprenant les études réalisées concernant la biodisponibilité, la disponibilité environnementale, la bioaccessibilité, les expertises achevées et l'encadrement de doctorants sur cette thématique. Enfin, il aborde une manière de réduire ce transfert en développant des techniques de séquestration. Les travaux menés permettent de mieux caractériser l'efficacité de ces stratégies par l'utilisation de biochars et charbons actifs en tant qu'amendement de ces sols.

Les perspectives de recherche que j'envisage de développer ont pour ambition de contribuer à une meilleure connaissance, une meilleure prise en compte du risque posé par les pollutions chimiques à l'agroécosystème et à l'Homme. Fondés sur les approches expérimentales développées, des outils et stratégies opérationnels seront développés, testés et proposés aux gestionnaires des sites et sols pollués en vue d'évaluer et de limiter le transfert des polluants environnementaux à l'animal et à l'Homme. Il est ainsi proposé une validation de ces essais, notamment leurs versions simplifiées, pour les rendre plus accessibles, plus versatiles, plus rapides et plus encadrées dans leur application. Ces outils apparaissent nécessaires pour appréhender les caractères multisystème et multicontaminations des sites et sols pollués et améliorer finalement leur gestion.

## **8. Activités d'enseignement, administratives et de recherche**

### **8.1. Enseignement en lien avec mon activité de recherche**

En lien avec mes activités de recherche, je réalise des enseignements sur les risques sanitaires posés par les contaminants, leur transfert et la gestion d'un projet en qualité. Depuis 2016, j'interviens dans le cadre de l'année M2 du master en apprentissage SPIEQ (Sûreté des Procédés Industriels, Environnement et Qualité, master porté par l'École Nationale Supérieure des Industries Chimiques) (6 heures de cours magistraux, 3h d'heures de travaux dirigés) afin de former des étudiants aux risques sanitaires. Je leur introduis la crise posée par la chlordécone aux Antilles dans son aspect le plus global (crise sanitaire, sociale et politique). Je les forme également à la méthode de détermination des Valeurs Toxicologiques de Référence telle que réalisée par les agences d'évaluation des risques comme l'ANSES, je leur apprend les critères de notation des publications dans ce type d'étude. Depuis 2020, je participe au master recherche GLOQUAL (*Global Quality In European Livestock Production*, 2h de cours magistraux), je délivre un cours sur la biodisponibilité en anglais. J'introduis les différentes notions recouvrant l'évaluation de la biodisponibilité, et l'utilisation de tests in vitro de remplacement. J'ai utilisé aussi ce cours lors de conférences invitées par une université étrangère (ex : Kaznu, Almaty, Kazakhstan, en 2018 dans le cadre d'un programme Erasmus +). Enfin depuis 2022, je participe à la formation des étudiants de la filière Qualité, Sécurité, Environnement de l'Alimentation (QSEA) du master Nutrition, Sciences des Aliments (3h de cours magistraux 1h de TD). J'y introduis les différents outils dans la gestion de projet et comment, en pratique, mettre en place un système de management par la qualité dans une organisation. Cette formation s'accompagne d'une visite de la plateforme Bio-DA.

### **8.2. Responsabilités collectives**

Les principales responsabilités collectives qui m'incombent actuellement sont présentées ci-dessous :

**À l'échelle de l'établissement**, élu depuis 2021 en tant que représentant des BIATSS au Conseil du pôle scientifique A2F (Agronomie, Agroalimentaire, Forêt) de l'Université de Lorraine, j'y défends les intérêts du laboratoire et des personnels techniques que je représente lors des réunions mensuelles. À ce titre, je suis en particulier impliqué dans des groupes de travail dédiés aux plateformes scientifiques. J'ai de même candidaté et obtenu un financement ORION "Lorraine Université d'Excellence - LUE" pour présenter les métiers de la recherche au sein des plateformes scientifiques (2023). Je représente aussi la plateforme Bio-DA dans le réseau LUE des plateformes labellisées INFRA+ par l'Université de Lorraine et participe en tant qu'auditeur interne aux audits qualité de ces plateformes. De même, je fais partie du réseau d'auditeurs internes et je suis apte à évaluer une plateforme à l'aune de ce label proche de l'ISO 9001. Comme correspondant informatique du laboratoire, je fais le lien entre la direction du numérique de l'université et l'unité, que ce soit pour des aspects techniques, ou pour formaliser les besoins ou informer sur la sécurité.

**À l'échelle de l'unité**, je suis élu depuis 2020 en tant que représentant des BIATSS (en tant que tête de liste) au Conseil de l'unité UR AFPA. Je prends part aux délibérations concernant les finances, les rôles des personnels, les relations avec les services de l'université et les procédures à appliquer. La formalisation de ces éléments est discutée dans les groupes qualité. Enfin, en tant que correspondant informatique du laboratoire, je gère les espaces de stockage et les attributions de droits pour l'unité sur le site ENSAIA. Je gère également les besoins en achats de postes, le parc informatique et le suivi de solutions de sauvegarde en lien avec l'équipe informatique du site. Je mets en place des outils qui se sont avérés indispensables pour le suivi des tâches quotidiennes et pour faciliter le travail collaboratif des agents (élaboration de bases de données ACCESS, comme pour le suivi du budget, des réceptions, des indicateurs).

**Concernant la qualité et la plateforme Bio-DA**, Je fais partie de groupes qualité depuis plus de 10 ans et comme référent qualité de la plateforme, j'ai encadré la mise en place du système de management par la qualité regroupant plus de 400 documents, recoupant celui de l'URAFPA et évalué avec une note de 4.9/5 en 2020 par la direction d'aide au pilotage et à la qualité de l'Université de Lorraine. Suivant la politique insufflée par l'UL au regard des exigences de qualité de ses

structures d'appui à la recherche, la plateforme s'est dotée d'un système de management par la qualité (SMQ) suivant le référentiel INFRA+ de l'I-SITE LUE. J'assure la communication des travaux menés au sein de la plateforme (séminaire Agrovalor, diffusion à d'autres unités de recherche ...). Je réalise au sein de la plateforme Bio-DA la préparation et l'animation du comité de pilotage et des revues de direction, coordonne la gestion du déroulement des activités et leur suivi. J'approuve les documents et assure la cohérence du système pour que toute personne en lien avec la plateforme sache se positionner et déterminer les activités qu'il doit faire. Activités de recherche et expertises

Depuis 2011 et mon doctorat universitaire en sciences agronomiques, que j'ai soutenu en 2014 à l'URAFPA (Unité de Recherche Animal et Fonctionnalités des Produits Animaux), je m'implique dans des domaines scientifiques propres à l'évaluation du transfert des polluants présents dans l'environnement et de stratégies pour limiter ce transfert. Je suis membre de l'équipe scientifique MRCA (Micropolluants et Résidus dans la Chaîne Alimentaire) et directeur de la plateforme Bio-DA « Biodisponibilité - BioActivité » créée en 2019. En lien avec cette activité, je pilote des *workpackages* (WP) de différents programmes de recherche scientifique, je participe activement à l'encadrement de plusieurs doctorants, je valorise ces savoirs via des publications et des communications à différents publics. J'assure également le suivi, l'évaluation de projets scientifiques et des expertises associées.

### **8.3. Activité de pilotage de projets**

Depuis mon doctorat en 2014, je participe à la rédaction et au pilotage de plusieurs programmes de recherche, souvent en tant que partenaire, mais également comme chef de file. En ce sens, j'ai suivi une formation en gestion de projet en 2022. J'ai pris et je prends part à plus de 14 projets acquis auprès de plusieurs financeurs.

**À l'échelle locale**, je suis porteur de 3 projets retenus, 2 pour de l'investissement (40 et 10k€ pour, respectivement, la création d'une salle de culture cellulaire et une autre de quarantaine végétale 2021-2023) et un pour présenter les métiers de la recherche au sein des plateformes A2F (programme ORION, « Osez la recherche » 2023).

**À l'échelle nationale**, j'ai participé à 2 programmes financés par l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie) comme co-porteur (PIEGEACHLOR, réduction du transfert des polluants au biote par l'utilisation d'une stratégie d'immobilisation, 400k€) et 3 programmes évalués par l'ANR. Tout d'abord l'ANR-INSSICCA (Stratégies innovantes pour sécuriser les systèmes d'élevage dans les zones contaminées par la chlordécone, 2015-2021, 598k€), pour lequel j'ai co-porté avec une collègue de l'Université des Antilles le WP3 concernant l'évaluation de stratégies d'immobilisation de la chlordécone. J'ai co-écrit ce WP. De même, pour l'ANR-PYROSAR (Valorisation des sargasses par pyrolyse et application dans le cadre de la sécurité alimentaire, 2020-2024, 897k€), dans lequel je porte avec un collègue le WP2 lié à l'évaluation de l'efficacité d'un biochar de Sargasse à réduire le transfert à l'animal de la chlordécone. J'ai élaboré les contours du projet (schéma) et écrit le WP associé. Enfin, pour l'ANR-BIOACID (Validation d'une méthode de mesure de la bioaccessibilité de perturbateurs endocriniens par ingestion de poussières en environnement intérieur, 2022-2027, 573k€), j'ai contribué à la rédaction du WP 2 « Étude animale : évaluation de la biodisponibilité des Perturbateurs endocriniens dans la poussière », et suis porteur de ce WP.

**À l'échelle internationale**, j'ai participé à 3 programmes internationaux. Dans le cadre d'une collaboration avec le Kazakhstan, j'ai été sollicité par un collègue, coordinateur, pour réaliser un échange Erasmus+ avec l'Université de Kaznu (Almaty) afin d'y délivrer des

cours. Ce programme m'a également permis d'obtenir une bourse « Abaï-Verne » pour le financement de la thèse d'une doctorante que j'ai co-encadré et le développement de coopération avec un nouvel institut au travers d'une supervision d'un doctorant kazakhe. Dans le cadre de cette thèse, nous avons également monté un projet de recherche concernant la séquestration de polluants organiques lipophiles et une réduction de la biodisponibilité orale de ces contaminants à l'animal (2020-2022 ; 100k€). Enfin, dans le cadre d'un programme initié par une collègue serbe (Serbie), nous avons obtenu un projet bilatéral pour 2023-2024 portant sur l'évaluation des risques pour la population en lien avec la contamination des sols agricoles par des métaux et par des pesticides organochlorés avec des prélèvements réalisés en Serbie. À ce jour j'ai pris la responsabilité locale de ce projet, suite au décès d'un collègue.

Contrat de Recherche :	Type	Période :	Sujet :	Fonction :	Thèse associée :	Montant :
Biodisponibilité relative des PCB-NDL contaminant les sols (ADEME)	R	2011-2014	Biodisponibilité relative des PCB-NDL contaminant les sols	Doctorant, réalisation des expérimentations du rapport scientifique	M. Delannoy	180 k€
INSSICCA - Stratégies innovantes pour sécuriser les systèmes d'élevage dans les zones contaminées par la chlordécone (ANR)	R	2016-2021	Séquestration de la CLD par des matériaux hautement carbonés	Co-porteur WP3	Sarah Yehya (encadrement officiel, 2015-2018)	598k€ (122k€)
PIEGEACHLOR - Piégeage des contaminants organochlorés par l'utilisation de matrices hautement carbonées (ADEME - GESIPOL)	R	2016-2021	Réduction du transfert des polluants au biotope par l'utilisation d'une stratégie d'immobilisation	Co-porteur	Nadine El Wanny (encadrement officiel, 2018-2021)	317k€ (105k€)
AGROVALOR - Acquisition d'équipement de préparation et analytique.		2019	Centrifugeuse réfrigérée, d'un automate de préparation d'échantillon, d'une GC-MS/MS	Synthèse des besoins pour le laboratoire		260k€
Erasmus + - Echange et formation avec l'université de Kaznu	F	2019	Echange et formation à Kaznu (Almaty)	Formateur	Alexander Garshin (superviseur étranger 2020-2023)	1k€
Création d'une salle de culture cellulaire (Fonds pôle scientifiques A2F)		2020-2021	Création d'une salle de culture cellulaire	co-porteur	-	40k€
Programme de recherche du ministère Kazakhe.	R	2020	Echange et formation à Kaznu (Almaty)	Co-porteur de WP	Farida Amutova (co-encadrant, 2018-2022)	110k€
PYROSAR - Valorisation des sargasses par pyrolyse et application dans le cadre de la sécurité alimentaire (ANR)	R	2020-2024	Séquestration de la CLD par des matériaux hautement carbonés	Co-porteur WP2	Perrine Stephan (co-directeur, 2021-2024)	897k€ (157k€)

Contrat de Recherche :	Type	Période :	Sujet :	Fonction :	Thèse associée :	Montant :
BIOAC'ERS - La bioaccessibilité orale : un outil de caractérisation des expositions de l'Homme pour améliorer les évaluations de risques sanitaires (ADEME)	R	2021-2024	Biodisponibilité relative de perturbateurs endocriniens présents dans les sols	Porteur Lot 2	Ronagul Turganova (co-directeur, 2021-2024)	253k€ (51k€)
Création d'une salle de quarantaine végétale (Appel à projet du pôle A2F)		2022	Création d'une salle de quarantaine végétale	Porteur lot CPER	-	10k€
Création d'une salle de quarantaine végétale (CPERI BIOECOGE)		2022-2023	Création d'une salle de quarantaine végétale	Porteur lot CPER	-	45k€
BIOACID – Validation d'un essai de bioaccessibilité concernant les polluants organiques dans les poussières (ANR)	R	2022-2026	Biodisponibilité relative de perturbateurs endocriniens présents dans les sols	Porteur WP2	Marie Dufresne (co-directeur, 2022-2025)	573k€ (110k€)
Orion « Osez la recherche » (LUE - Univ. De Lorraine)	F	2023	Présentation des métiers de la recherche du pôle A2F	Porteur	-	350 €
BORG (Impact ADEME)	R	2024-2026	Bioaccessibilité des polluants organiques	Porteur	Une thèse prévue en CIFRE	200k€
Projet bilatéral avec la Serbie, Institut de physique, Belgrade Serbie	R	2023-2024	Coopération internationale avec l'institut de physique de Belgrade (Almaty)	Co-porteur	-	3k€
						3,297k€ (1,056k€)

**Tableau 1 : Contrats de Recherche, d'investissement, de formation**

Type : R (Recherche), I (Investissement), F (Formation) ; Montant, sont présentés pour les contrats d'investissement et de formation uniquement les montants gérés, pour les autres projets, le montant global du projet multipartenaire est renseigné, et entre parenthèses les montants gérés.

### 8.4. Création de la plateforme Bio-DA, labellisée LUE INFRA+

La direction du laboratoire m'a chargé de créer une plateforme hébergeant les équipements et méthodologies de l'équipe de recherche MRCA : la plateforme Bio-DA (Biodisponibilité – BioActivité), dont je suis directeur. À l'issue de la création de la plateforme, j'ai sollicité les services adéquats de l'université pour labelliser la plateforme. Ainsi, Bio-DA a été labellisée StAR (Structure d'Appui à la Recherche) Lorraine Université d'Excellence (LUE) en 2020, avec l'obtention du nombre d'étoiles maximum. La Plateforme a pour objectif de fournir des services permettant la caractérisation de la biodisponibilité ou de la bioactivité de molécules de diverses natures. Depuis 2020, j'ai pu mettre en place 2 prestations de services avec des industriels et la formation de 5 doctorants. Comme directeur de Bio-DA, j'encadre 3 personnels techniques interagissant sur cette plateforme.

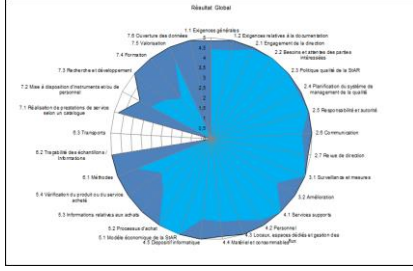
Intégration de la plateforme dans les réseaux locaux et régionaux	Projets et développement	Investissements et valorisations
 <p>labellisation : 4.93/5.0 : ★★★</p> <p>Réseau plateforme I-SITE LUE INFRA+</p> <p>Réseau Qualité en recherche du Grand Est</p>	<p>2 expertises pour des partenaires privés</p> <p>5 formations de doctorants</p> <p>10 expérimentations de projets de recherche de l'URAFPA</p> <p>8 actions de développement</p>	<p>40 k€ pour une salle de culture cellulaire</p> <p>55 k€ pour une salle de quarantaine végétales</p> <p>23 valorisations citant la plateformes dont : l'URAFPA</p> <p>7 articles dans une revue internationale</p> <p>3 rapports de fin de projet</p>

Tableau 2 : Création et développement de la plateforme Bio-DA

### 8.5. Activités d'encadrement

Je suis n+1 de 2 agents permanents BIATSS (2 ingénieurs d'études (IE)) et assure leur encadrement administratif (réalisation des entretiens professionnels, rapport d'activité) scientifique et technique (élaboration et validation de méthodes, rédaction de rapports scientifiques ou la gestion du fonds bibliographique de l'équipe MRCA). J'interagis également, lorsque c'est nécessaire comme membre du conseil d'unité et représentant BIATSS, avec la direction de l'unité (ex : revalorisation du complément indemnitaire annuel dispensé aux personnels, et/ou une meilleure reconnaissance dans l'organigramme de la structure). En tant qu'encadrant scientifique, j'ai participé officiellement à l'encadrement de 2 doctorantes avec lesquelles j'ai co-signé en dernier auteur au moins 3 publications, co-encadré officiellement une thèse en cotutelle (double diplôme) et co-dirige actuellement 3 thèses comme co-directeur. J'ai bénéficié de 2 autorisations à co-diriger des thèses (ACT) en ce sens.



Activités d'enseignement, administratives et de recherche

Personne encadrée	Formation	Type	Type	Production et position personnelle dans les articles	Devenir
Sarah Yehya	Thèse en co-tutelle (Tripoli, Liban)	2015-2018	Encadrement officieux (en anglais)	3 Articles (2 en Premier et 1 Deuxième auteur)	Enseignante-chercheuse libanaise
Nadine El Wannay	Thèse en co-tutelle (Tripoli, Liban)	2018-2021	Encadrement officieux	3 Articles (3 en dernier auteur)	ATER à l'université de Lorraine
Farida Amutova	Thèse en co-tutelle et double diplôme (Almaty, Kazakhstan), bourse Abaï-Verne	2018-2022	Co-encadrant (en anglais)	3 Articles (Premier, 2 <sup>ème</sup> et Dernier)  1 soumis (Dernier Auteur), 1 preprint	Employée de l'entreprise Kazakhe Antigen
Alexander Garshin	Thèse Kazakhe	2019-2023	Superviseur étranger (en anglais)	2 Articles (milieu et avant-dernier)	En activité
Perrine Stephan	Thèse ADEME	2021-2024	Co-directeur (ACT de l'Université de Lorraine) avec Pr Guido Rychen (directeur) et Pr Séverine Piutti (co-encadrante)	1 Article (dernier auteur) 1 preprint (dernier auteur)	En activité
Ronagul Turganova	Thèse en co-tutelle (Almaty, Kazakhstan), bourse Abaï-Verne	2021-2024	Co-directeur (ACT de l'Université de Lorraine) avec Dr Stefan Jurjanz	2 preprint (dernier auteur)	En activité
Marie Dufresne	Thèse de l'université de Rennes	2022-2025	Co-directeur (ACT de l'Université de Lorraine), directrice Pr Barbara Le Bot, et co-encadrante Gaëlle Raffy	En cours de rédaction d'un premier article	En activité
Arailym Akhatzhana	Thèse en co-tutelle (Almaty, Kazakhstan), bourse Abaï-Verne	2024-2027	Co-encadrant	-	Début janvier
Barbara Souza-Rodrigues	Master 2	2021	Co-encadrant avec Pr Guido Rychen	-	Employée d'une entreprise privée

Tableau 3 : Encadrement scientifique

### 8.6. *Activité de valorisation scientifique*

Sensibilisé à l'ouverture de la recherche publique, la majorité des valorisations auxquelles j'ai participé sont disponibles sur une archive ouverte, HAL, dont une liste complète est disponible à cette adresse : <https://bit.ly/3xTPVv5>. Mon CV est aussi disponible ici : <https://cv.hal.science/matthieu-delannoy>. À ce jour, j'ai contribué à la rédaction de 20 articles internationaux à comité de lecture pour lesquels je suis positionné à 79% dans des positions montrant une contribution majeure (premier, dernier, deuxième ou avant-dernier). Les doctorants encadrés ont publié au moins 3 articles et eu une durée de thèse moyenne de 3,4 ans. Ils sont en activité à ce jour (enseignant-chercheur, ATER, salariée d'entreprise privée). J'ai participé à plus de 12 congrès internationaux différents et assuré la présentation des 6 oraux en anglais sur les 14 communications orales auxquelles je suis associé. J'ai participé à 29 communications par affiche.

Type de production	Nombre	Autres informations
Publications internationales référencées JCR	18	Impact factor : 5,83 [max 14.42]
Publications internationales non référencées au JCR, mais par SCOPUS	2	
Publications nationales non référencées au JCR	3	
Conférences invitées	2	Dont 6 oraux personnellement assurés en anglais
Communications internationales avec actes et comité de lecture	6	
Communications internationales sans acte	1	
Communications sans actes nationales	5	
Rapports scientifiques	3	

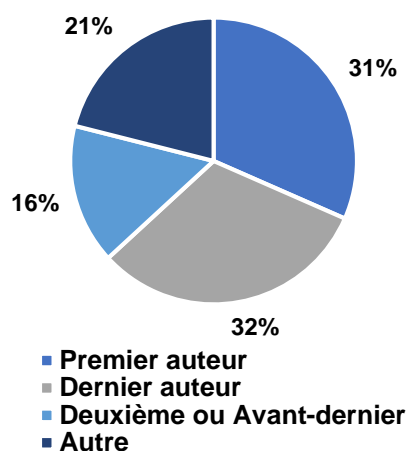


Tableau 4 : Valorisation scientifique

Figure 3 : Place dans les publications

### 8.7. *Activité d'expertise scientifique et technique*

Tout d'abord, en tant que vétérinaire, je siège au Comité Ethique Lorrain en Matière d'Expérimentation Animale (CELMEA) et à la Structure Bien-Etre Animale (SBEA) de l'unité. J'évalue les saisines qui me sont attribuées, discute des protocoles mis en œuvre et formule des modifications et conseils. Je suis le seul à réaliser ce rôle statutaire dans le fonctionnement du comité, en tant que vétérinaire. J'évalue en moyenne 5 saisines par an (depuis 2014). Le laboratoire m'a mandaté pour assurer le suivi de création de l'Animalerie Campus Biologie Santé lors des étapes de demande de modifications à l'opérateur privé (2016-2018). J'ai ainsi formalisé les besoins en équipement de la partie « gros animaux » de cette animalerie mutualisée à l'échelle de l'université. Concernant les expertises scientifiques menées pour l'ANSES, j'ai été membre de 2017 à 2020 du groupe de travail « poussières sédimentées » en tant qu'expert sur la biodisponibilité des polluants. À ce titre, j'ai participé à la rédaction du rapport final et de 2 publications. Toujours dans le cadre de mes activités d'expertise, j'ai été sollicité pour évaluer trois projets scientifiques en lien avec mes thématiques de recherche. J'ai ainsi suivi l'avancée de ces projets financés par l'ADEME. Enfin, concernant l'évaluation de projets scientifiques, j'ai mené l'évaluation d'un projet répondant à un Appel à Projet Gesipol sur la thématique du transfert des organochlorés. J'ai aussi révisé cinq publications.

**Évaluer et réduire le transfert des polluants organiques vers les biotes :  
les outils de l'évaluation et de gestion des sites et sols contaminés.**

### **8.8. Introduction Générale des activités de recherche**

Les sols représentent un maillon essentiel de la vie en étant un puits de biodiversité et en intervenant dans tous les cycles biogéochimiques (cycles du carbone, de l'azote, du phosphore, ...). Cependant, les activités humaines ont entraîné de nombreuses dégradations de ces sols, dont leur contamination pérenne. Ainsi, la base de données concernant les pollutions suspectées ou avérées (ex-BASOL) recense en France plus de 9000 sites contaminés (MEDDE, s. d.) par des polluants, des éléments traces métalliques, mais également des polluants organiques tels que les hydrocarbures, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des composés halogénés, tels que les polychlorobiphényles (PCB) et les Dioxines Furanes (PCDD/F). De nombreux autres polluants suscitent également des inquiétudes plus récentes qu'ils soient chimiques (les poly ou perfluoroalkylées ou PFAS, paraffines), ou physiques (microplastiques, nanomatériaux) que ce soit par leur capacité à exercer des effets délétères pour l'Homme comme de l'éco ou agrosystème, mais également à persister dans ce sol, devenant un réservoir de pollution. Ces polluants peuvent à terme exposer les plantes (par transfert trophique), l'homme et l'animal directement (ingestion involontaire de sol), ou indirectement (ingestion par leur alimentation). Les productions végétales comme animales peuvent, ainsi, entraîner des risques sanitaires non tolérables pour l'Homme.

Parmi ces polluants, les polluants bioaccumulables, voire bioamplifiables, présentent les risques les plus élevés et peuvent remettre en question le service écosystémique de fourniture alimentaire saine, qu'elle soit en système agricole ou en autoproduction par les particuliers. Les polluants organiques persistants (POP) font figure d'exemples historiques. Bannis par la convention de Stockholm depuis des décennies, ils se retrouvent encore dans les sols où leur temps de résidence est particulièrement long. Ainsi, selon les travaux du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) réalisés dans le Nord de la France, les PCB (138, 153 et 180) sont détectés à plus de 65%, le lindane à 100% et la 2,3,7,8-TCDD à 20% dans les échantillons prélevés sur des sites non connus pour leur historique de contamination (Gis Sol 2011). Si ces niveaux restent un « bruit de fond » (et donc de faibles concentrations ubiquitaires), pour ces polluants non utilisés intentionnellement sur les parcelles, pour les pesticides nécessitant des doses d'application répétées dans le temps et sur de larges surfaces, une crise peut survenir. C'est l'exemple même de la chlordécone (CLD), utilisée aux Antilles Françaises pour lutter contre le charançon du bananier, où son utilisation intensive a engendré une pollution durable présentant des niveaux qui peuvent largement dépasser les mg/kg sur les surfaces agricoles (soit mille fois plus que les concentrations habituellement rencontrées en bruit de fond pour les polluants non intentionnellement utilisés comme traitement). Ces pollutions rémanentes engendrent de multiples conséquences : tout d'abord en termes de risque pour la santé des écosystèmes ou de l'Homme, mais également socialement, une crise politique pouvant alors émerger.

Pour illustrer ces effets multiples, deux exemples seront abordés : le cas des PCB et des dioxines dans les denrées d'origine animale, et enfin la crise subie par les filières de production Antillaises.

### **8.8.1. Les PCB et dioxines : le risque chimique environnemental pour les productions des agrosystèmes.**

Actuellement, les consommateurs occidentaux tendent à considérer comme de qualité des produits animaux issus de systèmes de production plus en lien avec le bien-être animal, respectant des circuits courts et les cycles naturels de production. Cela se reflète notamment dans la demande croissante de produits tels que les œufs « plein air », considérés comme de meilleure qualité. Un paradoxe semble toutefois exister puisque ces productions « plein air » réputées, comme plus saines et respectueuses, sont souvent les plus contaminées à la fois en fréquence et en quantité de contaminants, comme ce fut observé en France (Travel et al. 2008), en Belgique (Van Overmeire, Pussemier, et al. 2009; Van Overmeire, Waegeneers, et al. 2009), en Allemagne (Winkler 2015) et en Pologne (Roszko, Szymczyk, et Jędrzejczak 2014; Piskorska-Pliszczynska et al. 2015). Ces modes de production sont généralement situés en milieu rural ou périurbain, ce qui signifie que les sources de pollution, comme les déchets urbains ou les émissions industrielles, voir le milieu intérieur, sont autant de sources contributrices à leur exposition. En Europe, ce sont particulièrement les œufs produits par les particuliers qui sont les plus contaminés, et le sol, comme réservoir, apparaît être la source d'exposition majeure. En effet, de précédentes études ont établi un lien entre les sols contaminés et les concentrations élevées de contaminants dans les œufs (Van Overmeire, Pussemier, et al. 2009; Windal et al. 2009). Dans de nombreux cas, les niveaux de PCB *dioxine like* (PCB-DL), ainsi que les PCB *non-dioxin-like* (PCB-NDL) dans les œufs produits dans des zones rurales ou périurbaines dépassent les limites réglementaires de l'Union Européenne, les rendant impropres à la consommation en raison des risques pour la santé des consommateurs dus à une surexposition (C Jondreville et al. 2010).

En effet, l'incidence importante de ces contaminations peut s'expliquer par le fait que même les sols de zones non identifiées comme à risque peuvent contenir des niveaux de polluants organiques persistants suffisamment élevés pour rendre la production d'œufs de poules incompatible avec la sécurité sanitaire des consommateurs. Ce risque est particulièrement dû à la bioaccumulation de ces substances dans le jaune des œufs de poules et au comportement exploratoire des gallinacées lors du picorage, conduisant à une ingestion importante de sol en nature. Ainsi, même si les concentrations de PCB ne sont pas aussi élevées que celles qui seraient présentes en cas de fuite d'un transformateur, contexte de contamination le plus habituel, le risque pour la santé est suffisamment élevé pour être inacceptable (C Jondreville et al. 2010). Ceci est notamment préoccupant puisque de nos jours, de nombreux foyers, même en milieu urbain, ont repris des pratiques telles que le jardinage, le compostage des déchets verts, et certaines municipalités proposent des poules pondeuses pour aider à traiter les résidus alimentaires non souhaités, tels que les produits animaux et les graisses. Cette pratique est par exemple portée par des politiques locales, notamment en région Grand Est, à Strasbourg (Wœrth 2021; Ferreira 2013; Simon 2020) tandis que le compostage sera rendu obligatoire, début 2024 (LOI n° 2020-105 2020), déléguant la gestion de ces déchets organiques aux foyers. Or la population métropolitaine est déjà exposée à des niveaux préoccupants de PCB de par leur alimentation. L'autoconsommation fréquente d'ovoproduits fortement contaminés, en plus de cette exposition de fond, entraînerait pour ces populations une exposition non acceptable.

Au-delà de cette évolution des comportements, la méthode même de gestion de l'exposition chimique alimentaire est mise en difficulté. En effet, les mesures de gestion réalisées jusqu'à présent se focalisaient sur la production des élevages professionnels et consistaient

en une destruction systématique des productions reconnues comme contaminées, voire une mise à mort des animaux suspectés comme contaminés. Ainsi, la crise des « poulets à la dioxine » de 1999 en Belgique a abouti en la destruction de plus de 93 000 tonnes de viandes (45.000 tonnes de viande de porc et 12.500 tonnes de viande de volaille), l'abattage de millions d'animaux suspectés d'être contaminés (Van Driessche 2022). Cette mesure a de même été décrétée en France pour les cheptels de bovins en provenance de Mayenne, avec 400 animaux abattus (Ouest France 2012; Radisson 2022). Ces mesures de gestion par évitement, certes protectrices, reviennent la plupart du temps à faire supporter les conséquences de la pollution aux professionnels de la production (éleveurs, pêcheurs) plutôt qu'aux responsables de la pollution, introduisant une problématique sociale et d'équité quant à ces modes de gestion. Plus récemment, une étude portée par l'ARS Île-de-France sur 25 poulaillers en milieu périurbain (*Le Monde.fr* 2023) montre la possible étendue de cette contamination sur les poulaillers hors circuit des élevages traditionnels. Seule une recommandation a pu être émise concernant la non-consommation de ces denrées produites, ces circuits non conventionnels n'étant que peu contrôlés par les organismes habituels de contrôle sanitaire (Direction Départementales de la Protection des Populations). Ces œufs, présentant des niveaux jusqu'à 50 fois au-dessus des limites réglementaires, posent question concernant la responsabilité de particuliers pratiquants du don ou du troc de produits issus de leur poulailler, particulièrement sensibles à ces pollutions lipophiles et ubiquitaires.

En conclusion, ces éléments historiques mettent en évidence toute l'importance et la difficulté face aux contaminations chimiques des denrées animales. La première difficulté est l'identification, la pollution chimique étant incolore, inodore, les denrées animales peuvent être contaminées à l'insu du producteur et du consommateur. La deuxième est la sensibilité des denrées animales à ces contaminations, de faibles expositions peuvent aboutir à des niveaux dangereux pour la santé humaine du fait de la bioaccumulation dans les tissus, notamment les œufs. La dernière concerne les difficultés de gestion, centrée sur les systèmes, fondée sur l'évitement, cette gestion s'avère peu adaptée aux denrées autoproduites par les particuliers, qui restent responsables, dès lors, des effets délétères potentiels de leur production.

#### **8.8.2. La chlordécone : les dimensions d'une crise environnementale et sanitaire**

La chlordécone est une molécule paragon des pollutions organo-chlorées, du fait de sa structure si particulière ( $C_{10}Cl_{10}O$ ) et de ses impacts multicompartiments et multisystèmes. Multicompartiment d'une part, car du sol contaminé, la chlordécone est transférée aussi bien aux eaux douces qu'à la biosphère (végétaux, animaux et Homme). Multi-système car l'ensemble des productions peuvent être touchées par cette pollution des agrosystèmes intensifs à l'autoproduction, des productions agronomiques animales, comme végétales et aquatiques. Du fait de son utilisation intensive passée sur les bananeraies (6 000 tonnes de formulation commerciale, soit 300 tonnes de substance active épandue aux Antilles Françaises) la chlordécone contamine 20 à 25% de la surface agricole utile des Antilles françaises, faisant du contexte insulaire antillais un exemple frappant des difficultés qui émergent face à ce type de pollution (INSERM 2019).

L'utilisation de la chlordécone (CLD) a abouti récemment à l'émergence d'un scandale environnemental, sanitaire, social et politique en Guadeloupe et en Martinique. En 2019, une commission de l'Assemblée Nationale a enquêté dans le but d'identifier les responsables publics et/ou privés en retraçant l'historique de l'utilisation de cet ancien

pesticide. Pour historique, les organochlorés étaient d'usage courant dans les années 1950-1970. En revanche, les molécules employées, rebaptisées les « 12 salopards », ont montré après leur utilisation et mise sur le marché, de forts impacts quant à la sécurité sanitaire et des écosystèmes. La production était primordiale au sortir de la guerre et tous moyens de lutte contre les ravageurs étaient avancés contre les famines ayant étranglé les populations durant la Seconde Guerre mondiale. Toutefois la toxicité de ces molécules n'a pas tardé à rattraper l'image d'Épinal du progrès véhiculé autour de ces molécules. L'interdiction de ces molécules priva les Antilles de moyens de lutte contre des ravageurs sévissant sur ses plantations de bananeraie. La chlordécone, alors, fut accueillie comme providentielle pour lutter contre ce charançon du bananier, pullulant particulièrement sur les arbres et bananiers abîmés par les tempêtes tropicales, malgré des interrogations quant à son innocuité dès les phases d'évaluation de son autorisation (Joly 2010). Des plans d'épandage ont alors été mis en place sur les plantations de bananiers. Des données démontrant la persistance de la molécule dans l'environnement et sa toxicité rapportées dans les rapports Snegaroff (1977) et Kermarrec (1980), ont abouti à une première interdiction prenant effet en 1976 (Snegaroff 1977; Kermarrec 1980; Torny 2010; INSERM 2019). Toutefois, la CLD a été réutilisée aux Antilles en 1981 sous la dénomination commerciale Curlone® par pressions attribuées au lobby des propriétaires terriens des bananeraies. Cette commercialisation de la CLD a été interdite une nouvelle fois en 1990, des dérogations successives pour écouler les stocks et l'absence de contrôle ont abouti à son utilisation jusqu'à au moins 1993.

Malgré sa persistance et rétention dans la fraction organique des sols, cette molécule est aisément transférée des sols contaminés à la chaîne alimentaire. L'étude épidémiologique KANNARI (SPF 2018) a montré pour la première fois que la population des Antilles est exposée à la CLD, même près de 30 ans après son interdiction officielle, car plus de 90% des 742 personnes étudiées ont présenté des concentrations détectables de CLD dans leur sérum. La toxicité aiguë de la CLD a été mise en évidence par ses effets neurotoxiques aigus sur la santé des travailleurs américains, mais un lien clair a été démontré par l'étude de la population antillaise de l'effet de l'exposition chronique à la CLD sur la surincidence de cancers de la prostate et un effet potentiel sur le neurodéveloppement des enfants. Pour protéger la santé du consommateur, il était nécessaire de réduire l'exposition humaine et l'étude des voies d'exposition majeure a été réalisée. L'étude KANNARI a identifié les voies d'exposition à la CLD pour la population antillaise, qui sont liées au lieu de résidence et aux consommations alimentaires, en particulier les Denrées Alimentaires d'Origine Animale (DAOA) et les légumes racines.

La pollution environnementale des Antilles à la CLD est préoccupante de par son étendue (près de 3000 km<sup>2</sup> de surface contaminée), la population concernée (800 000 habitants), et le fait qu'une importante partie du support de la production agricole est contaminée. De ce fait, une stratégie d'évitement total n'a pu, cette fois, être implémentée à l'échelle des Antilles. Face à ce constat, des stratégies ont été implémentées pour continuer les productions malgré cette contamination omniprésente. En ce sens des efforts concertés entre les acteurs de la recherche, des pouvoirs publics de contrôle, les associations et les producteurs ont été réalisés. Ainsi le CIRAD a développé dès 2012, par le projet Chlordexco, des seuils de chlordécone dans le sol à ne pas dépasser pour la culture des espèces végétales sensibles à la chlordécone (0,1 mg/kg de sol pour les légumes racines, 1mg/kg pour les cucurbitacées, ou légumes au contact du sol, absence de limites pour les autres) (Clostre et Lesueur Jannoyer 2012). De ce fait un bouleversement des pratiques agricoles a dû être opéré pour réorganiser les productions suivant les niveaux de

chlordécone des parcelles. Pour les filières animales, une démarche similaire visant à protéger les filières de production est également engagée dans le programme INSSICCA (2016-2021). Ces projets de recherche appliquée ont permis de limiter les circuits conventionnels de production en lien avec les acteurs publics (DAAF). Toutefois, pour l'animal comme le végétal, tout un secteur de production échappe à cette vigilance : la culture vivrière (comme précisé dans le premier paragraphe) et le circuit informel, qui ne passent pas par les itinéraires techniques de commercialisation et de traçabilité, notamment pour les productions animales. Malgré ce circuit, l'exposition globale à la chlordécone par l'alimentation s'est considérablement réduite ces 2 dernières décennies, de par des denrées végétales et animales en conformité avec les LMR fixés dans la réglementation.

Du fait de l'importance de cette contamination, la chlordécone a été aussi le sujet âpre d'une crise sociale puis politique marquant ces 10 dernières années (Procaccia 2023). Tout d'abord, la responsabilité de l'Etat a été mise en cause depuis 2006 pour empoisonnement, mise en danger de la vie d'autrui et administration de substance nuisible. Alors même que le président de la République avait annoncé en 2018 que « l'État [devait] prendre sa part de responsabilité dans cette pollution », un non-lieu dans cette affaire a été prononcé le 2 janvier 2023, suscitant de nombreuses réactions politiques aux Antilles Françaises. La crise soulevée par la Chlordécone, a ravivé les cicatrices existantes entre la population Antillaise et l'hexagone (passé colonialiste, émigration subie dans les années 60, marasme socio-économique), suscitant dans cette affaire un « sentiment de colère, d'injustice, de défiance » parmi la population Antillaise (Mme Chatenay-Rivauday, 2<sup>nde</sup> audition publique au Sénat). Afin d'accroître la communication des résultats à la population Antillaise, deux congrès scientifiques transmis au public se sont tenus (Colloque scientifique « colloque scientifique et d'information sur la pollution par la chlordécone » en Martinique, 2018 et le colloque scientifique « Chlordécone, connaître pour agir », fin 2022). Cette communication directe, en support de la parole publique, semble nécessaire, tout comme des actions de terrain menées par des relais locaux (ARS, programme JAJA, Groupements de défense sanitaire locaux). Ces relais sont surtout importants pour que les recommandations agronomiques soient comprises et adoptées par la population. Afin d'accompagner ces supports, le plan chlordécone IV (2021-2027), doté d'un budget de 92 millions d'euros, fait la part belle aux stratégies transversales, dont les actions de recherche multidisciplinaire, la communication et la nécessaire inclusion de la population (pouvant se retrouver également dans sa consultation en 2020 lors de la formulation du plan IV, et l'élaboration d'outils de transfert comme des jeux de société - Chlordicus, la réalisation d'un *escape game*, de pièce de théâtre et de spectacles). Ce type de communication, hors des cadres scientifiques préétablis, soustrairait également le public à des débats techniques et scientifiques nécessaires, mais pouvant être conflictuels et peu compréhensibles, à l'image de la demi-vie de la chlordécone dans le sol, pour laquelle des chercheurs, par publication interposée ont mis en évidence le peu de recul sur ce sujet pourtant majeur pour les décisions publiques à apporter (Comte et al. 2022; Saaidi et al. 2023).

En conclusion, la problématique de la chlordécone, en tant que paradigme des pollutions organo-chlorées, nécessite une approche multidisciplinaire et intégrée pour faire face à ses répercussions étendues sur les écosystèmes et la santé humaine. Les défis posés par cette contamination persistent, malgré les efforts déployés pour limiter son impact sur les productions agricoles et la population antillaise. Ainsi, des recherches approfondies sont nécessaires pour mieux définir et quantifier la persistance de la chlordécone dans l'environnement, l'intensité de son transfert aux différentes composantes des écosystèmes, et les mécanismes d'exposition humaine.

Ces actions de recherche doivent intégrer des efforts de communication et de sensibilisation, en adaptant les messages scientifiques pour les rendre accessibles au grand public. Ainsi, une stratégie incluant des relais locaux et des canaux de communication variés pourrait renforcer l'adhésion et la compréhension de la population vis-à-vis des solutions techniques proposées. Ces actions doivent également être centrées sur les temps longs mais nécessaires des étapes de recherche, d'expertise, de décision publique et de transcription en réglementation aboutissant à la construction d'une stratégie proportionnée, intégrée et acceptée de gestion, voire de remédiation de la pollution. Ainsi, *a contrario* d'une pollution pouvant être réalisée sur un temps court, sa gestion s'avère longue et nécessite des moyens importants.

Ainsi, ces actions nécessiteront un financement pérenne, mais orientée, à la recherche multidisciplinaire et appliquée. Cette orientation serait, dans l'idéal, réalisée par une structure mêlant conjointement des compétences scientifiques, en décisions publiques et des acteurs locaux. Cette orientation permettra, à terme, d'éclairer les décisions politiques, d'encadrer les pratiques agronomiques et évaluer les solutions proposées pour gérer cette pollution durable afin de garantir une protection efficace de la santé publique comme des agro-écosystèmes dans les régions touchées.



### **8.8.3. Positionnement des travaux**

La dynamique des polluants entre compartiments, leur transfert aux biotes de l'agrosystème et l'Homme est une thématique faisant l'objet d'une demande sociale forte, incluant des attentes envers la recherche publique, mais également un transfert de connaissances et d'outils opérationnels pour la société. Ces dix dernières années en sont caractéristiques, de par l'émergence de la conscience de l'impact de pollutions historiques ou récentes, des crises sanitaires puis politiques d'ampleur et d'une communication de plus en plus fondamentale pour le public.

Ce mémoire constitue la synthèse des recherches dans lesquelles je me suis impliqué. Ces travaux ont permis, par des approches complémentaires, de mieux appréhender le transfert des polluants de l'environnement, présents dans les sols des Sites et sols pollués ou agronomiques, à l'Homme, mais également à l'animal et les denrées qui en sont issus. Cette démarche s'insère à la fois en évaluation de risques sanitaires, et donc pour l'Homme, mais également à destination des agrosystèmes fragilisés par les contaminations multiples de l'environnement.

Deux axes seront développés, après une présentation des concepts et outils abordés et/ou développés. Tout d'abord l'évaluation du transfert, reprenant les études réalisées en première partie de carrière, les expertises réalisées et l'encadrement de doctorant sur cette thématique. Enfin comment réduire ce transfert, qui abordera les avancées réalisées concernant l'apport de mes travaux concernant l'ingénierie de la réduction du transfert à l'animal et l'homme. Une fois cet état des lieux réalisé, les perspectives de recherche seront abordées pour ces projets, en lien avec les attentes sociétales actuelles.

### 8.9. Concept et développement des outils méthodologiques

Le transfert est un concept large utilisé dans de nombreux domaines scientifiques, recouvrant un aspect de **transmission d'un élément d'un milieu à un autre**. Dans le cas spécifique du transfert des polluants environnementaux aux biotes, de l'évaluation de l'exposition et du risque, plusieurs notions sont employées. J'ai pu, lors de mon doctorat, travailler plus spécifiquement sur ces notions, les transmettre lors de mes encadrements, et participer à des expertises requérant ces compétences. Cette partie introduira les notions et concepts clés de l'évaluation du transfert des polluants de l'environnement aux biotes et les outils transférés au laboratoire et des exemples d'application.

Période :	Doctorat et en ingénieur de recherche (2011-2023)
-----------	---

On caractérisera tout d'abord dans ce transfert, la **notion d'exposition**. Cette exposition représente une situation où un biote **entre en contact avec une substance**. Elle peut survenir suivant différentes modalités, dénommées voies d'exposition. Cette notion de voie se réfère à la barrière physiologique par lequel le polluant entre au contact de l'organisme (ainsi, trois voies sont à discerner, l'inhalation : l'épithélium pulmonaire, l'ingestion : l'épithélium intestinal ou cutané : l'épiderme). Enfin, les *sources d'émission* sont caractérisées comme l'installation ou le procédé à l'origine de l'émission de la substance, et sont à distinguer de la *source d'exposition*, de la matrice environnementale contenant le polluant (milieu qui véhicule la substance en question). Comme l'exposition n'est qu'un contact, la plupart des études d'exposition n'appréhendent pas la fraction susceptible de franchir l'épithélium et ainsi pénétrer dans l'organisme et être dommageable, **mais l'intégralité de cette concentration**. Omettant ainsi un élément prépondérant qui est l'intensité de ce transfert, l'intensité du passage de la substance du milieu environnemental au biote.

Pour les animaux et l'homme, ce concept de transfert est appréhendé par la notion de biodisponibilité, elle-même abordée au travers de notions focalisées sur des processus en amont : la bioaccessibilité ou la disponibilité environnementale. Ce transfert, quand il a trait au risque lié à la chaîne alimentaire ou aux réseaux trophiques, peut aborder les niveaux attendus dans les tissus et produits excrétés. Du fait de la diversité de ces notions concernant le transfert, la littérature actuelle reprend ces concepts de façon peu constante rendant ambiguë leur appréhension. Afin de poser au mieux ces concepts, une étape de définition apparaît nécessaire. Du fait des travaux que j'ai menés, le cas du transfert du sol au biote animal sera particulièrement présenté.

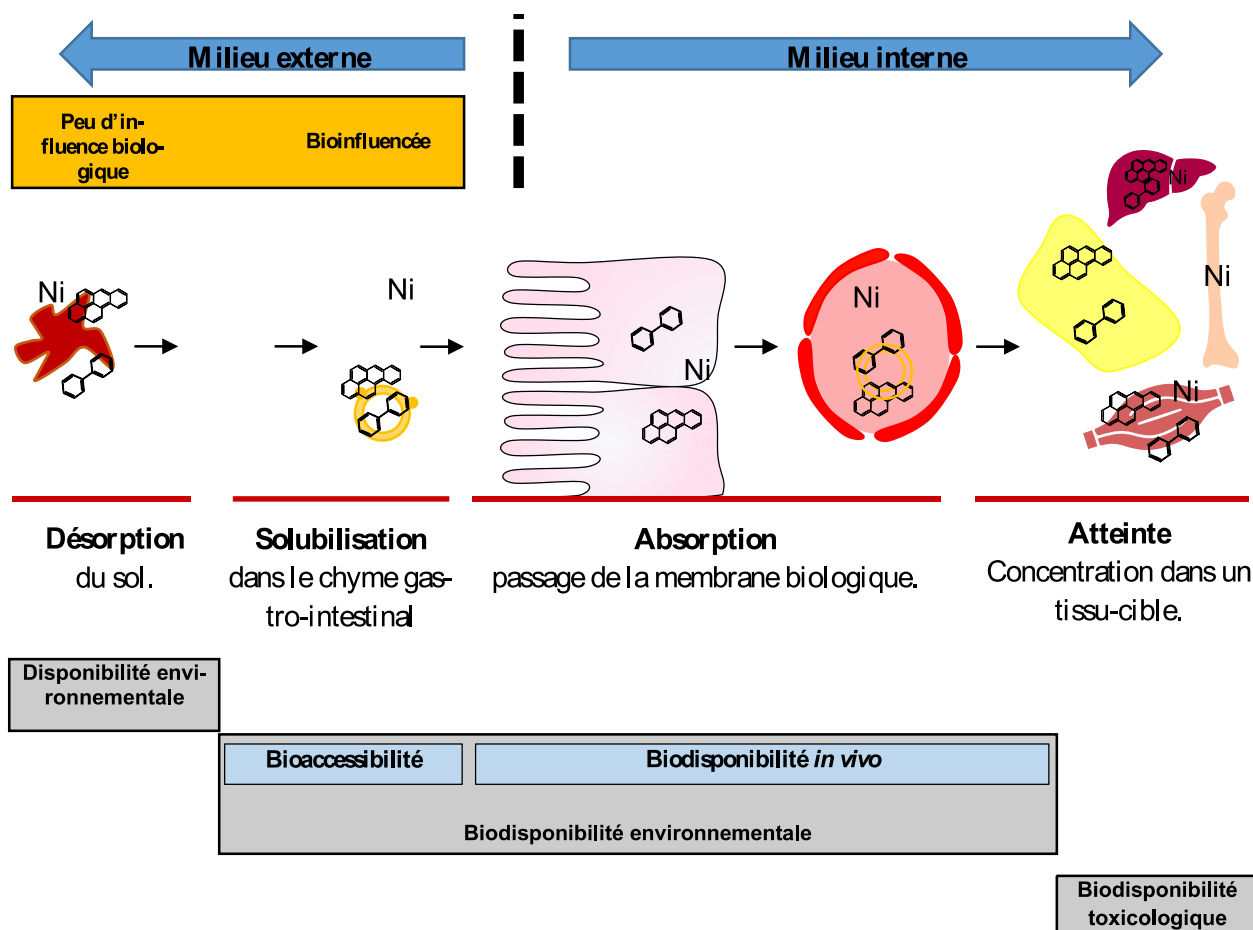
#### 8.9.1. Définitions et cadre conceptuel

##### 8.9.1.1. Évaluer le transfert, les étapes

La biodisponibilité est un concept physiologique qui provient des domaines de la pharmacologie et de la toxicologie. Elle se réfère à la capacité d'un contaminant (appelé également "xénobiotique") à atteindre une cible biologique, en tenant compte de sa cinétique et de sa quantité. Selon le but de l'étude, la biodisponibilité peut être définie comme la fraction du contaminant qui atteint sa cible biologique (ce qui est pertinent en pharmacologie), ou comme la proportion qui atteint un compartiment biologique quelconque (organe, fluide ou produit excrété notamment). Par exemple, selon Fries et al. (1989), la biodisponibilité correspond à la fraction d'un composé administré qui est absorbée par un animal et qui peut être métabolisée, accumulée ou excrétée (Fries, Marrow, et Somich 1989). Elle est utilisée dans de nombreux domaines, notamment en sciences agronomiques, depuis plusieurs dizaines d'années.

Dans le domaine des sciences environnementales, le concept de biodisponibilité englobe également les étapes en amont de l'exposition des organismes aux contaminants telles que la sorption et la désorption de ces derniers de la matrice environnementale qui les véhicule. Cela soulève la question de l'impact de cette matrice environnementale sur la biodisponibilité. Le caractère transférable des polluants présents dans cette matrice est la résultante combinée de l'interaction du polluant avec cette matrice d'une part et l'action physiologique du biote, d'autre part. Ainsi, le processus conduisant

à la biodisponibilité des polluants dépend de trois étapes importantes décrites dans la Figure 4. Tout d'abord, **la solubilisation du composé** a lieu, qui implique la libération du contaminant de son matériau-véhicule et la formation d'une forme assimilable. Ensuite se déroule **l'absorption du contaminant** par l'organisme en passant à travers les membranes biologiques qui séparent le milieu extérieur de l'intérieur du corps (peau, muqueuses digestives, épithélium alvéolaire, etc.). Enfin, le contaminant atteint sa cible biologique, où il peut avoir un effet biologique tel que l'accumulation, la métabolisation et conduire ou non à un effet toxique. Ces différentes étapes sont rappelées dans la norme NF ISO 17 402:2008 (ISO 2008), qui vise à fournir des directives pour sélectionner et utiliser des méthodes d'évaluation et concepts de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol. Les définitions sont compilées dans le Tableau 5.



**Figure 4 : Étapes successive de la biodisponibilité et concepts suivant la norme NF ISO 17 402:2008, figure adaptée de mes travaux de thèse (Delannoy 2014)**

À proprement parler, cette norme généraliste omet la définition du **concept de bioaccessibilité** reprise dans la méthodologie de gestion des sites et sols pollués (MEEM 2017), mais également dans une norme à destination de l'évaluation des risques pour la santé humaine (ISO 2019). La bioaccessibilité se focalise sur tous les procédés physiques, chimiques et microbiologiques dans le corps humain, de la mastication, et donc broyage dans la bouche, à l'assimilation ayant lieu dans l'intestin et aboutissant finalement à l'absorption. Il convient de la décrire, selon l'ISO/TS 17402, comme la biodisponibilité pour l'absorption par le système intestinal humain. La norme ISO/TS 17924:2019, la définit bien plus simplement (*cf* Tableau 5).

Biodisponibilité	« Degré auquel des substances chimiques présentes dans le sol peuvent être absorbées ou métabolisées par un récepteur humain ou écologique, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques. »
Disponibilité environnementale	« Fraction du contaminant potentiellement disponible pour des organismes et qui résulte de processus physico-chimiques de désorption. »
Biodisponibilité environnementale	« Fraction du composé environnementalement disponible qu'un organisme absorbe par des processus physiologiques »
Biodisponibilité toxicologique	« Concentration interne accumulée et/ou liée à un effet toxique. »
Bioaccessibilité	« le transfert proportionnel d'une substance dans un être humain ou un récepteur écologique » ou « biodisponibilité pour l'absorption par le système intestinal humain » (ISO 2008), « <u>fraction d'une substance dans un sol ou un matériau du sol, libérée dans les sucs gastro-intestinaux (humains) et donc disponible pour absorption</u> » (ISO 2019)

**Tableau 5 : Définitions cadrant la biodisponibilité et les concepts sous-jacents et repris dans la norme NF ISO 17402:2008 et l'ISO/TS 17924 :2019 (ISO 2019; 2008).**

Les définitions utilisées dans le présent manuscrit sont soulignées.

### 8.9.1.2. Évaluer le transfert, distinguer l'effet matrice

L'évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS) lie une exposition à la probabilité de survenue d'effets adverses. Nécessitant ainsi des données de différents ordres (exposition et toxicité), cette évaluation quantitative est la résultante de deux temps : (i) tout d'abord un temps reliant **une exposition contrôlée à la survenue d'effets délétères** suivant une loi de réponse et la détermination d'un seuil représentant la limite d'acceptabilité du risque, il s'agit d'une phase d'expertise (ii) et **un temps de prise en compte d'un contexte d'exposition particulier**, propre au cas d'étude, pour évaluer le dépassement de cette précédente limite, il s'agit de l'adaptation permettant l'évaluation du risque de ce contexte.

Le premier temps nécessite, ainsi, une double à une triple expertise et compétence. Tout d'abord une expertise et une compétence **scientifiques** permettant, par une expertise collective, de vérifier et pondérer dans la littérature les liens entre une exposition contrôlée et la survenue d'effets délétères (des indicateurs comme la NOAEL « *non observed adverse effect level* » ou la BMD « *benchmark dose* » sont ainsi rapportés). Une expertise sociale concernant **l'acceptabilité vis-à-vis du risque** encouru et l'effet critique à ne pas dépasser est ensuite réalisée. Ces deux éléments permettant d'aboutir à des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour une exposition à un contaminant donné. Cette construction nécessite la réalisation d'une expertise collective au sein d'agence d'évaluation des risques (comme l'ANSES, EFSA, ...). Enfin ces critères et expertises peuvent être modulés par **les politiques publiques** qui donneront la force à cette valeur de référence, et les méthodologies de contrôle, par exemple pour les denrées destinées à l'alimentation, la définition de limites maximales en résidus (LMR). Limites au-dessus desquelles les aliments sont considérés comme impropres à l'alimentation humaine.

Le deuxième temps consiste à mettre en relation le contexte d'exposition étudié et expertisé, celui défini ayant permis l'élaboration de la limite acceptable la plus pertinente, à la spécificité d'un contexte à évaluer. Pour les denrées agricoles, ainsi, comparer directement la concentration totale en contaminants aux LMR permet de réaliser cela. Pour d'autres cas d'exposition, des méthodologies propres à chaque situation à risque peuvent être employées. Pour les sites et sols contaminés, la méthodologie nationale (MEEM 2017) rapporte le rapport RECORD 12-0675/1A (RECORD 2014) concernant la méthodologie de prise en compte de l'incertitude concernant la

biodisponibilité. Ainsi, dans le cas général de l'exposition orale, la formule suivante est appliquée pour obtenir la Dose Journalière d'Exposition (DJE) :

$$DJE_{orale} = \frac{C * Q_{sol} * BR_0 * TE * DE}{PC * TP}$$

Avec :

$DJE_{orale}$  : dose journalière d'exposition orale, exprimée en mg/kg/j

C : concentration du polluant dans le sol, exprimé en mg/kg

$BR_0$  : biodisponibilité relative par voie orale, sans unité

TE : taux d'exposition exprimée en années, uniquement pour les substances sans seuil d'effet

PC : poids corporel, exprimé en kg.

TP : temps de pondération (exprimé en années, par convention égal à 70 ans).

### Équation 1 : Dose Journalière d'Exposition (RECORD 2014)

Cette DJE représente donc cette adaptation au contexte d'exposition et s'évalue à l'aune de la Dose journalière admissible dérivée de la VTR, issue du travail d'expertise. Cette adaptation est ainsi réalisée par différentes méthodes.

Tout d'abord par calcul : ainsi il sera pris en compte le taux d'exposition relativement à celui de la DJA, qui est souvent défini à 365j sur 365j (100%), puis une durée d'exposition et temps de pondération relativement au temps prévu par la DJA qui est souvent estimée pour toute la vie. Enfin, pour d'autres éléments, leur expression relativement à la DJA doit être réalisée, mais ne peut se faire directement. Ceci est le cas pour le transfert, notamment la biodisponibilité puisque cette adaptation reviendrait à comparer la fraction biodisponible de ce contexte d'exposition relativement à celle correspondante l'étude sélectionnée pour construire la DJA. Cette adaptation doit donc être réalisée par une mesure et non un calcul.

En effet, pour évaluer les risques, il est nécessaire de se fonder sur la quantité de la substance absorbée (assimilée ou interne), et de la mettre en relation avec l'exposition ayant permis l'établissement de la VTR (exprimée en dose d'exposition externe mg/kg/j). Ces VTR étant obtenues par des études intégratives, reliant la dose externe aux effets biologiques, la fraction de cette dose réellement assimilée par l'organisme n'est pas documentée (éludant la biodisponibilité propre de la substance et de l'incidence de la matrice d'exposition choisie, seule la relation dose et effet est recherchée). Par conséquent, il est essentiel d'introduire la notion de biodisponibilité relative, qui caractérise la proportion de biodisponibilité dans la matrice étudiée (souvent un sol pollué) par rapport à la matrice de référence utilisée pour établir la VTR. Ainsi la question scientifique n'est pas de déterminer « quelle est la fraction du contaminant assimilée par l'organisme », qui élude cette comparaison avec la matrice de référence, mais « est-ce que la fraction du contaminant assimilé est moindre que celle de l'étude de référence, et si oui, quel facteur de correction dois-je appliquer ? ». Cette question primordiale, renvoi à l'incidence de la matrice sol à **moduler** la biodisponibilité apparente du contaminant.

Dans le cadre de mes travaux, nous nous sommes toujours positionnés sur le dernier questionnement. En effet le premier ne permet pas de distinguer l'effet matrice-véhicule de l'effet polluant. Chaque polluant, de par sa structure chimique, possède une capacité propre et intrinsèque à pouvoir à passer les barrières physiologiques et donc être transféré. Cela est surtout le cas pour les métaux où leur spéciation chimique joue un rôle prépondérant dans le transfert aux animaux. Le Chrome peut ainsi se présenter sous une forme soluble ou insoluble. De cette forme résultent deux valeurs toxicologiques présentant un ordre de différence de 1000. L'ATSDR ayant de plus souligné la faible biodisponibilité de la forme insoluble <10% voir 1%. La biodisponibilité relative peut être définie comme « la comparaison de la biodisponibilité des polluants présents dans une matrice d'étude par rapport à une matrice de référence ayant les mêmes concentrations de polluants organiques persistants que la matrice étudiée » (NEPI 2000).

Les parties suivantes détailleront les méthodes employées pour évaluer la biodisponibilité relative.

### 8.9.2. Les outils et méthodes de l'évaluation du transfert

Période :	Doctorat et en ingénieur de recherche
Encadrement :	Sarah Yehya, Nadine El Wanny, Perrine Stephan, Ronagul Turganova, Marie Dufresne

Durant mon activité de doctorant et d'ingénieur de recherche, j'ai pu prendre part, et encadrer, différents essais visant à évaluer le transfert de composés organiques. Dans le cadre de la thématique choisie, les outils et méthodes employés ont touché plusieurs biotes pour évaluer différents indicateurs du transfert caractérisant l'exposition orale de l'animal et l'homme, que ce soit par exposition directe ou via la chaîne alimentaire.

#### 8.9.2.1. Évaluer le transfert : les différents indicateurs

##### 8.9.2.1.1. L'évaluation de la biodisponibilité relative pour évaluer l'exposition

L'animal comme l'enfant est exposé aux polluants par différente voie, qu'elles soient orales, par inhalation ou per cutanée. Si pour les POP, la voie orale semble prépondérante, l'alimentation que ce soit pour l'animal ou l'homme est particulièrement contrôlée, limitant de ce fait son exposition. Un mode de contamination souvent oublié a pourtant toute son importance quand il s'agit de contamination : l'exposition orale due à l'ingestion involontaire de sol en nature.

L'animal, de par son mode alimentaire, est susceptible d'ingérer involontairement des quantités significatives de sols en nature. Plusieurs études ont indiqué que les ruminants consomment, dans des conditions de pâturage normales, jusqu'à 10 % de sol dans l'apport quotidien de matière sèche (Collas et al. 2020; 2019; Healy 1968; Jurjanz et al. 2012) et même jusqu'à 30 % dans des conditions particulièrement rigoureuses comme le pâturage hivernal (P. W. Abrahams et Steigmajer 2002; Peter W. Abrahams et Steigmajer 2003). Les volailles ingèrent également de la terre en picorant des aliments contaminés sur le sol. Dans des conditions d'alimentation déséquilibrées, l'ingestion de sol chez les poules pondeuses peut atteindre jusqu'à 23 % (Jondreville et al. 2010 ; Van der Meulen, Kwakernaak, et Kan 2008). Lors de cette ingestion de sol, les polluants organiques persistants (POP) déposés sur la couche supérieure du sol peuvent être ingérés par le bétail (Fries, Marrow, et Snow 1982a; 1982b; Jones et al. 1989; Stevens et Gerbec 1988) et transférés dans les produits alimentaires qu'ils consomment par la suite. Des études antérieures ont démontré que le sol contaminé est la principale source d'exposition aux polluants pour les animaux d'élevage, en particulier lorsque le sol est contaminé par des POP chlorés (Tao et al. 2009; Piskorska-Pliszczynska et al. 2015).

L'enfant, de par son comportement exploratoire de 6 mois à 3 ans peut également ingérer du sol en nature involontairement. Cette ingestion, lié au comportement main-bouche, est estimée de l'ordre de 100 à 200mg par jour et par enfant lors de l'évaluation des risques sanitaires (U.S. EPA 2011; 2017). Du fait des concentrations pouvant être particulièrement élevées dans le sol, cette voie peut être contributive à l'exposition (Caboche 2009; Delannoy 2014; Pelfrène et al. 2012). Si quelques études ont été menées chez des adultes volontaires âgés de 21 à 40 ans (Maddaloni et al. 1998), ce type d'étude reste rare et pose des problèmes éthiques évidents. En effet, elle nécessite une modélisation animale. Le choix du modèle animal est déterminant pour assurer sa représentativité à l'enfant. Pour des raisons physiologiques, notamment son stade de développement, sa physiologie digestive, le porcelet (35-45 jours au début de l'expérimentation) a été choisi dès les premiers travaux auxquels j'ai pris part lors de ma thèse. Ce modèle permet également d'être au plus près des conditions d'exposition de l'homme, en ayant une exposition limitée à quelques centaines de mg de sol par jour. Ce modèle animal a d'ailleurs été utilisé historiquement au laboratoire pour évaluer ce même transfert pour les éléments traces métalliques (Caboche 2009).

Dans ces deux cas, **la biodisponibilité relative est un outil intéressant pour déterminer l'effet de la matrice véhiculant les polluants (sols, poussières, etc...)**. Sa mesure suite à l'exposition à une matrice contaminée nécessite, toutefois, l'utilisation de tests sur des organismes vivants (i.e.

tests in vivo) que ce soit pour l'animal en agrosystème ou pour l'homme. Les méthodes sont détaillées ci-après.

#### 8.9.2.1.1.1. La méthode par ratio de biodisponibilités absolues

La biodisponibilité relative a été définie initialement comme le rapport des biodisponibilités absolues d'une substance administrée sous deux formes différentes, l'une servant de référence (U.S. EPA 2007b; 2007a). L'évaluation de la biodisponibilité absolue requiert des expérimentations animales souvent lourdes. Cette méthode a été utilisée pour évaluer la biodisponibilité relative des composés organiques et inorganiques présents dans le sol (Casteel et al. 2006). Elle est, toutefois, extrêmement coûteuse en temps et en animaux du fait de la multiplicité des groupes nécessaires (deux fois deux groupes d'animaux), pour l'exposition orale.

#### 8.9.2.1.1.2. La méthode par ratio de pente

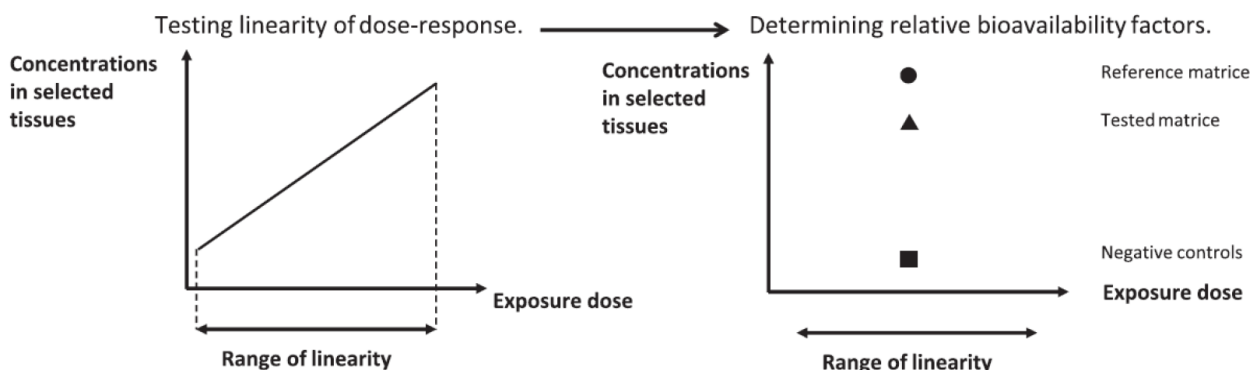
Afin d'augmenter la sensibilité de la méthode de mesure aux limites de quantification de la molécule dans le sang, une méthodologie alternative a été développée et est établie sur les concentrations des molécules retrouvées dans les organes ou dans les urines ou fèces (dans ce dernier cas, la fraction non biodisponible, supposée non absorbée, est évaluée). Cette méthodologie permet également une exposition répétée des animaux (plus proches des conditions d'exposition habituelles). Elle fait le postulat que la réponse mesurée dans ces organes ou excréta est liée ou proportionnelle à la fraction biodisponible (ou non biodisponible dans le cas des fèces). Similairement au ratio des aires sous la courbe, le rapport des pentes des courbes doses réponses permet de mesurer la biodisponibilité relative.

Formalisées en nutrition, trois conditions doivent être vérifiées (Littell et al. 1997; Bouveret et al. 2013a; Delannoy 2014) :

- La courbe dose-réponse doit suivre un modèle linéaire ;
- Les ordonnées à l'origine des courbes dose-réponse fournies par le modèle ne doivent pas être significativement différentes les unes des autres ;
- Les ordonnées à l'origine des courbes dose-réponse fournies par le modèle ne doivent pas être significativement différentes de la réponse obtenue chez les organismes non exposés.

#### 8.9.2.1.1.3. La méthode par dose unique

Lorsque le domaine de linéarité de la réponse est bien établi, il est possible de simplifier le protocole expérimental en travaillant à une seule dose d'exposition (Figure 5). Ceci permet de diminuer le nombre d'organismes mis en expérimentation (éthique) et les coûts expérimentaux.



**Figure 5: Passage d'un protocole basé sur un ratio de pente à une seule dose d'exposition (Delannoy et al., 2014). Valorisé dans une lettre à Ecotox Inra (Feidt et Delannoy 2017)**

La biodisponibilité relative est alors estimée par le rapport suivant :

$$RBA = \frac{\text{Réponse de l'organisme exposé à la forme testée} - \text{Réponse du témoin}}{\text{Réponse de l'organisme exposé à la forme de référence} - \text{Réponse du témoin}}$$

### Équation 2 : Equation de la biodisponibilité relative par ratio

Où RBA, exprimée en %, correspond à Biodisponibilité relative. La réponse de l'organisme étant la concentration obtenue du composé recherché dans le même organe pour chaque lot d'animaux.

Dans le cas de substances chimiques pour lesquelles le bruit de fond est bas ou maîtrisable, la réponse du témoin n'est pas différente de 0, les termes de l'équation peuvent alors être simplifiés et la biodisponibilité relative peut être estimée par le simple ratio des réponses.

#### 8.9.2.1.2. Prédire la biodisponibilité relative : la bioaccessibilité comme alternative éthique

De nombreux travaux ont théorisé que la bioaccessibilité, l'étape précédant l'absorption, est l'étape limitante dans la biodisponibilité des polluants contaminant les sols. La dissolution des contaminants dans les sucs digestifs apparaît être cette étape critique, et est modulée par la nature des matrices véhiculant le polluant. Pour prédire la biodisponibilité orale des substances chimiques présentes dans une matrice comme le sol, plusieurs consortiums ont développé des tests de digestion *in vitro* estimant dès lors cette bioaccessibilité orale. Ces tests simulent les mécanismes et les conditions physiologiques de la digestion de l'animal ou l'homme, en particulier les processus physico-chimiques appliqués par le système gastro-intestinal. Ce type de modélisation *in vitro* a été largement employée en science et de nombreux types de tests modélisent ce type de réaction dans les sciences biologiques. Toutefois, dans les sciences environnementales, ces tests revêtent une finalité bien plus appliquée et opérationnelle, car elles permettent d'évaluer l'intensité des transferts à l'homme, et font partie de la méthodologie reprise en évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la gestion des sites et sols pollués (MEEM 2017). Concernant les avancées réalisées sur la bioaccessibilité, j'ai pu participer à l'analyse de la bibliographie lors de l'expertise menée au sein du groupe « poussières sédimentées » à l'ANSES (ANSES 2019).

Contrairement aux métaux, il y a peu de corrélations entre les données *in vitro* (en laboratoire) et *in vivo* (en conditions réelles) pour les tests de bioaccessibilité des composés organiques présents dans les sols et la poussière. Malgré une recherche bibliographique approfondie effectuée sur le site Web of Science lors d'une expertise collective menée pour l'ANSES en 2019, comprenant un total de 549 publications pour les composés organiques et inorganiques, il n'a pas été possible de trouver de revue de la littérature spécifique sur ce sujet.

Le Tableau 6 répertorie les publications qui se sont avérées les plus pertinentes pour les composés organiques, en se fondant sur l'analyse effectuée (Raffy 2018). Quelques données de littérature non indexées par cette méthode systématique ont été ajoutées, notamment celles provenant du test DIN 19738.

En fin de compte, cette recherche bibliographique a révélé que les tests de bioaccessibilité, bien qu'étant semblables à ceux utilisés pour les métaux, présentent des corrélations très variables d'une méthodologie à l'autre. En général, les corrélations obtenues sont bien moins solides que celles observées pour les métaux. De plus, il semble que la bioaccessibilité absolue obtenue en laboratoire sous-estime les valeurs de biodisponibilité observées *in vivo*, c'est-à-dire dans des conditions réelles.

Les derniers tests *in vitro* peuvent modéliser l'absorption par l'emploi de résine ou de silicone (adsorption dynamique des composés organiques comparable au processus d'absorption physiologique). Ces tests sont davantage corrélés que ceux n'en disposant pas.

Au laboratoire, plusieurs essais ont été réalisés concernant le développement d'essais de bioaccessibilité, que ce soit par la méthodologie FOREhST que par la méthodologie Ti-PBET. Cette dernière étant toujours employée au laboratoire, une rapide présentation de la méthodologie sera réalisée ainsi que les calculs sous-jacents.



Pour évaluer la bioaccessibilité 20mL de solution gastrique comprenant la solution alimentaire standard du PBET (20 ml ; pH = 2,5) a été placée dans un vial en verre ambré de 60 ml avec l'ajout de 0,2 g de sol et agité à 150 rpm, à 37 °C. Après 1 h, les solutions de la phase gastrique ont été modifiées en phase intestinale en ajoutant du NaOH pour atteindre un pH de 7.0+/-0.1, et 2mL d'une solution contenant 0,035 g de sels biliaires et 0,01 g de pancréatine (à pH 7.0+/-0.1). 0.2 g Tenax ont été ajoutés dans un sachet de thé en nylon soudé. Les sachets contenant les billes de Tenax sont lavés trois fois avec de l'eau distillée pour éliminer les particules de sol adhérant à la surface. Puis le Tenax récolté est extrait par sonication dans 10mL d'acétone.

La bioaccessibilité absolue est ensuite déterminée ainsi :

$$\text{bioaccessibilité absolue (\%)} = \frac{\text{Polluants bioaccessible (in vitro)}}{\text{Polluants total}}$$

### Équation 3 : Calcul de la bioaccessibilité absolue

Où « *Polluants bioaccessible (in vitro)* » est la quantité de polluants extraient par le test de bioaccessibilité et « *Polluants total* » la quantité de polluants présents dans la même masse de sol.

Du fait que ce test prédit une biodisponibilité absolue, il est également possible de déterminer la seule incidence de la matrice sur l'exposition en déterminant la bioaccessibilité relative :

$$\text{bioaccessibilité relative (\%)} = \frac{\frac{\text{Polluants bioaccessible (in vitro)}}{\text{Polluants total}}}{\frac{\text{Polluants sous forme de de référence (in vitro)}}{\text{Polluants total}}}$$

### Équation 4 : Calcul de la bioaccessibilité relative

Où « *Polluants bioaccessible (in vitro)* » est la quantité de polluants extraient par le test de bioaccessibilité et « *Polluants total* » la quantité de polluants présent dans la même masse de sol, *Polluants sous forme de référence (in vitro)*, la quantité de polluants extraient lorsqu'apporté sous une forme de référence (soit chimique, comme pour les métaux, soit via la matrice utilisée lors de la réalisation de l'étude toxique de référence pour l'établissement de la VTR).

**Tableau 6 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité ayant été utilisés pour les composés organiques<sup>1</sup>**

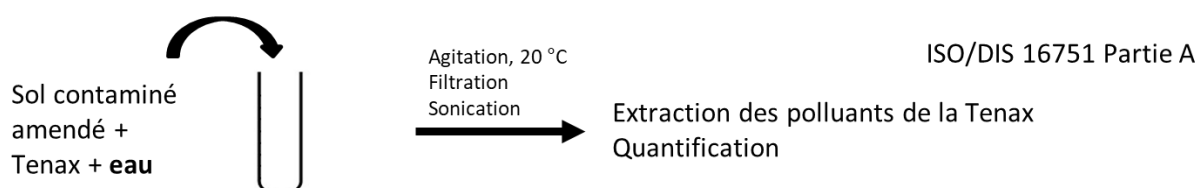
Méthode <i>in vitro</i>	Composés	Méthode de mesure biodisponibilité	critères			Commentaires	Références
			Nombre de sols comparés	Animaux	Résultats obtenus		
UBM	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Smith et al. 2012)
DIN 19738	BaP	Biodisponibilité relative	7 sols (4 résultats BaP)	Porcelets (Goettingen minipigs)	Bioaccessibilité pour respectivement : Bruschcal, Carl1, Lothringer 1; Loth 2 12%; 19%; 20%; 21% Biodisponibilité relative : 14%; 39%; 30%; 28%	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(DIN 19738 2017)
PBET	DDT	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	6 sols [5,41 à 9254 mg/Kg]	Souris Balb/c.	Relation : <i>In vivo</i> = 2,11 x <i>in vitro</i> -14.8 $r^2=0.36$ $p=0.21$	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Li et al. 2016)
	PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180)	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	1 sol spiké 3 temps vieillissement	Souris Balb/c.	$r^2=0.25$ $p=0.09$	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Li et al. 2017)
	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Smith et al. 2012)
	Phenanthrene	Biodisponibilité Absolue	5 sols prélevés puis contaminés (200-400mg PCB /kg)	Sprague Dawley	$r=0.73$	Corrélation Bonne mais sols contaminés artificiellement	(Pu et al. 2004)
	PCB (52, 118)	Biodisponibilité Absolue	5 sols prélevés puis contaminés (300mg PCB /kg)	Sprague Dawley	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Pu et al. 2004)
PBET + barrette silicone	DDT		8 sols (DDTr [578-21380]mg/kg)	Souris Balb/c.	$r^2=0.36$ pente > 2	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Juhasz, Herde, et Smith 2016)
PBET + Tenax (Ti-PBET)	DDT	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	6 sols [5,41 à 9254 mg/Kg]	Souris Balb/c.	20-60% bioaccessibilité absolue 20-60% Biodisponibilité relative Relation : <i>In vivo</i> = 1.17x <i>in vitro</i> -14.8 $r^2=0.62$ $p=0.065$	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable	(Li et al. 2016)
	PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180)	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	1 sol spiké 3 temps vieillissement	Souris Balb/c.	Relation : <i>in vivo</i> = 1,3+ -0.2x <i>in vitro</i>	Non validation. Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable. Mais méthodologie (sols contaminés artificiellement 1 seul sol 3 temps de vieillissement)	(Li et al. 2017)
FOREhST (Fed ORganic Estimation human Simulation Test)	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(Smith et al. 2012)
IVG	HAP	Biodisponibilité absolue	8 sols	Porcelets	$R^2=0.45$ $p<0.07$ ; Relation : <i>in vitro</i> =0.85 <i>in vivo</i> +0.09	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable	(James et al. 2011)
RBALP	HAP	Biodisponibilité absolue	8 sols	Porcelets	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	(James et al. 2011)

<sup>1</sup> Tableau tiré de l'expertise menée pour l'ANSES

### 8.9.2.1.3. Évaluer la fraction mobilisable du sol par l'eau interstitielle : la disponibilité environnementale

Dans le but d'évaluer la présence d'un contaminant spécifique dans l'environnement, différentes techniques d'extraction *in vitro* peuvent être utilisées, en fonction des contaminants et de leur interaction avec le sol. Ces techniques permettent théoriquement de représenter la fraction la plus facilement mobilisable des polluants présents dans la solution du sol, mobilisation qui est un critère préalable à tout transfert et donc serait une propriété limitante. Parmi ces techniques, on peut citer l'extraction de la solution du sol par centrifugation simple ou par l'utilisation de l'eau. Une autre méthode d'extraction consiste à utiliser des solvants organiques, qui permettent d'extraire les contaminants non ionisés et adsorbés. On peut également extraire les contaminants organiques en utilisant une "phase réceptrice" ou un "puits", qui est une phase possédant des propriétés d'adsorption ou de complexation élevées, telles que la Tenax® ou les cyclodextrines respectivement. Cette méthode s'applique aux contaminants organiques non polaires dont la solubilité dans l'eau est inférieure à 100 mg/l. Elle est utilisée pour les sols et les matériaux similaires aux sols, y compris les sédiments (matériaux de dragage). Cette phase piège les contaminants et provoque un déplacement de l'équilibre entre la phase aqueuse et la phase solide du sol. Dans le cadre des études que j'ai encadrées, nous avons utilisé une solution aqueuse contenant un adsorbant, la Tenax, ou un complexant, de la cyclodextrine (Test ISO/DIS 16 751 Méthode A&B). Le test de disponibilité environnementale par l'utilisation d'un puits semble être la méthode la plus simple parmi les autres tests *in vitro* et *in vivo*. Ces tests sont généralement employés afin de mesurer la disponibilité des contaminants pour différents organismes tels que les végétaux et les vers de terre, sont normalisés et faciles à mettre en œuvre. De ce fait j'ai encadré dans son appropriation au laboratoire Nadine El Wanny, doctorante dans le cadre du projet PIEGEACHLOR.

#### Disponibilité environnementale



**Figure 6 : Mode opératoire simplifié de la mise en œuvre du test de disponibilité environnementale au laboratoire.**

#### 8.9.2.2. Les outils analytiques et le développement de méthodes

L'exigence de qualité a gagné l'ensemble des activités techniques nécessaires à la recherche. Dans ce cadre, la plateforme Bio-DA s'est dotée d'une démarche en adéquation avec ses besoins et le référentiel de l'I-Site LUE dont l'université fait partie, reprenant pour cela les bases solides du système qualité de l'URAFPA. Dans cette perspective, la métrologie des outils analytiques et méthodes employés est particulièrement importante pour obtenir des résultats représentatifs de l'objet de la recherche : la concentration et son évolution dans les différents organes cibles, ou évaluer suivant différents tests.

J'ai pu encadrer, avec le personnel technique compétent sur ces aspects, et sur cette thématique, 2 licences pro, 2 Master 1, 1 doctorante (Farida Amutova) et 1 postdoctorant. J'ai également pu initier des séances de formation du personnel pour qu'ils soient aptes à réaliser les tests *in vivo* comme *in vitro*. Ces développements ont porté sur différentes phases. En lien avec le référent métrologique de notre laboratoire, nous avons formalisé les étapes de validation des méthodes et techniques et les critères à considérer. Nous avons réalisé en ce sens plus de 5 développements de techniques (Disponibilité environnementale de la chlordécone dans le sol

(puis des OCP), Bioaccessibilité sur les organiques, Détermination des OCP contaminant l'eau, Quantification de la chlordécone et le chlordécol dans le sérum).

Concernant l'analytique, durant ma thèse j'ai pu participer à la quantification des PCB-NDL dans les matrices animales des porcelets. Puis j'ai encadré le développement de l'analyse par GC-MS de la CLD permettant, à son tour de développer la disponibilité environnementale de ce composé, nécessaire au WP3 INSSICCA et au programme PIEGEACHLOR. Devant ces bons résultats, il a été décidé au laboratoire d'internaliser le dosage de la chlordécone et le chlordécol développé par Maïlie Saint-Hilaire à l'ANSES. À terme, pour le sérum, des essais interlaboratoires sont en cours de planification avec le CART (Liège) et l'Institut Pasteur (Guadeloupe). L'intérêt de l'internalisation des méthodes de dosage revêt, en effet, une importance stratégique particulière au regard des coûts et délais analytiques opérés par les laboratoires privés comparativement à la multiplicité des mesures nécessaires pour une expérimentation. De ce fait, le laboratoire m'a chargé avec Claire Soligot (IE) de formuler les besoins analytiques requis lors de l'achat d'un nouvel équipement analytique, une GC-MS/MS. Depuis nous pouvons analyser un grand nombre de polluants lipophiles, grâce aux investissements de matériels, de développements et de formations de personnel réalisés (PCB-NDL, lindane et métabolites, DDT et métabolites, mirex et chlordécone).

À titre d'exemple de développement de méthodes couplé au développement analytique, j'ai pu transmettre et valider la maîtrise de la disponibilité environnementale au laboratoire par le concept de fidélité intermédiaire.

Pour rappel, la fidélité représente l'accord entre des résultats d'essais indépendants effectués sur différentes prises d'essais d'un même échantillon homogène. En pratique cette fidélité est évaluée à l'aune de **l'étroitesse de l'accord** entre les résultats d'essais indépendants obtenus avec la même méthode, sur un même échantillon homogène, dans le même laboratoire, par le même opérateur utilisant le même matériel et dans un court intervalle de temps. A contrario, la **reproductibilité considère les résultats obtenus** avec une même méthode et sur un même échantillon homogène, mais dans des laboratoires différents et par différents opérateurs utilisant différents équipements.

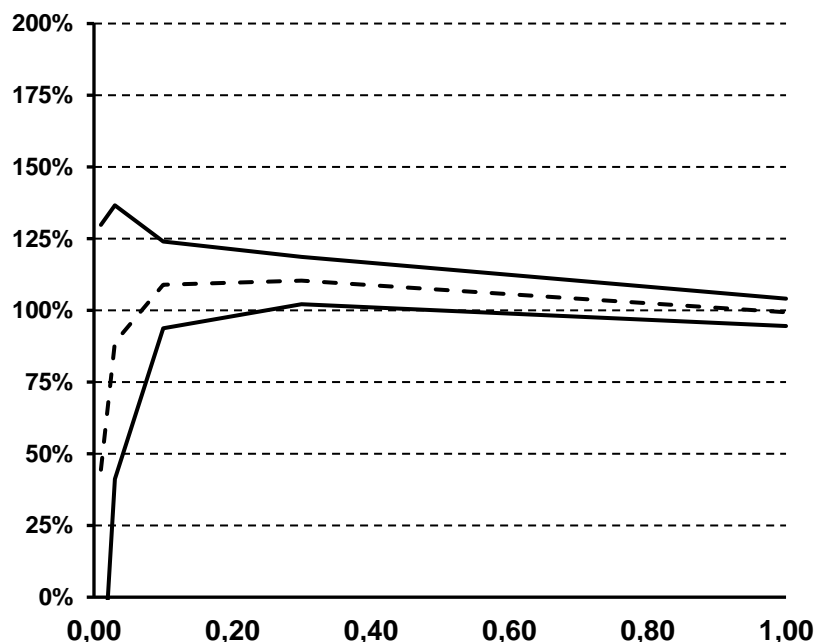
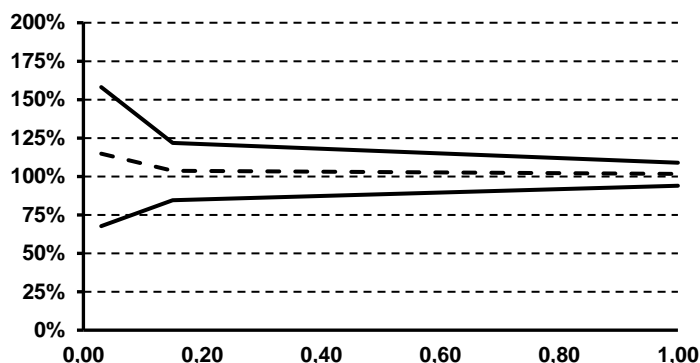


Figure 7 : Profil d'exactitude de l'analyse de la Chlordécone sur GC-MS (quantité en µg dans 3mL d'acétonitrile)

Puisqu'un laboratoire a toujours des sources de variabilité, mais qu'il est impossible d'introduire toutes ces sources de variation du fait de coûts inhérents à cette démarche (financière et main-d'œuvre), il est introduit des sources de variations limitées, mais pertinentes afin de vérifier un compromis entre la fidélité et la reproductibilité : la **fidélité intermédiaire** pour valider les méthodes. Ainsi, pour la disponibilité intermédiaire, comme la bioaccessibilité, nous avons réalisé un profil d'exactitude, comprenant comme source de variabilité l'effet opérateur (plusieurs personnels techniques ont procédé à l'expérimentation) et à différents temps.

Les résultats nous ont permis de valider les capacités analytiques de la GC-MS concernant la chlordécone suivant la quantité présente dans la solution de reprise de la disponibilité environnementale (Figure 7). Après ces données, le profil d'exactitude de l'ensemble du protocole a été réalisé (Figure 8). Permettant de valider la technique à partir d'une concentration dans le sol de 0,1mg par kg.



**Figure 8 : Profil d'exactitude de la disponibilité environnementale de la Chlordécone sur GC-MS (quantité en µg par g de sol)**

#### 8.9.2.2.1. Les outils d'évaluation du transfert aux produits animaux

Les taux de transfert (TR) et les facteurs de bioconcentrations (BCF) sont des indicateurs reconnus pour évaluer le transfert des polluants bioaccumulables dans des matrices animales ingérées par les animaux. Généralement, ces approches sont utilisées dans les études portant sur la sécurité alimentaire et l'évaluation des risques (Knutsen et al. 2018).

Le taux de transfert (TR), retrouvés également dans la bibliographie sous le terme de « *carry-over-rate* » (COR) exprime le transfert des polluants vers les produits animaux excrétés tels que le lait et les œufs (Costera et al. 2006; Hoogenboom et al. 2006; McLachlan et Richter 1998). Le facteur de bioconcentration estime, quant à lui, le transfert des polluants vers différents tissus animaux comestibles tels que le foie, la graisse et les muscles (Feil et al. 2000; Fernandes et al. 2011; Fries et al. 1999; Hoogenboom et al. 2004; Huwe et Smith 2005). Pour déterminer ces facteurs, une exposition répétée et quotidienne des animaux de rente s'avère nécessaire à une dose connue de POP véhiculée dans une matrice testée. Tout du long de l'expérience, et surtout à la fin de l'exposition, la concentration de POP est déterminée soit dans les produits excrétés (lait ou œuf) pour évaluer le TR (ou COR), ou dans les tissus cibles pour évaluer le BCF. Il est nécessaire, dans les deux cas, d'exposer les animaux à un temps suffisant pour atteindre l'équilibre, c'est-à-dire une absence de variation de concentrations dans les matrices suivies d'un jour à l'autre, l'animal excréant dès lors autant qu'il n'est exposé. Le TR (ou COR) est le rapport entre la quantité de POP ingérée et excrétée dans un produit alimentaire (cf Équation 5) (Richter et McLachlan 2001). Dans le cas du BCF c'est un rapport de concentrations qui est réalisé : concentration de la substance dans les tissus de l'organisme sur la concentration de la substance dans l'aliment ou la matrice d'exposition.

$$TR_{produit} = \frac{\text{Quantité de Polluants excrétée}}{\text{Quantité de Polluants ingérée}}$$

Où TR est exprimé en %, *Quantité de Polluants excrétée* et *Quantité Polluant ingérée* sont de la même unité.

#### Équation 5 : Calcul du taux de transfert

$$BCF = \frac{[Polluants]_{tissus}}{[Polluants]_{matrice\ ingérée}}$$

Où BCF est exprimé en %,  $[Polluants]_{tissus}$  et  $[Polluants]_{matrice\ ingérée}$  sont de la même unité.

#### Équation 6 : Calcul du facteur de bioconcentration

La méthodologie pour déterminer ces indicateurs n'est pour le moment pas normalisée, et de multiples variantes sont retrouvées dans la littérature, limitant la pleine comparabilité et l'exploitation des données issues de ces travaux.

### **En résumé, concernant les concepts et les outils,**

#### **L'importance du choix de l'indicateur pertinent suivant le transfert à évaluer**

Comme nous l'avons vu, de nombreux concepts et définitions cadrent le transfert des polluants aux biotes dans une optique de leur utilisation en évaluation des risques. Chaque concept peut, par la suite, être mesuré via différentes méthodologies, compliquant la lisibilité des données obtenues. Pour le transfert à l'homme, leur utilisation nécessite de considérer ce transfert **relativement** à l'étude ayant permis l'évaluation de la VTR. Pour les indicateurs de transfert aux denrées, un respect des conditions d'atteinte de l'équilibre apparaît nécessaire.

#### **Des méthodologies *in vitro* intéressantes, mais restant à valider pour les organiques**

D'un point de vue tant éthique qu'opérationnel, l'utilisation de tests *in vitro* à des fins d'évaluation du transfert de l'environnement au biote apparaît nécessaire. Toutefois à ce stade, les études de bioaccessibilité sur les composés organiques donnent des résultats perfectibles, lorsque comparés aux résultats obtenus *in vivo*. En ce sens, développer puis valider une méthodologie plus à même d'évaluation la biodisponibilité relative de ces composés organiques est toujours du domaine de la recherche. Ces tests de bioaccessibilité, même si plus complexes à transférer d'un laboratoire à l'autre que les tests de disponibilité environnementale, restent l'approche la plus pertinente à ce jour dans des perspectives futures de remplacement de la biodisponibilité relative.

#### **La nécessaire validation des méthodes**

La validation des méthodes est une problématique récurrente dans les laboratoires dont l'activité principale reste la valorisation de données décrivant et mesurant une réalité. Dans ce but, la mise en œuvre de la validation de méthode sur les techniques analytiques employées est une priorité. La réalisation de profil d'exactitude s'avère une approche pertinente en ce sens pour les méthodes utilisées au laboratoire.

#### **Les avancées concernant les concepts appellent de nouveaux enjeux**

Pour les méthodes *in vivo* employées, la normalisation des protocoles et des essais apparaît particulièrement importante pour promouvoir les protocoles développés.

Le développement et une validation contre l'*in vivo* de tests de bioaccessibilité dédiés à prédire la biodisponibilité relative des polluants organiques présents dans le sol est une étape nécessaire dans l'incorporation des données de transfert en EQRS sur sites et sols pollués.

### 8.10. **Présentation synthétique des résultats**

Les travaux expérimentaux que j'ai réalisés comme doctorant et que j'ai encadrés en tant qu'ingénieur de recherche ont visé, pour une part, à évaluer le transfert à l'animal et l'homme des polluants contenus dans le sol, puis, d'autre part à élaborer une stratégie pour limiter ce transfert.

#### 8.10.1. **Axe 1 : Évaluation du transfert des polluants de l'environnement aux biotes**

Dans mes missions comme doctorant, j'ai pu évaluer, grâce aux concepts présentés précédemment, la biodisponibilité relative des PCB-NDL contaminants le sol en utilisant un modèle animal (le porcelet) de l'enfant (6 mois – 3 ans). Ce premier axe a permis de préciser l'évaluation des risques sanitaires de l'enfant lorsqu'il évolue sur un site contaminé par ces polluants. Enfin, en tant qu'ingénieur de recherche, j'ai encadré une doctorante concernant sa revue bibliographique concernant le transfert aux denrées animales.

##### 8.10.1.1. **Déterminer l'incidence de la matière organique dans le transfert au monogastrique**

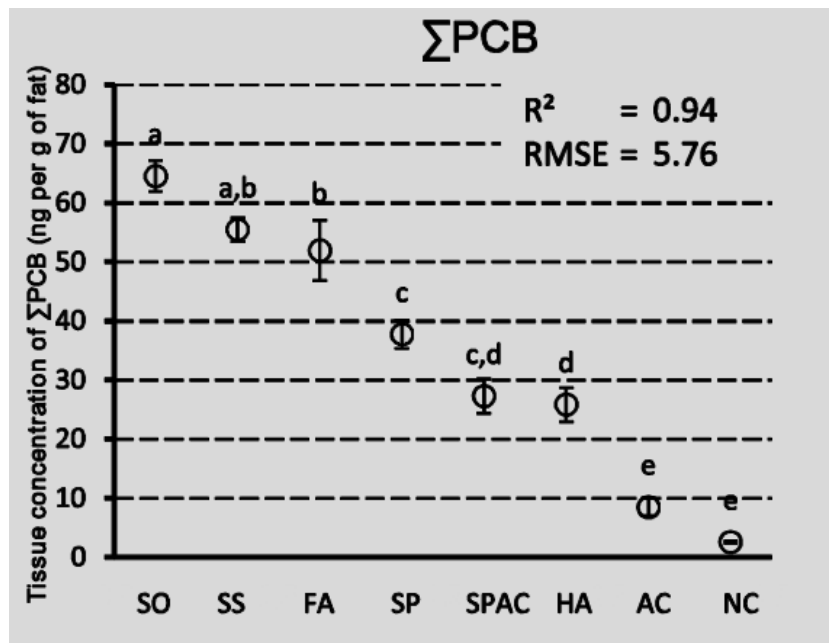
Période d'investigation :	Doctorat
Valorisation :	3 articles, développement de concept et modélisation animale

La matière organique du sol, comme la bibliographie de ma thèse a pu le souligner, est la phase porteuse de la plupart des contaminations organiques, notamment les contaminants lipophiles organochlorés. Cette matière organique est en étroite relation avec la phase minérale (complexe argilo-humique), déterminant la sorption des polluants organiques. Du fait du peu de littérature sur l'influence de la matière organique à l'époque, nous avons choisi de vérifier l'impact potentiel de la nature de la matière organique en choisissant des matériaux contrastés pouvant représenter différents états de la matière organique du sol. Dans cette perspective, j'ai pu conduire dans le cadre de ma thèse une expérimentation visant à déterminer les niveaux de biodisponibilité pouvant être obtenus lors d'emploi de matières organiques standardisées présentant des caractéristiques variées (i) deux matières organiques solubles, l'acide fulvique et les acides humiques, (ii) deux types de charbon actif, un sous forme de poudre (DARCO® et l'autre sous forme de granulé (ORBO®) et (iii) enfin une matière organique plus complexe, la tourbe de Sphaigne, utilisée seule ou avec du charbon actif. Dans l'ensemble de ces cas, les matières organiques ont été introduites dans les mêmes proportions, à raison de 1% de Corg. L'expérimentation a consisté en une exposition de porcelets pendant 10j à hauteur de 2g de sol pour 10kg de Poids Vif (PV).

Nous avons pu montrer ainsi que les composés de la matière organique ont un impact différent sur la rétention des PCB au cours des processus digestifs chez les porcelets (Figure 9). En effet, une large gamme de concentrations et, donc, de biodisponibilité relative ont été obtenues entre tous les sols artificiels préparés. Les groupes de traitement peuvent être classés par valeur décroissante de la biodisponibilité relative comme suit : huile, sans sol (SO) ≥ acide fulvique (FA) > tourbe de sphaigne (SP) ≥ tourbe de sphaigne et charbon actif (SPAC) ≥ acide humique (HA) >> charbon actif (AC) (Figure 9). Ceci suggère une compétition entre la tourbe de sphaigne et le charbon actif. **La présente étude montre de même que la qualité de la matière organique a un effet significatif et déterminant sur la biodisponibilité des PCB-NDL.**

Afin de renforcer ces premiers résultats, il était crucial de caractériser l'impact des sols historiquement contaminés sur la biodisponibilité relative des PCB-NDL. Des échantillons de sol ont été prélevés sur des sites connus pour leur historique de contamination. Une caractérisation simple des sols a été réalisée, ce qui a permis de sélectionner un ensemble approprié d'échantillons pour cette étude. Comme deux phases du sol revêtent une importance particulière à considérer : l'argile, d'une part, qui joue un rôle crucial dans la sorption

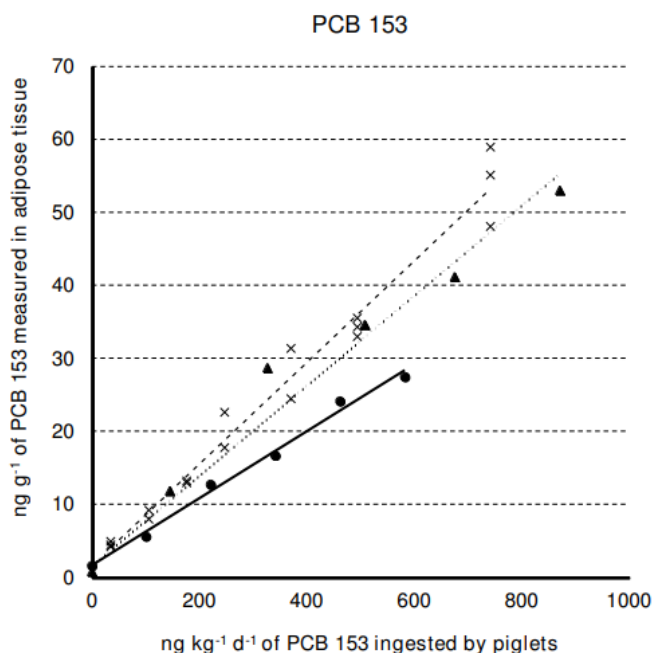




**Figure 9 : Concentration (ng.g<sup>-1</sup> de gras) de PCB-NDL dans le tissu adipeux. Chaque valeur présentant la moyenne  $\pm$  erreur standard.**

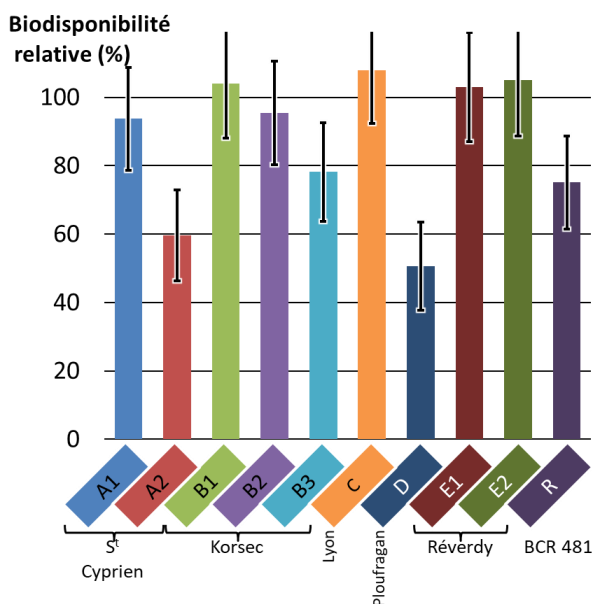
Les valeurs sont présentées selon les groupes de traitement : huile de maïs contaminée (SO, n=5) ; sol standard sans matière organique (SS, n=4) ; sol à 1% de carbone organique (CO) d'acide fulvique (FA, n=4) ; sol à 1% de tourbe de sphaigne OC (SP, n=5) ; sol à 1% de tourbe de Sphaigne ; charbon actif DARCO® (95:5) (SPAC, n=5) ; 1% CO Sol acide humique (HA, n=5) ; 1% CO Sol acide humique (HA, n=5) ; 1% CO Sol acide humique (SPAC, n=5) ; 1% CO d'acide humique (HA, n=5). Charbon actif DARCO® (AC, n=5) ; Contrôles négatifs (NC, n=5). Les lettres (a, b, c, d, e, f) indiquent des valeurs qui ne diffèrent pas statistiquement des autres. Graphique tiré d'une publication dans Plos One (Delannoy et al. 2014).

de certains pesticides ; et la matière organique du sol, d'autre part, pour laquelle il a été constaté que sa qualité (notamment quand elle est particulièrement condensée) et sa quantité influencent la sorption des contaminants organiques. Par conséquent, il a été décidé d'utiliser des paramètres descriptifs de ces phases : la teneur en argile, d'une part, et la teneur en carbone organique et en *black carbon* (comme descripteur de la condensation de la matière organique), d'autre part. Des caractéristiques pouvant également influencer la relation des contaminants avec le sol, telles que les concentrations en PCB et le pH du sol, ont été ajoutées. L'objectif était de déterminer l'importance relative de ces paramètres pour expliquer la biodisponibilité relative des PCB. Similairement aux travaux de la phase précédente, les porcelets ont été exposés à des doses de sols pendant 10j. La biodisponibilité relative a par la suite été estimée à partir des concentrations obtenues dans les organes des porcelets : le muscle le tissu adipeux et le foie. Par ces travaux, nous avons pu vérifier la linéarité de la relation dose-réponse, quelle que soit la matrice d'exposition (huile contaminée ou un des 10 sols prélevés sur site contaminé) (Figure 10). De ce fait, nous avons pu calculer les facteurs de biodisponibilité relative pour les 10 sols étudiés en appliquant un modèle linéaire. Quel que soit les congénères étudiés, une réponse similaire a été obtenue, discriminant 3 groupes de sols : les sols A2 et D (respectivement de St Cyprien (Loire), et Plouffragan (Côte d'Armor)), présentant les niveaux de biodisponibilité relative les plus faibles (entre 40 et 65% en moyenne) ; les sols B3 et R présentant des niveaux de biodisponibilité intermédiaires (entre 80 et 95%) et le reste des sols, pour lesquels la biodisponibilité pour le PCB 153 n'est pas différente de 100% (Figure 11).



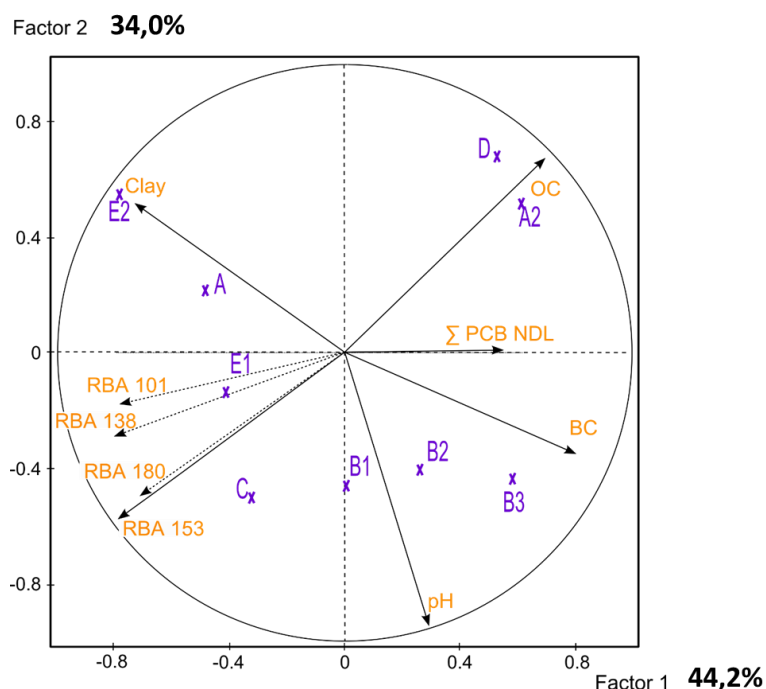
**Figure 10 : Exemple de réponses aux doses de PCB 153 dans les tissus adipeux de porcelets recevant des quantités croissantes d'huile dopée aux NDL-PCB (groupe huile) ou de sol contaminé (groupes échantillons A2 et E1).**

Les concentrations de PCB 153 (ng g<sup>-1</sup> de graisse) sont représentées en fonction de la dose d'exposition au PCB 153 (ng kg<sup>-1</sup> de poids vif). Chaque point représente un porcelet (n= 6 pour les groupes d'échantillons de sol, n=16 pour le groupe d'huile). Chaque porcelet du groupe huile est représenté par des croix (x), celui du groupe E1 par des triangles pleins (▲), celui du groupe A2 par des cercles pleins (●). Les modèles linéaires pour ces trois groupes sont présentés respectivement par : ligne pointillée, ligne ponctuée et ligne pleine, pour les groupes huile, E1 et A2, respectivement.



**Figure 11 : Biodisponibilité relative (RBA exprimée en %) des PCB-NDL de sols contaminés : exemple de données pour le PCB 153**

Les caractéristiques des sols étudiés tout comme leurs concentrations PCB-NDL sont fortement distribuées et aucune corrélation n'a pu être trouvée entre elles pour presque toutes les comparaisons ( $R^2 < 0.22$ ,  $p > 0.10$ ) à l'exception de pH vs argile (données non présentées). Cette absence de corrélation entre les variables 2 par 2 a permis d'effectuer une analyse en composantes principales (ACP), afin de déterminer qualitativement l'effet de chaque caractéristique du sol (teneur en Carbone Organique ( $C_{org}$ ), *Black Carbon* (BC) et argile, concentrations en PCB-NDL et pH). La variance expliquée était assez élevée (78,2 %). La première composante (axe X, Figure 12) explique 44,2% de la variance tandis que la seconde (axe Y, Figure 12) explique 34,0% (PCB 153). **Ainsi, nous avons pu trouver que la biodisponibilité relative est négativement corrélée à la teneur en  $C_{org}$ , et dans une moindre mesure du BC. Toutefois cette variation semble relativement faible pour les PCB, pour lesquels seulement 2 sols sur 10 sols très contaminés, ont présenté des niveaux statistiquement réduits (40-60%).**



**Figure 12 : Analyse en composantes principales entre l'EBR et chaque caractéristique du sol**

La figure illustre les corrélations entre les caractéristiques du sol (pH, teneur en argile et en OC), concentration des quatre PCB NDL étudiés (101, 138, 153 et 153 ;  $\Sigma$ PCB NDL) et les estimations de la biodisponibilité relative. Le PCB 153 a été fixé comme référence (RBA 153). Les PCB 101, 138 et 180 ont été ajoutés comme variables d'illustration (respectivement RBA 101, RBA 138 et RBA 180). En jaune est représenté l'espace des variables tandis qu'en violet est représenté l'espace des individus, *i.e.* les sols étudiés.

Ces éléments ont démontré que la biodisponibilité relative des PCB-NDL est dépendante des caractéristiques quantitatives tout comme qualitative de la matière organique du sol. Malgré tout, il apparaît que la biodisponibilité relative obtenue sur les sols prélevés présente des niveaux de biodisponibilité relative non significativement différents de 100%. Du fait du panel de sols choisi, et de l'évolution des techniques analytiques, il pourrait être intéressant d'étudier des sols aux contaminations plus modérées (de 500 à 5000  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de PCB-NDL dans le sol).

### 8.10.1.2. Appréhender le rôle des caractéristiques des polluants dans le transfert aux produits animaux

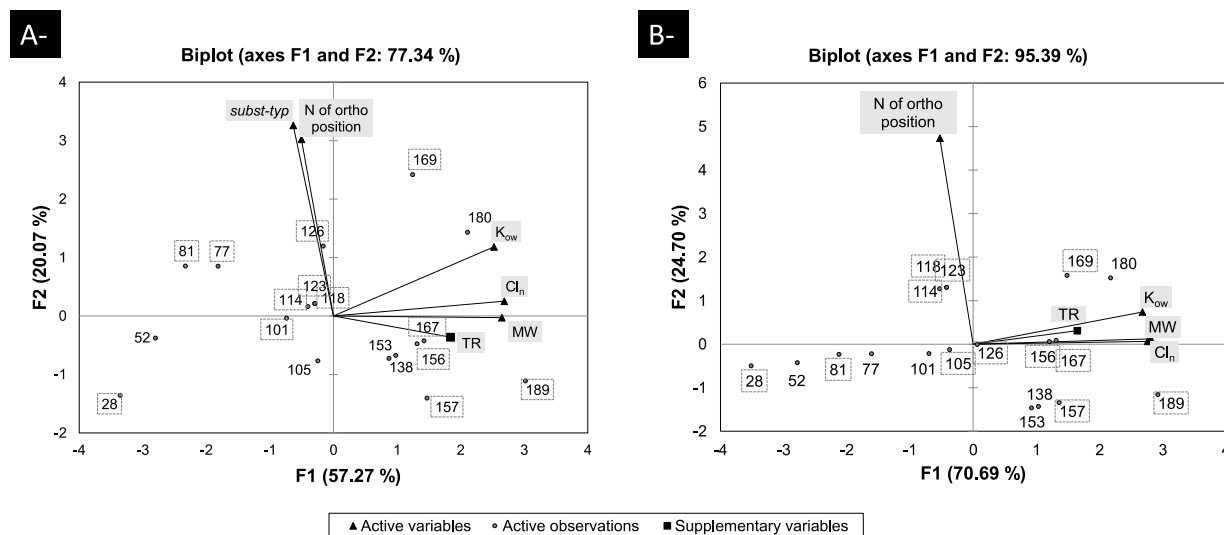
Période d'investigation :	Ingénieur de Recherche [2018- 2022]
Encadrement :	1 doctorante (Farida Amutova, co-tutelle et double diplôme avec Kaznu, Almaty, Kazakhstan).
Valorisation :	1 revue (Chemosphere)
Réseau :	Kazakhstan (Kaznu, une université et Antigen (partenaire privé))

Dans le cadre de travaux de thèse que j'ai co-encadré, nous avons pu réaliser une méta-analyse sur les TR, et BCF basée sur 42 articles (Farida et al, 2021). Les composés organochlorés et leur transfert ont été évalués à l'aune de la littérature.

#### Concernant les taux de transfert (aux denrées excrétées)

Par cette analyse de la littérature, nous avons pu observer que les PCDD/F sont transférés au lait ou les œufs à un degré variable (Tableau 7), contrairement au **PCB qui semblent particulièrement transférés** pour ceux présentant **plus de 5 atomes de chlore (à l'exception des PCB 52 et 101)**. Les composés **les plus toxiques** (c'est-à-dire la TCDD et la 1,2,3,7,8-PeCDD) ont montré le **transfert le plus élevé vers ces produits alimentaires avec plus de 26 % et plus de 35 % pour le lait et les œufs respectivement** (Tableau 7). **Généralement, le transfert observé est plus élevé dans les œufs que dans le lait pour les PCDD/F**. Neuf des 12 PCB de type dioxine ont été classés comme fortement transférés dans les deux produits alimentaires. **Les congénères présentant les TEF<sup>2</sup> (facteurs d'équivalent toxique) les plus élevés apparaissent également comme les plus transférés** (Tableau 7).

Afin de lier les caractéristiques des congénères et le transfert aux denrées animales, des ACP ont été réalisées. L'ACP du transfert des PCB dans le lait (Figure 13A) et les œufs (Figure 13B) a confirmé **la relation étroite entre le degré de transfert et les caractéristiques chimiques du congénère**. Le premier axe (F1) était principalement composé de la masse moléculaire (MM), le nombre de chloration (Cl<sub>n</sub>) et le degré de lipophilie (c'est-à-dire le log K<sub>ow</sub>) expliquaient 57,3 % et 70,7 % de la variation des TR respectivement dans le lait et les œufs. Le deuxième axe (F2) était représenté par le type de substitution et expliquait 20,1% et 24,7% des variations des TR respectivement pour le lait et les œufs. **Ces deux axes ont ainsi bien expliqué la variabilité du transfert dans les œufs (95%) et dans le lait (77%)**.



**Figure 13 : Plan factoriel (F1, F2) de l'ACP appliquée aux TR moyens des PCB dans le lait**  
Plan factoriel (F1, F2) de l'ACP appliquée aux TR moyens des PCB dans le lait (1A) et les œufs (1B), à la position de la substitution du chlore, au nombre de chlores (Cl<sub>n</sub>), au poids moléculaire (MM), au coefficient de partage octanol/eau (K<sub>ow</sub>).

<sup>2</sup> Les facteurs d'équivalence toxique (TEF) correspondent aux coefficients de pondération de la toxicité relative de chaque congénère par rapport à la TCDD (2,3,7,8-Tétra-Chloro-Dibenzo para-Dioxine).

**Tableau 7 : Taux de transfert (TR%) des PCDD/F et PCB-DL et NDL dans le lait et les œufs exprimé en TR (moyenne et Ecart type) et niveau de transfert, en fonction du congénère.**

Composé	TEF (OMS <sub>05</sub> )	Caractéristiques chimiques			Transfert vers le lait		Transfert vers l'œuf	
		Cl <sub>n</sub>	Log K <sub>ow</sub> <sup>1</sup>	Masse Molair e	TR <sup>2</sup> , % (n=8)	Niveau de transfert	TR, % (n=4)	Niveau de transfert
2,3,7,8-TCDD	1	4	6.6	322	<b>34.0 ± 6.3</b>	<b>Haut</b>	<b>39.1 ± 12.6</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,7,8 -PeCDD	1	5	7.2	340	<b>26.7 ± 7.1</b>	<b>Haut</b>	<b>35.8 ± 12.2</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	6	7.6	391	17.8 ± 8.0	Moyen	<b>43.3 ± 16.5</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	6	7.6	391	22.7 ± 7.1	Moyen	<b>40.6 ± 14.4</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	6	7.6	391	13.2 ± 3.4	Moyen	<b>29.1 ± 12.4</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	7	8.0	425	4.1 ± 1.3	Bas	16.2 ± 6.2	Moyen
OCDD	0.0003	8	8.4	460	1.2 ± 0.8	Bas	6.8 ± 4.8	Bas
2,3,7,8-TCDF	0.1	4	6.5	306	3.4 ± 2.9	Bas	<b>39.1 ± 16.8</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,7,8-PeCDF	0.03	5	7.0	340	4.9 ± 4.5	Bas	<b>38.0 ± 7.4</b>	<b>Haut</b>
2,3,4,7,8-PeCDF	0.3	5	7.1	340	<b>35.6 ± 14.8</b>	<b>Haut</b>	<b>40.0 ± 10.1</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	6	7.5	375	19.3 ± 8.9	Moyen	<b>39.8 ± 13.0</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	6	7.6	375	17.7 ± 6.0	Moyen	<b>37.3 ± 16.1</b>	<b>Haut</b>
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	6	7.7	375	10.7 ± 7.0	Moyen	<b>25.6 ± 13.0</b>	<b>Haut</b>
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	6	7.6	375	11.6 ± 8.7	Moyen	23.0 ± 16.5	Moyen
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	7	8.0	409	3.1 ± 1.1	Bas	16.6 ± 10.7	Moyen
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	7	8.2	409	4.6 ± 1.3	Bas	17.8 ± 8.7	Moyen
OCDF	0.0003	8	8.6	443	1.0 ± 1.3	Bas	4.0 ± 2.5	Bas
PCB 28	nd	3	5.6	257	9.4 ± 12.8	Moyen	<b>40.5 ± 3.5</b>	Haut
PCB 52	nd	3	5.8	292	3.8 ± 5.4	Bas	4.5 ± 0.7	Bas
PCB 77	0.0001	4	6.4	292	5.5 ± 4.3	Bas	<b>32.6 ± 25.9</b>	Haut
PCB 81	0.0003	4	6.4	292	12.5 ± 6.0	Moyen	<b>30.2 ± 17.8</b>	Haut
PCB 101	nd	5	6.3	326	4.8 ± 1.3	Bas	5.0	Bas
PCB 105	0.00003	5	6.6	326	<b>50.0 ± 33.4</b>	Haut	<b>49.0 ± 4.2</b>	Haut
PCB 114	0.00003	5	6.6	326	<b>51.8 ± 16.2</b>	Haut	<b>51.5 ± 0.7</b>	Haut
PCB 118	0.00003	5	6.7	326	<b>77.8 ± 45.1</b>	Haut	<b>50.0 ± 2.8</b>	Haut
PCB 123	0.00003	5	6.7	326	22.2 ± 10.6	Moyen	<b>74.0 ± 5.7</b>	Haut
PCB 126	0.1	5	7.0	326	<b>40.2 ± 11.4</b>	Haut	<b>37.7 ± 19.6</b>	Haut
PCB 138	nd	6	6.7	361	<b>46.1 ± 19.0</b>	Haut	<b>52.5 ± 2.1</b>	Haut
PCB 153	nd	6	6.8	361	<b>54.1 ± 25.1</b>	Haut	<b>59.0 ± 2.8</b>	Haut
PCB 156	0.00003	6	7.1	361	<b>64.1 ± 26.3</b>	Haut	<b>56.5 ± 2.1</b>	Haut
PCB 157	0.00003	6	7.1	361	<b>50.5 ± 21.5</b>	Haut	<b>58.0 ± 9.9</b>	Haut
PCB 167	0.00003	6	7.2	361	<b>58.1 ± 25.3</b>	Haut	<b>80.0 ± 5.7</b>	Haut
PCB 169	0.03	6	7.5	361	<b>40.3 ± 8.0</b>	Haut	<b>39.5 ± 19.9</b>	Haut
PCB 180	nd	7	7.2	395	<b>51.8 ± 17.7</b>	Haut	<b>50.0 ± 12.7</b>	Haut
PCB 189	0.00003	7	7.6	395	<b>38.0 ± 23.2</b>	Haut	<b>61.0</b>	Haut

Présentation des caractéristiques chimiques des congénères (nombre de chlore (Cl<sub>n</sub>), Log du coefficient de partage octanol/eau (log K<sub>ow</sub>), Masse molaire (MM)) et des facteurs d'équivalence toxique (TEF) Les valeurs en gras représentent les transferts les plus importants

nd : non déterminé

<sup>1</sup> Log Kow tiré de Zhou et al. 2005.

<sup>2</sup> Les moyennes et les écarts types des TR dans le lait ont été calculés à partir des données rapportées dans les études Costera et al. 2006 ; Thomas et al. 1999 ; Ounnas et al. 2010 ; Lorenzi et al. 2020 ; Kerst et al. 2004 ; Diletty et al. 2014 ; Hoogenboom et al. 2015 (a).

*Concernant les facteurs de bioconcentrations (BCF, aux denrées non excrétées : viande, abats)*

Les données relatives à la bioconcentration des PCB dans différents tissus proviennent de six études qui diffèrent largement par le type d'animaux exposés et par les durées d'exposition (tableau 6). Par conséquent, les comparaisons et les généralisations ont été compliquées malgré la taille intéressante de l'ensemble de données. En général, nous avons pu montrer que les Dioxines étaient bioconcentrées dans tous les tissus étudiés. Les BCF dans le foie semblent plus élevés et les muscles présentaient les BCF plus bas (Tableau 8). Ce constat est partagé pour les furanes dans ces mêmes tissus. La comparaison des BCF des différents congénères n'indique pas de différences claires. L'ordre hiérarchique des congénères change d'une étude à l'autre, et celui montré pour les TR (notamment la faible concentration pour les heptachlorés et octachlorés) n'est pas clairement confirmé pour les BCF.

**Le stade physiologique semble particulièrement important concernant les facteurs de bioconcentrations obtenus.** Ainsi ces BCF obtenus des animaux adultes semblent plus élevés (Tableau 8) que chez les animaux à croissance rapide (Farida et al 2021). Cette tendance apparaît surtout lorsque l'on compare les BCF dans le foie, la graisse et les muscles, les denrées pouvant être consommées. Les études de courte durée (Hoogenboom et al., 2004 ; Traag et al., 2006) ou les études sur des animaux adultes excréteurs (Pirard et De Pauw, 2005 ; Huwe et al., 2005 ; Ounnas et al., 2010) ont montré des BCF faibles (c'est-à-dire <10). Seule une étude d'exposition chronique sur des moutons en croissance (Hoogenboom et al., 2015b) a rapporté des BCF moyens ou élevés dans le foie et la graisse abdominale (Tableau 8).

Tableau 8 : BCF des PCDD/F de différents tissus chez des animaux, d'après la littérature.

Tissu Cible	Foie							Gras abdominal							Muscle ou "viande"						
	Poules			Ch Ag				Poules et poulet				Ch Ag Cc			Poules		Vaches Ag				
Etudes	A	C	D	E	B	G	H	A	C	D	E	I	G	H	Cc	F	C	D	E	B	G
Exposition en jours	7	54	98	Terrain	27	80	113	7	54	98	Terrain	7	80	113	7	41	54	98	Terrain	27	113
Dioxines	2,3,7,8-TCDD	LQ	43	LQ	20	11		2	20	n.d.	8					19	18	LQ	5	2	
	1,2,3,7,8-PeCDD	1	36	9	45	20		1	19	9	27					12	17	9	14	2	
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	2	72	6	74	29		1	17	7	28					5	15	7	11	1	
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	10	85	6	106	20		LQ	16	7	43					6	11	6	40	1	
	1,2,3,7,8,9 - HxCDD	9	41	4	113	9		LQ	8	4	38					1	6	4	28	LQ	
	1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	8	52	1	134	11		0.1	4	1	13					0.4	2	3	12	0.1	
	OCDD	33	36	0.3	34	3		0.2	LQ	n.d.	2					0.4	LQ	3	3	0.03	
	2,3,7,8-TCDF	0.3	27	13	32	1		2	15	13	7					30	13	11	6	LQ	
Furanes	1,2,3,7,8 - PeCDF	0.2	25	10	36	1		1	10	10	11					7	9	8	15	LQ	
	2,3,4,7,8 - PeCDF	0.4	35	9	87	103		1	32	9	38					11	14	7	33	1	
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	1	80	5	14	43		1	15	5	4					2	10	4	4	0.5	
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	1	57	4	18	49		1	15	5	7					2	11	3	6	0.4	
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	LQ	54	2	0.3	LQ		LQ	13	2	1					1	9	1	1	LQ	
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	LQ	40	4	90	43		0.5	10	3	16					1	8	2	11	0.3	
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2	29	1	21	19		0.1	3	0.4	4					LQ	2	1	4	0.1	
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2	32	1	10	21		0.2	5	1	2					1	3	1	2	LQ	
OCDF	20	LQ	LQ	28	3		0.1	LQ	n.d.	2					LQ	LQ	1	4	LQ		
PCB	28						1								0.5						1
	52	0					LQ								0.2						LQ
	77	0.2	2			1	0.1								2	1					2
	81	0.2	3				5								2	4					3
	101	0					0.4								0.4						1
	105	0				3	6								1						3
	114	0					LQ								1						LQ
	118	0				3	4								1						3
	123					3	LQ														LQ
	126	0.4	8			21	23	46							2	11					4
	138	0					10	27							2						2
	153	0						62							2						2
	156	0				4	9								1						2
	157	0				5	15								1						3
	167	0				5	4								1						3
169	1	7			5	26								1	10					3	
180	0					25								2							2
189	0					LQ								1							2

Signification des couleurs : couleur foncée - niveau élevé de BCF (>25) à niveau clair - faible niveau de BCF (>1 et <10), blanc - pas de bioconcentration (BCF<1).

1 études: A- Traag et al., 2006, B- Huwe et al., 2005, C - Pirard and De Pauw 2005, D - Pirard and De Pauw 2006, E - Piskorska-Pliszczynska et al., 2014, F - Shih et al., 2009 G., G - Ounnas et al., 2010, H – Hoogenboom et al., 2015b, I - Hoogenboom et al.,2004

LQ – values under the limit of quantification did not allow to calculate a BCF.

All BCFs in tissues on lipid weight basis

## En résumé de l'Axe 1,

Comme nous l'avons vu au cours de cet axe, le transfert des polluants du sol à l'animal et leurs denrées dépend de plusieurs paramètres.

### L'incidence de la matière organique dans le transfert au monogastrique

Il a été mis en évidence que la biodisponibilité des PCB-NDL du sol était liée aux caractéristiques de ce dernier, et en particulier à celles de sa matière organique. Ainsi une teneur élevée de matière organique (>10%) est associée à une baisse de la biodisponibilité relative. En termes de qualité, c'est son degré de condensation qui apparaît être un facteur clé : la porosité étant le lieu de fixation des PCB et cette structuration est conservée lors des processus digestifs du porcelet. Deux approches ont ainsi été réalisées à cette fin : une employant des MO standard sur un sol artificiel pour confirmer cette hypothèse sur des sols prélevés. En analysant les caractéristiques de sols historiquement contaminés, cet impact a été sensible : les taux élevés de *black carbon* (>0,3%) ont pu être reliés à une baisse de la biodisponibilité relative. Les propriétés physico-chimiques du sol et des PCB tendent à expliquer les données de biodisponibilité relative. Malgré l'impact des caractéristiques du sol sur la biodisponibilité relative, il apparaît que la biodisponibilité relative n'a jamais été inférieure à 45% pour les sols contaminés étudiés. Ainsi, en se focalisant sur les biodisponibilités moyennes obtenues pour les 9 sites et sols pollués, la biodisponibilité relative a été supérieure à 80%. Si dans un objectif protecteur la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de cette moyenne est retenue, la BR ne peut être distinguée de 100%. Au regard des données de biodisponibilité relative, il apparaît qu'estimer l'exposition externe comme le produit de la quantité de sols ingérés par sa concentration en PCB, n'est pas une attitude conservatrice par excès, mais une pouvant être réaliste pour des sols fortement contaminés. Ces travaux pourraient être approfondis en poursuivant l'étude de cette matière organique lorsqu'elle est associée à différentes phases minérales.

### Déterminer l'importance du transfert des polluants aux denrées animales

Les TR et les BCF sont deux concepts précieux pour décrire le transfert de contaminants dans les produits alimentaires. **Néanmoins, leur signification est conditionnée par plusieurs paramètres. La principale limite des études de transfert des POP in vivo est l'obtention d'un état d'équilibre (concentration constante à exposition constante pour un organe/tissu cible).** Cette condition communément admise est toutefois peu reprise dans les études, compliquant la généralisation des données obtenues. La pertinence de ces temps longs (normalement 5 demi-vies pour atteindre l'équilibre) doit être remise en perspective des temps de production inhérents aux agrosystèmes : ils sont ainsi faciles à respecter pour des animaux tels que les poules pondeuses (environ 1 an), les chèvres et les vaches (environ 5 ans), mais peu en adéquation pour les poulets de chair qui ne sont d'habitude élevés que 2 mois. De même peu de données d'équilibre sont disponibles pour les végétaux, des approches cinétiques étant peu réalisées en amont. Ainsi, pour être un indicateur en adéquation avec les agrosystèmes, un compromis consisterait en l'utilisation d'un temps d'exposition (i) requis à l'atteinte de l'état d'équilibre chez l'animal étudié ou (ii) la durée d'un cycle de production, si cette dernière s'avère inférieure au temps nécessaire pour atteindre l'équilibre.

Une autre contrainte inhérente avec cet indicateur **est que sa construction dépend particulièrement du statut physiologique des animaux.** Chez les animaux à croissance rapide, la concentration dans les tissus après exposition orale par le composé serait en permanence remise en cause par le gain de masse corporelle ou gain moyen quotidien (GMQ), diluant la concentration à quantité de polluants constante. Chez les adultes dont le poids corporel est plus ou moins stable, les excrétions telles que le lait ou les œufs ralentissent de même l'atteinte de l'état d'équilibre. L'emploi d'animaux de différents statuts dans la littérature limite dès lors leur comparaison et le poids de cet indicateur en évaluation des risques.



**Les avancées concernant l'Axe 1 appellent de nouveaux enjeux**

Ainsi, tout d'abord, formaliser dans la littérature une méthodologie adaptée aux agrosystèmes serait particulièrement opportun pour l'utilisation de ces indicateurs en EQRS.

Enfin, la plus-value de ces indicateurs étant leur caractère intégrateur, ils permettent de relier directement l'exposition à sa résultante : la contamination des denrées animales ou végétales. Ainsi, un réel apport en évaluation des risques peut se dégager de cet indicateur, en permettant, notamment, le calcul d'une dose journalière d'exposition à ne pas dépasser pour assurer la production de denrées saines et donc, en prenant en compte les quantités de sols ingérées par jour, la concentration maximum à ne pas dépasser dans le sol pour respecter les LMR.

### 8.10.2. Axe 2 : Réduire le transfert des polluants organiques de l'environnement à l'animal et l'homme

Même pour des concentrations faibles dans le sol, les molécules lipophiles engendrent des risques non acceptables tant vis-à-vis de la production alimentaire vivrière, que par leur occupation par les enfants. La survenue de crises sanitaires ces dernières années montre qu'en Europe même pour des sites non connus pour leur historique industriel, des contaminations environnementales entraînent des risques pour l'agrosystème et pour l'homme à leur contact (cas pour les dioxines, les PCB, la chlordécone, le DDT et ses dérivés, le lindane et ses dérivés et les PFAS). Ces contaminations peuvent affecter des zones de taille importante, ce qui rend difficile d'envisager l'application de solutions de traitement *ex situ* (en raison des volumes en jeu et de la faible concentration de polluants). Parallèlement, les méthodes de dégradation *in situ* actuellement disponibles montrent une efficacité limitée pour rétablir la fonctionnalité d'une production agronomique saine. L'enjeu serait de proposer un mode de gestion pouvant être appliqué *in situ*, basé sur la séquestration de ces molécules organiques persistantes par l'apport de matière organique condensée (vu comme prometteuse dans l'Axe 1). Ce chapitre abordera le développement expérimental réalisé après mon doctorat et visant cette classe particulière de polluants du sol, et qui comporte une importante acquisition de connaissances sur les interactions entre ces polluants (aux propriétés variées) et une palette de MO candidates à cette stratégie de séquestration.

Les projets PIEGEACHLOR (Piégeage des organochlorés - ADEME), INSSICCA (Stratégies innovantes pour sécuriser les systèmes d'élevage dans les zones contaminées par la chlordécone) – WP3 et PYROSAR (Pyrolyse des Sargasses) se sont donné pour objectif **de réduire la disponibilité de plusieurs familles de contaminants organochlorés retrouvés dans les sols**. Les contaminants retenus sont les **polychlorobiphényles, les polychloro-dibenzo-dioxines et furanes, ainsi que la chlordécone**. **L'hypothèse initiale et partagée de ces projets, était que des matrices carbonées issues de pyrolyse de différents matériaux telles que des biochars ou les charbons actifs pouvaient jouer un rôle de séquestration.**

Ces projets s'inscrivent dans l'utilisation des concepts du transfert comme outils pour appréhender l'effet de la matrice contaminée pour limiter l'exposition des biotes. Cet enjeu revêt une importance particulière en France, car contrairement à d'autres pays, la France a choisi de ne pas établir de seuils réglementaires pour la contamination des sols, préférant encourager une approche au cas par cas. Cela signifie que les méthodes de gestion doivent être adaptées en fonction du contexte, y compris l'utilisation prévue du sol et les caractéristiques spécifiques de la contamination (type de polluant, profil, type de sol, hydrologie, etc.).

L'un des facteurs clés qui influencent l'interaction du polluant avec son environnement est sa capacité à quitter le sol et à devenir mobile, même s'il est considéré comme un réservoir. L'objectif de ces projets liés aux polluants organiques persistants est de stabiliser ce réservoir dans le sol en rendant la mobilité du polluant aussi irréversible que possible, en le liant à une matière organique condensée, qui elle, ne se déplace pas facilement. En effet, si le polluant se déplace vers un autre compartiment abiotique, en particulier l'eau, la pollution se propage et peut affecter de nouveaux écosystèmes. Si le polluant migre directement vers un compartiment biotique (ce que l'on appelle la biodisponibilité), il peut exercer des effets toxiques, que ce soit sur l'environnement ou la santé, en fonction de l'utilisation du sol.

Cette double préoccupation est cruciale pour restaurer la fonctionnalité des sols, surtout dans un contexte de diminution des ressources, liée à des facteurs tels que l'urbanisation croissante et l'érosion, ainsi que d'une augmentation de la demande en services écosystémiques, comme la régulation de l'environnement et l'approvisionnement en ressources.

De nombreuses publications ont examiné les effets de l'ajout de matière organique (MO) sur la séquestration potentielle de différents polluants organiques persistants (POP), en évaluant

son impact sur leur mobilité ou la biodisponibilité pour les organismes. En général, ces études montrent que l'ajout de MO conduit généralement à une réduction du transfert. Cependant, la comparaison de ces résultats s'avère complexe en raison de la diversité des caractéristiques de la MO utilisée. Cette diversité provient de différentes mesures (comme le taux de carbone organique, le taux de *black carbon*, l'aromaticité, la porosité, etc.), de méthodes non normalisées ou insuffisamment quantitatives (par exemple, le *black carbon* et l'aromaticité), ainsi que de la variabilité des données liées à une même MO, comme c'est le cas pour les valeurs de porosité attribuées aux charbons actifs, qui peuvent varier considérablement.

Pour surmonter cette difficulté, une stratégie a été adoptée, consistant à produire et caractériser les matériaux à l'aide de techniques reconnues et convergentes. Cela a permis de tester un large éventail de propriétés, en mettant en contraste les biochars et les charbons actifs. De plus, des facteurs influençant l'efficacité de cette stratégie ont été examinés, notamment l'influence des paramètres de pyrolyse et d'activation, le taux d'amendement, ainsi que la taille des particules séquestrantes.

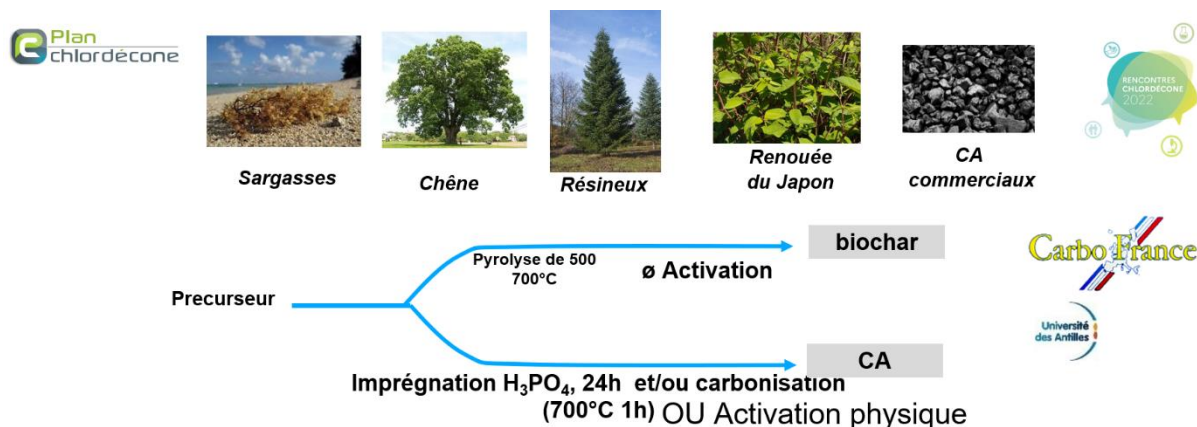
Cette efficacité à séquestrer les POP a été évaluée par des tests de disponibilités environnementales ou de biodisponibilité relative (comme développé en 8.9). Ainsi, à partir d'une **caractérisation similaire des différentes MO pourrait être établi un lien avec leur capacité à séquestrer un POP**. Cette approche a été privilégiée pour INSSICCA. Pour une même MO une comparaison pourrait être effectuée entre POP, et pour un même POP une comparaison pourrait être effectuée entre MO. **Ces multiples comparaisons, testant la généralité de la stratégie, ont été réalisées lors du programme PIEGEACHLOR**. Enfin, **adapter au mieux la stratégie est primordial en vue d'une future application *in situ*, cette adaptation de la stratégie a été réalisée lors du programme PYROSAR**. Ces trois aspects complémentaires seront présentés dans cet axe.

#### **8.10.2.1. Production et caractérisation des biochars et charbons actifs**

La décomposition irréversible de la matière organique au cours de la pyrolyse entraîne en même temps la synthèse de composés chimiques sous forme gazeuse, et le réarrangement des constituants de la biomasse initiale (Haas et al., 2009). Ce réarrangement, pouvant être référé également à la condensation de la matière organique.

Suivant l'intensité de la pyrolyse, ce réarrangement touche les différents constituants du matériau, comme la lignine (dès 400°C) (Hale et al., 2016; Keiluweit et al., 2010; Mimmo et al., 2014; Uchimiya et al., 2013), avec une dominante en carbone (> à 80%) pour les pyrolyses dépassant 700°C. se traduisant par des ratios H/C très faibles (i.e. de l'ordre de 0,2 voire moins ; Figure 3 , Hia et al., 2016). Ce matériau, issue d'une pyrolyse en condition anoxique est un **biochar**. Un traitement d'activation peut être réalisé en supplément (que ce soit lors de la phase de préparation du précurseur, durant la pyrolyse, ou a posteriori) et ce matériau est dénommé alors **charbon actif**. Cette activation peut être réalisée par différents procédés (chimiques, notamment par imprégnation des précurseurs par de l'acide phosphorique, ou physiques, par vapeur d'eau). L'avantage de ce traitement d'activation est de renforcer la porosité du matériau en limitant des impuretés inhérentes à la pyrolyse.

Dans le cadre des projets menés, nous avons pu bénéficier du savoir-faire de différents partenaires quant à la production de ces matériaux : le laboratoire COVACHIM M2E (Université des Antilles, par le professeur Sarra Gaspard), la société CARBOFRANCE (Montier-sur-Saulx) et la société NST basée au Maroc. Plusieurs types de matériau naturel ont été utilisés comme précurseur pour la réalisation de ces matrices : différentes essences lignocellulosiques d'une part (Chêne, Hêtre, Charme), des espèces végétales invasives ou endémiques (Sargasse, Renouée du Japon), qui ont été pyrolysées pour obtenir du biochar et plusieurs charbons actifs. Ces éléments ont par la suite été comparés à des matériaux commerciaux (charbons actifs commerciaux) (Figure 14).



**Figure 14 : Précurseurs et production de biochars et charbons actifs par Covachim et CarboFrance pour les projets INSSICCA, PIEGEACHLOR et PYROSAR**

### 8.10.2.2. La stratégie d'immobilisation des polluants et son évaluation

Une voie possible pour limiter le transfert des polluants organiques à l'animal et l'homme **serait d'appliquer ces matériaux carbonés sur du sol contaminé**. Cette stratégie consiste, de façon plus détaillée à :

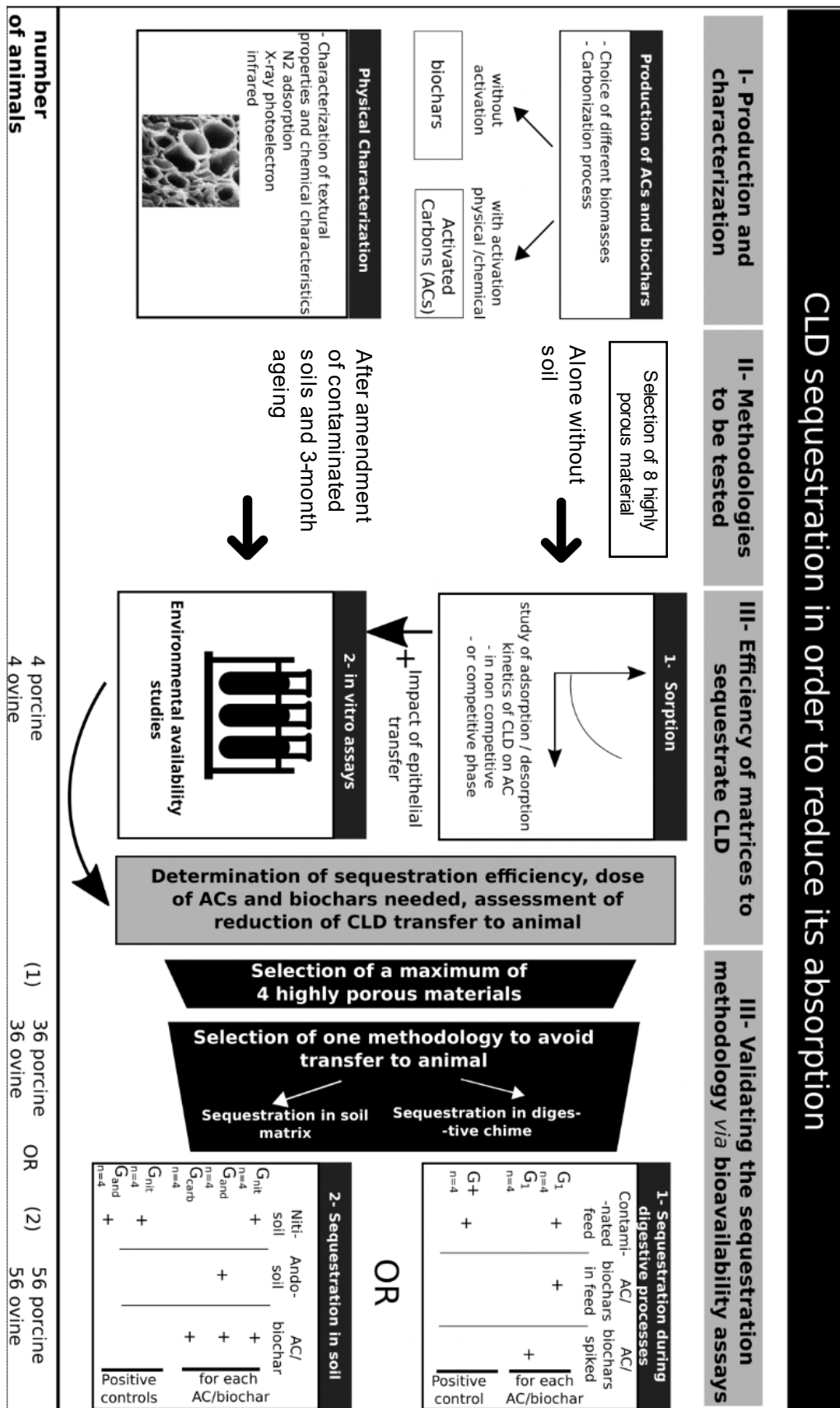
- Amendé un sol contaminé (prélevé sur site contaminé ou contaminé artificiellement et laissé mûré) par un matériaux poreux (biochar ou charbon actif) apporté entre 0,25 et 2% (poids sec).
- Laisser mûrer le sol pendant une durée définie (de 60 à 90 jours)

Les sols étudiés au cours de cet axe ont été caractérisés dans les publications issues de ces travaux. Dans cette partie seront développés les apports méthodologiques réalisés, les facteurs influençant la stratégie et une synthèse concernant les acquis sur cette technique concernant les POP.

#### 8.10.2.2.1. Influence des propriétés des matériaux sur la réduction de transfert

Période d'investigation :	Ingénieur de Recherche (2015-2023)
Encadrement :	3 doctorantes étrangères (Sarah Yehya et Nadine El Wanny, Université de Lorraine, Farida Amutova, co-tutelle et double diplôme avec Kaznu, Almaty, Kazakhstan)
Valorisation :	5 Articles scientifiques originaux
Réseau :	Kazakhstan (Kaznu, une université et Antigen (partenaire privé), Tripoli (Liban), Carbofrance (Montier-sur-saulx) ; LAE (Université de Lorraine), à Ecosys (INRAe) et au LAS (Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras), COVACHIM M2E (Université des Antilles)

Une des problématiques liées à l'emploi de cette technologie sur du sol **est la multiplicité des possibilités quant à la nature même de la matrice carbonée utilisée comme amendement**. Pour la finalité des projets, visant *in fine* à réduire le transfert aux biotes, des approches *in vivo* sont nécessaires. Ces approches étant coûteuses tant sur le plan éthique, de temps humain, que financièrement, j'ai proposé au laboratoire de remplacer ces modèles animaux par des tests préalables de caractérisation et des tests *in vitro* de transfert (approches de sorption, de bioaccessibilité, de disponibilité environnementale comme vu précédemment).

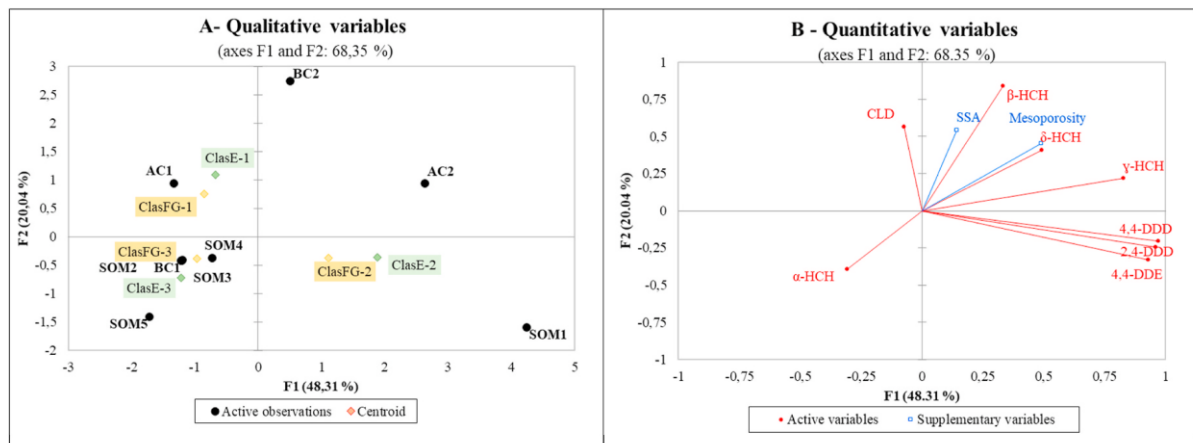


**Figure 15 : Principe du screening appliqué au cours du programme INSSICCA – WP3**

Schéma adapté du programme. Deux étapes consécutives de sélections ont été opérées : la première à l'aune des résultats de caractérisations des matrices, la deuxième après les essais in vitro.

Cette démarche de screening (Figure 15) permet de réduire in fine le nombre de matrices à tester, pour ne conserver que les plus efficaces suivant ces tests, et donc réduire le nombre d'animaux impliqués dans l'expérimentation. Scientifiquement, ces tests permettent également de corrélérer l'influence des caractéristiques des biochars et charbons actifs sur leur efficacité à séquestrer les polluants objets de l'étude.

Concernant l'impact des caractéristiques des biochars et des charbons actifs sur la sorption et la disponibilité environnementale des pesticides organochlorés dans le sol, plusieurs essais ont été réalisés. Ces études ont démontré que les paramètres des matériaux de séquestration qui jouent favorablement sur la séquestration des pesticides organochlorés étaient la porosité, c'est-à-dire la Surface Spécifique Active et la mésoporosité, en lien avec la prédominance des liaisons C-C. Lors des études combinant différents types de matière organiques, comme les acides humiques, nous avons également pu montrer l'importance des groupes fonctionnels.



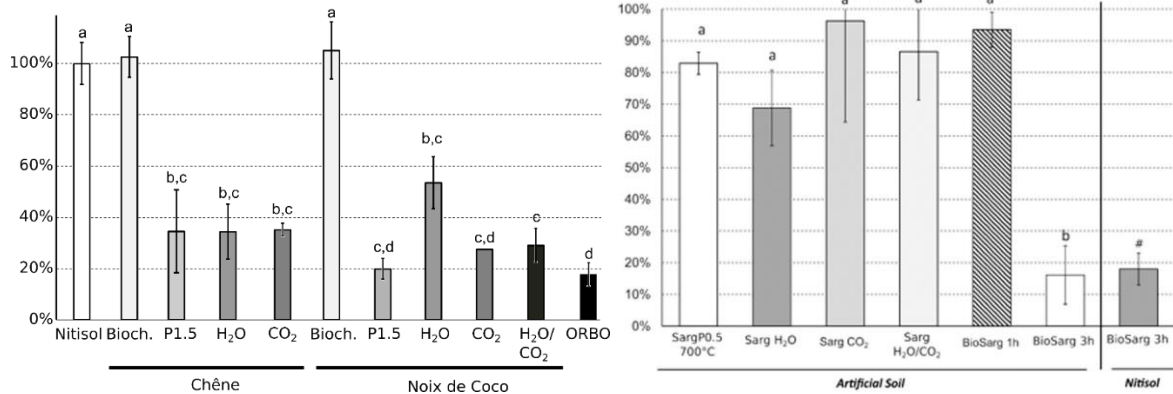
**Figure 16 : Dispersion des variables qualitatives (A) et quantitatives (B) décrivant les matériaux de séquestration (A) et les capacités d'adsorption des couples Polluants-Matrice séquestrante (B).**

A - Les différents Matrices Séquestrantes (AC/BC/SOM) ont été classés comme des données illustratives présentées en noir gras. AC1 - DARCO, AC2 - Shubarkol, SOM5 - Shoptokol, BC1 - Chêne, BC2 - Renouée du Japon, SOM1 - Tourbe, SOM2- Acide humique, SOM3- Acide fulvique, SOM4- Humate de potassium.

B- les descripteurs quantitatifs des matériaux sont composés des capacités d'adsorption (KF) indiquées pour les polluants (couleur rouge) et des propriétés de porosité (couleur bleue).

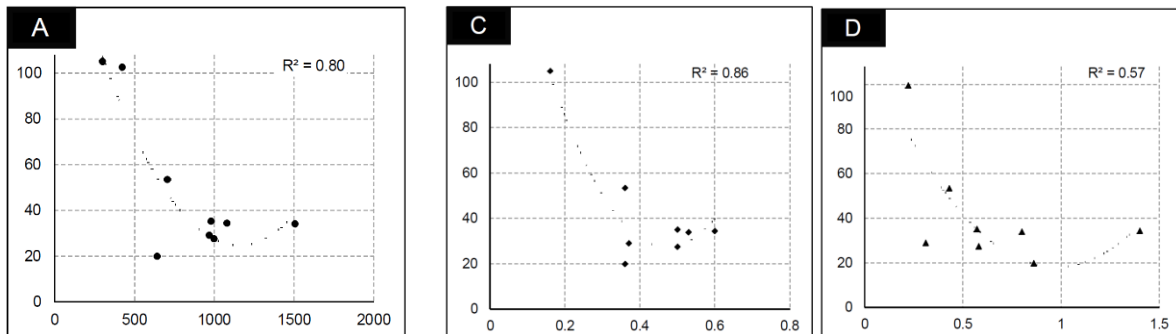
Cette incidence de la nature du matériau amendé est également visible en disponibilité environnementale, comme j'ai pu le montrer lors du programme INSSICCA. Il ressortait de ces tests in vitro que parmi les biochars, seul celui issu de Sargasses permet de limiter fortement la chlordécone (45% de disponibilité),  $p < 0.01$ . De façon générale, les charbons actifs limitent plus efficacement la disponibilité de la chlordécone (15-55%,  $p < 0.001$ ) à l'exception notable des charbons actifs de Sargasse (Ranguin et al., 2020). Ces derniers présentent des niveaux de disponibilité environnementale bien plus élevés (75-95%,  $p > 0.05$ ). À la suite de la partie précédente, trois matrices différentes ont été sélectionnées du fait de leur efficacité : le biochar de Sargasse (après lavage pendant 3h), le biochar de noix de coco activé par  $\text{CO}_2$ , et le charbon actif de chêne activé par de l'acide phosphorique (Figure 17).

De même, il a pu être souligné l'importance de la surface spécifique, l'importance du volume microporeux, et mésoporeux pour la séquestration de la chlordécone. Cette réduction apparaît ainsi efficace lorsque le matériel présente une surface spécifique  $> 650 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$  et des volumes micro et méso-poreux supérieur respectivement à  $0.37$  et  $0.5 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$  (Figure 18).



**Figure 17 : Disponibilité environnementale de la CLD suite à l'amendement par des biochars ou charbons actifs (A) de chêne, de noix de coco ou (B) de Sargasse de Nitisol (A et B) ou de sol artificiel (B)**

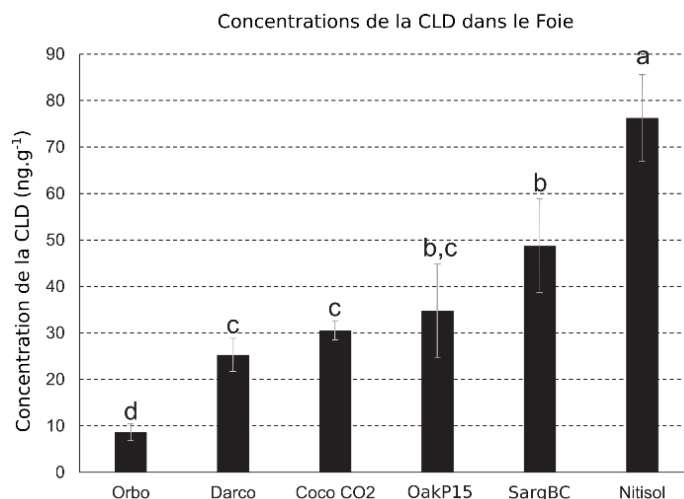
La disponibilité environnementale est exprimée en %. La valeur de chaque histogramme représente la moyenne  $\pm$  l'écart type (n=3 ou 6 pour les contrôles sans amendement et l'ORBO). Les valeurs avec des lettres en indice différentes sont significativement différentes (P<0.05).



**Figure 18 : Caractéristiques texturales et relation avec la réduction de la disponibilité environnementale de la CLD pour les sols naturels**

L'axe des x correspond respectivement (A) à la surface BET ( $m^2.g^{-1}$ ), (C) au volume des micropores ( $cm^3.g^{-1}$ ), (D) au volume des mésopores ( $cm^3.g^{-1}$ ).

La dernière étape a procédé en une validation in vivo de l'efficacité de la stratégie d'amendement après sélection des matrices par tests in vitro. Une réduction supérieure à 80% a été obtenue dans le cas de l'amendement par de l'ORBO<sup>TM</sup>, un charbon commercial pris comme référence. Les matrices sélectionnées présentent des capacités différentes à limiter le transfert de la chlordécone à l'animal. Par ordre d'efficacité on retrouve : le biochar de Sargasse (réduction de 44% p<0.05) < le charbon activé chimiquement de chêne (60% p<0.01) < le charbon activé par CO<sub>2</sub> de noix de coco (64% p<0.001) < le Darco<sup>®</sup> (71% p<0.001) < l'ORBO<sup>TM</sup> (90% p<0.001). **Ces travaux mettent clairement en évidence l'efficacité des charbons actifs afin de réduire la mobilité de la chlordécone (disponibilité environnementale jusqu'à plus de 90% de réduction)** et le transfert de la chlordécone du sol à l'animal. Ils ont également permis de préciser que le traitement d'activation est déterminant dans le processus de séquestration tant par la stratégie d'amendement de sol. La nature du précurseur et la température apparaissent en l'état comme des paramètres secondaires. De même, les charbons actifs de chêne et de noix de coco, activés respectivement à l'acide phosphorique et par vapeur d'eau, sont les meilleurs candidats.



**Figure 19 : Concentrations de la CLD dans le foie suivant les amendements réalisés ( $\mu\text{g}$  de CLD par  $\text{kg}$  de matière sèche).**

Les concentrations de CLD sont exprimées en  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de MS. Les valeurs correspondent à la moyenne  $\pm$  ET (n=4). Une ANOVA suivie d'un test post-hoc de Tukey a été utilisée ( $p < 0,05$ ). Les concentrations qui partagent une lettre n'ont pas été jugées statistiquement différentes les unes des autres dans un test de comparaison multiple (post hoc de Tukey).

#### 8.10.2.2.2. Impacts croisés des caractéristiques des matrices séquestrantes, des POP et de la méthode d'évaluation du transfert

Période d'investigation :	Ingénieur de Recherche (2015-2023)
Encadrement :	3 doctorantes étrangères (Sarah Yehya et Nadine El Wanny, Université de Lorraine, Farida Amutova, co-tutelle et double diplôme avec Kaznu, Almaty, Kazakhstan)
Valorisation :	5 Articles scientifiques originaux
Réseau :	Kazakhstan (Kaznu, une université et Antigen (partenaire privé), Tripoli (Liban), Carbofrance (Montier-sur-saulx) ; LAE (Université de Lorraine), à Ecosys (INRAe) et au LAS (Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras)

Dans le cadre du projet PIEGEACHLOR, j'ai pu tester la généralité de l'efficacité de cette stratégie d'immobilisation des contaminants au cours des expériences menées conjointement à l'URAFPA, au LAE, à Ecosys et au LAS. Sur les acquis méthodologiques obtenus, un sol OCDE (OECD 1984) a été contaminé par un mélange de contaminant organochlorés représentatifs soit du contexte métropolitain (Mélange PCB et Dioxines, furanes), soit antillais (CLD). Après une maturation de 3 mois ces sols ont été amendés par des biochars et charbons actifs, puis la disponibilité environnementale, le transfert aux courgettes, les taux de transfert du sol vers l'œuf des PCDD/F, PCB (NDL et DL), et CLD ont été établis pour des sols amendés par CA1, CA2, CA3 et BC1, BC2, BC3 (les caractéristiques de porosité sont présentées en Tableau 9). Pour les taux de transfert à l'œuf, les données obtenues à l'URAFPA sont présentées dans le (Tableau 10).



**Tableau 9 : Résultats des surfaces spécifiques mesurées par PrimeVerre Montpellier**

Echantillon	Surface spécifique (m <sup>2</sup> /g) (PrimeVerre Montpellier)
CA1 (Roth, réf. 5966.2)	566.41 ± 5.7
CA2 (Roth, réf. X5963.2)	1142.08 ± 31.8
CA3 (Roth réf. X865.3)	776 ± 21
BC1 (chêne 500°C)	25.58 ±1.5 - 31.45 ±2.1
BC2 (chêne 700°C)	273.48 ± 10.2 - 290.30± 11.8
BC3 (renouée 700°C)	196.02 ± 6.9

**Tableau 10 : Facteurs de biodisponibilité relative calculés**

	BC1	BC2	BC3	CA1	CA2	CA3
CLD	ND	ND	ND	ND	67% [54 ;81]	74% [53 ;96]
<b>2378TCDD</b>	71% [48 ;93]	44% [41 ;48]	41% [30 ;51]	18% [14 ;22]	14% [9 ;18]	11% [7 ;16]
12378PCDD	ND	74% [65 ;83]	68% [55 ;81]	28% [24 ;33]	21% [19 ;22]	17% [15 ;20]
123678HxCDD	ND	79% [76 ;82]	76% [72 ;80]	32% [27 ;36]	17% [17 ;17]	17% [16 ;19]
123478HxCDD	ND	78% [74 ;83]	76% [69 ;82]	31% [27 ;36]	17% [15 ;18]	17% [15 ;19]
1234678HpCDD	ND	81% [74 ;89]	83% [80 ;85]	27% [23 ;31]	12% [11 ;13]	13% [12 ;15]
12346789OCDD	94% [91 ;97]	ND	85% [81 ;90]	25% [21 ;28]	10% [9 ;11]	11% [11 ;12]
2378TCDF	ND	66% [63 ;69]	61% [47 ;75]	31% [25 ;38]	27% [24 ;30]	23% [19 ;27]
23478PCDF	ND	79% [77 ;81]	73% [60 ;85]	37% [30 ;44]	22% [22 ;23]	22% [19 ;25]
123678HxCDF	ND	77% [75 ;79]	83% [78 ;87]	33% [27 ;38]	17% [15 ;18]	17% [16 ;18]
1234678HpCDF	ND	87% [74 ;99]	84% [82 ;87]	33% [28 ;38]	12% [11 ;13]	14% [13 ;15]
12346789OCDF	ND	ND	ND	30% [25 ;35]	11% [8 ;14]	13% [11 ;15]
PCB77	ND	77% [63 ;90]	73% [52 ;93]	51% [38 ;64]	47% [40 ;54]	34% [27 ;41]
PCB28	53% [28 ;78]	45% [28 ;63]	ND	45% [22 ;68]	50% [42 ;57]	28% [23 ;33]
PCB138	ND	ND	93% [88 ;98]	88% [82 ;95]	80% [65 ;95]	69% [65 ;72]
PCB153	ND	ND	ND	ND	ND	77% [74 ;79]
PCB180	ND	ND	ND	ND	76% [66 ;86]	74% [68 ;81]

Les facteurs de biodisponibilité relative ont été calculés comme le rapport de la moyenne de la concentration de chaque polluant dans les jaunes d'œufs sur la moyenne de la concentration correspondante du groupe non amendé (SS). Enfin, le 90ème intervalle de confiance a été calculé en utilisant le fractile de la loi de Student correspondant au nombre de répétitions.

Après cette première phase expérimentale sur un sol standard (conformément à OCDE, 1984), il est évident que la stratégie utilisée, consistant en un amendement à hauteur de 2% et une maturation de 3 mois, se révèle efficace pour réduire de manière significative la disponibilité environnementale, la biodisponibilité pour les plantes et les effets sur les poules pondeuses en ce qui concerne le transfert.

Cependant, il est important de noter que cette efficacité semble être influencée par les différentes matrices carbonées employées, comme le montre la Figure 20. Par exemple, le biochar de chêne carbonisé à 500°C (BC1) ne semble pas avoir d'effet significatif sur le transfert vers le biote, quel que soit le test utilisé. En revanche, le biochar de chêne carbonisé à 700°C (BC2) semble avoir un effet modéré en réduisant la disponibilité environnementale et le transfert vers les plantes. Toutefois, il semble moins efficace que le biochar de rénouée du Japon carbonisé à 700°C (BC3).

Enfin, il est intéressant de noter que les charbons actifs sous forme de poudre (CA2, CA3) semblent être bien plus efficaces que ceux sous forme de granulés (CA1). CA2 et CA3

semblent fortement limiter la disponibilité environnementale, le transfert vers les plantes et la biodisponibilité relative.

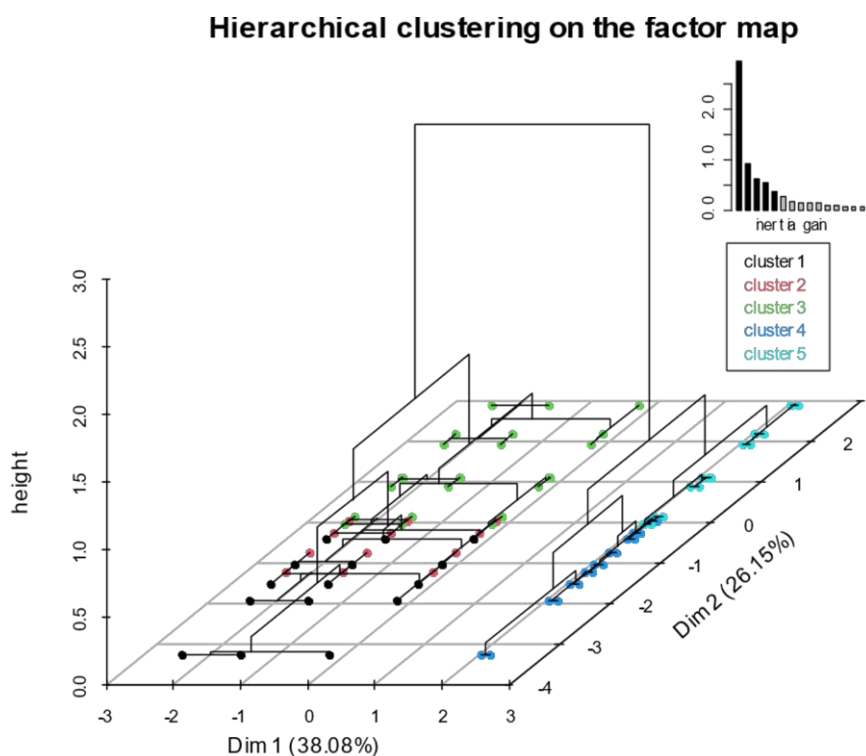
Ainsi nous pouvons établir la hiérarchie suivante concernant les matrices plus susceptibles à limiter le transfert au biote :

$$\mathbf{CA2 \geq CA3 \gg \gg CA1 > BC3 > BC2 \gg BC1}$$

D'un point de vue mécanistique, il semble que les caractéristiques de porosité jouent un rôle crucial dans l'interprétation de ces résultats. La taille des pores et leur classification mettent en évidence l'importance de la microporosité et de la mésoporosité dans la réduction du transfert. Plus précisément, deux classes de pores semblent essentielles pour réduire ce transfert : celles avec des tailles de pores entre 0 et 30 Å (0-3 nm) et entre 44 et 200 Å (4,4 et 20 nm). En revanche, la macroporosité (200 - 3000 Å, soit 20 à 300 nm) ne semble pas contribuer significativement à la réduction du transfert vers les plantes et les animaux, bien qu'une diminution de la disponibilité environnementale puisse être observée.

Il convient de noter que cette efficacité dépendrait également des molécules étudiées : les dioxines semblent être les molécules les mieux adaptées à cette stratégie, montrant les niveaux les plus élevés de réduction d'après les tests sur les animaux (CA2-CA3 ; BR de  $16.1 \pm 4.8\%$ , moyenne  $\pm$  ET) (Tableau 10). Cependant, ces résultats n'ont pas encore été confirmés par les autres tests en raison des limites de quantification plus élevées pour ces congénères dans les matrices végétales et dans le surnageant du test de disponibilité environnementale. Cela suggère un risque très limité de transfert de ces molécules à la poule pondeuse, en particulier au jaune d'œuf, qui est l'une des matrices alimentaires couramment associées aux concentrations les plus élevées de ces polluants.

Enfin, les PCB-DL (en particulier le PCB 77) semblent répondre le mieux à cette stratégie. Les facteurs de biodisponibilité relative obtenus pour le CA2-CA3 (BR de  $40,6 \pm 8.9\%$ , moyenne  $\pm$  ET) (Tableau 10) sont inférieurs à ceux des autres matrices testées ( $71,2 \pm 17,4\%$ , moyenne  $\pm$  ET) (Tableau 10). À ce stade, une diminution d'au moins 19% de la disponibilité environnementale a été observée (non significative, les valeurs étant remplacées par la limite de quantification). En ce qui concerne le transfert vers les plantes, une réduction de plus de 50% semble possible. Cependant, étant donné que plus de la moitié des valeurs du groupe non amendé sont en dessous de la limite de quantification, une confirmation de ce niveau de réduction serait nécessaire.



Cluster #	Relative Bioavailability	TEF	BCs /Acs	Compounds
1	54±13% (9)	0.28	BC2, BC3, AC1	L-DF ; L-NDL-PCB; PCB 77
2	99±6% (18)	-	BC2, BC3, AC1	CLD ; H-NDL-PCB
3	65±16% (9)	0.17	BC2, BC3, AC1	H-DF
4	49±16% (12)	0.16	AC2, AC3	L-DF; L-NDL-PCB; H-NDL-PCB; PCB 77; CLD
5	15±2% (6)	0.17	AC2, AC3	H-DF

**Figure 20 : Classification hiérarchique non supervisée des données de caractérisation et composition des grappes**

Pour chaque groupe, sont présentés le Facteur de biodisponibilité relative (%) (moyenne ± p90), entre parenthèses le nombre d'individus associés à cette valeur. TEF (toxic equivalent factor) moyen : le TEF moyen du groupe. BCs /Acs : matrices présentes dans le cluster. Composés : composés présents dans le cluster : L-DF (dioxines de faible poids : 2378TCDF, 2378TCDD, 23478PCDF) ; H-DF (dioxines de poids élevé : 12378PCDD, 123678HxCDF, 123678HxCDD, 123478HxCDD, 1234678HpCDF, 1234678HpCDD, 12346789OCDF, 12346789OCDD) ; H-NDL-PCB (High weight Non dioxin like PCBs) : PCB 138, PCB 153, PCB 180) ; PCB 77 ; L-NDL-PCBs (PCB 28). - : valeur non calculable.

**En ce qui concerne la CLD, elle semble être moins sensible à cette stratégie** de séquestration. Pour le transfert vers les animaux, la réduction observée est la plus faible, même avec l'utilisation des charbons actifs les plus efficaces (CA2-CA3 ; BR de  $70.7 \pm 14 \%$ ) (Tableau 10), tandis que les autres matrices semblent inefficaces (BR  $96.2 \pm 7.2 \%$ ). En ce qui concerne la disponibilité environnementale, des niveaux beaucoup plus bas ont été atteints (CA2-CA3 ; disponibilité relative  $11 \pm 1 \%$ ), mais les autres matrices se révèlent également inefficaces (non significativement différent de 100%). Enfin, pour les végétaux, la réduction du transfert de la CLD vers les parties aériennes de la plante a été plus faible pour les groupes CA2-CA3 ( $6 \pm 2 \%$ ), tandis que les autres groupes se sont avérés tout aussi inefficaces à limiter le transfert de la CLD (non significativement différent de 100%) (Tableau 10 et Figure 20).

En ce qui concerne les PCB-NDL, il semble que ce groupe de molécules soit le plus récalcitrant à la stratégie de séquestration utilisée. Tout d'abord, une biodisponibilité relative élevée persiste malgré l'utilisation des charbons actifs les plus efficaces (CA2-CA3 ; BR  $76 \pm 21\%$ ) (Tableau 10), et cette stratégie semble inefficace pour les autres matrices (BR  $87 \pm 19\%$ ) (Tableau 10). Cependant, le congénère 28 semble se distinguer des autres, montrant des niveaux de biodisponibilité potentiellement plus faibles pour le CA2-CA3 ( $39 \pm 13\%$ ), mais aussi pour les autres matrices ( $52 \pm 22\%$ ). Des niveaux de réduction de la disponibilité environnementale plus élevés semblent avoir été obtenus pour le CA2-CA3 (8 % - niveaux des LQ), mais également pour les autres matrices (de 58 % à 67 %) pour les PCB 138 et 153, bien que des réductions soient visibles pour les PCB 28, 52, 101 et 180, mais elles restent très limitées en raison des limites de quantification. En ce qui concerne les végétaux, le transfert semble également être fortement réduit pour les PCB 101, 138, 153 et 180 (moyenne des concentrations relatives : entre 10 % et 15 %) avec les charbons CA2-CA3, mais aucune réduction significative n'a été observée lors de l'utilisation des autres matrices (Tableau 10 et Figure 20).

























Ainsi nous pouvons établir la hiérarchie suivante concernant les congénères les plus susceptibles à la stratégie proposée :

**Dioxines/Furanes\* > PCB-DL\* = CLD > PCB-NDL**

\* : classement valable pour ces molécules uniquement sur la base de l'essai sur poules pondeuses, les valeurs étant en dessous de la limite de quantification pour les courgettes et la disponibilité environnementale.

L'efficacité de cette stratégie semble également dépendre du biote cible du transfert ou de la méthode d'évaluation. Comme illustré dans le paragraphe précédent, une hiérarchie des taux de transfert (par rapport au sol non amendé) a été établie. Ainsi, pour une même matrice et un même congénère, cette séquestration semble être plus efficace en suivant cette hiérarchie (Tableau 11) :

**Disponibilité environnementale relative  $\geq$  Transfert relatif (Essais sur végétaux) >>  
Biodisponibilité relative (Essais sur poules pondeuses)**

	BC1 - BC2 - BC3 - CA1	CA2 - CA3
PCB-NDL	 87 ± 19% <sup>b</sup>  58-67% (PCB 138-153)  100%*	 76 ± 21%  8% <sup>#</sup> (PCB 138-153)  10-15% <sup>#</sup>
CLD	 96.2 ± 7.2 % <sup>b</sup>  100%*  100%*	 70.7 ± 14 %  11 ± 1%  6 ± 2%
PCB-DL	 86.6 ± 19.3% <sup>b</sup>  100%*  100%*	 40,6 ± 8.9 %  81% <sup>a</sup>  50% <sup>a</sup>
Dioxines Furanes	et  68.6 ± 26.5%  ND  ND	 16.1 ± 4.8%  ND  ND

**Tableau 11: Synthèse des résultats de transfert : taux relatifs observés suivant les matrices carbonées employées, les molécules étudiées et le type de test, tiré du rapport de fin de projet PIEGEACHLOR**

Les données présentées sont la moyenne suivie de l'écart type.

ND : non déterminé (nombre trop important de valeurs en dessous de la LQ)

\* : les données supérieures à 100% ont été remplacées par 100%, de ce fait aucun écart-type n'a été calculé

<sup>a</sup> : du fait de nombreuses données en dessous de la LQ, une valeur moyenne est présentée en remplaçant les données manquantes par la LQ.

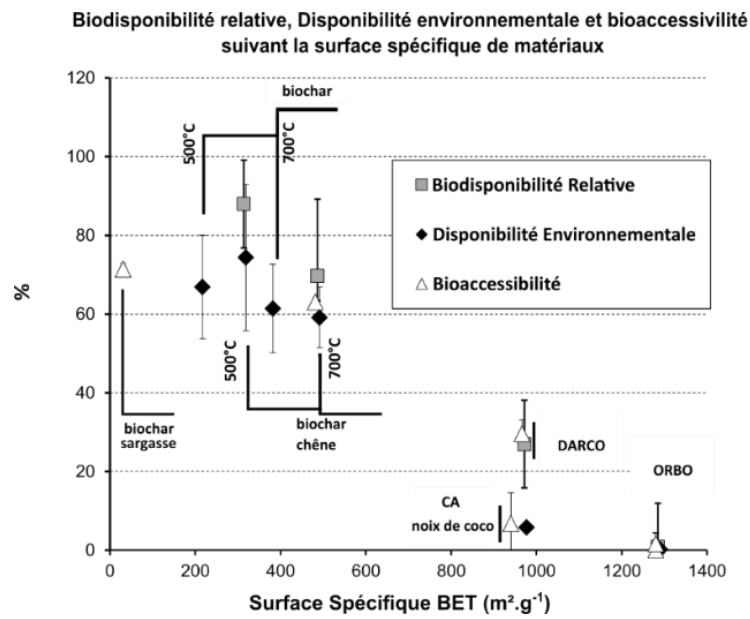
<sup>#</sup> : Toutes les données sont inférieures à la LQ et ont été remplacées par la LQ.

<sup>b</sup> : Non statistiquement différent de 100%

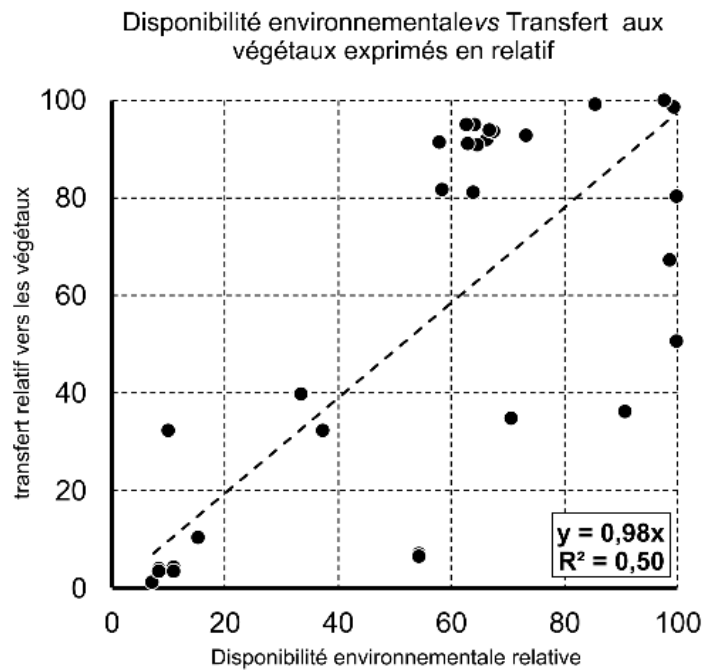
#### 8.10.2.2.3. Transfert : l'intérêt des tests *in vitro* pour remplacer les tests *in vivo*

Pour vérifier les liens entre les différents essais menés, nous avons réalisé des régressions entre les données disponibles pour chaque essai et les taux relatifs obtenus. Ainsi seuls la chlordécone, les PCB 138, 153, 180 et le PCB 77 ont pris part à cette approche. **Globalement il semble que les données de biodisponibilité relative sur poules pondeuses apparaissent peu prédictives à celles des autres tests, même si le même ordre d'efficacité a été obtenu, quel que soit le test. Ces éléments confortent la stratégie de screening employée (Figure 21).**

La disponibilité environnementale serait assez corrélée au transfert des molécules chez les végétaux avec, toutefois, d'importants écarts observés. Il apparaît donc difficile à ce stade d'extrapoler les résultats d'un test à l'autre, et ce même si chaque test discrimine bien les matrices efficaces (CA2 et CA3) des autres.



**Figure 21 : Corrélation Biodisponibilité relative, disponibilité environnementale, bioaccessibilité et la surface spécifique active de la matrice carbonée**



**Figure 22 : Régression linéaire réalisée sur les données de transfert vers le végétal et la disponibilité environnementale exprimés en relatifs au témoin sans amendement.**

Les données supérieures à 100% ont été ramenées à 100%. Ainsi, à ce stade, il apparaît difficile d'extrapoler les données d'un essai à un autre.

**8.10.2.3. Améliorer la stratégie de séquestration en vue d'une application sur le terrain**

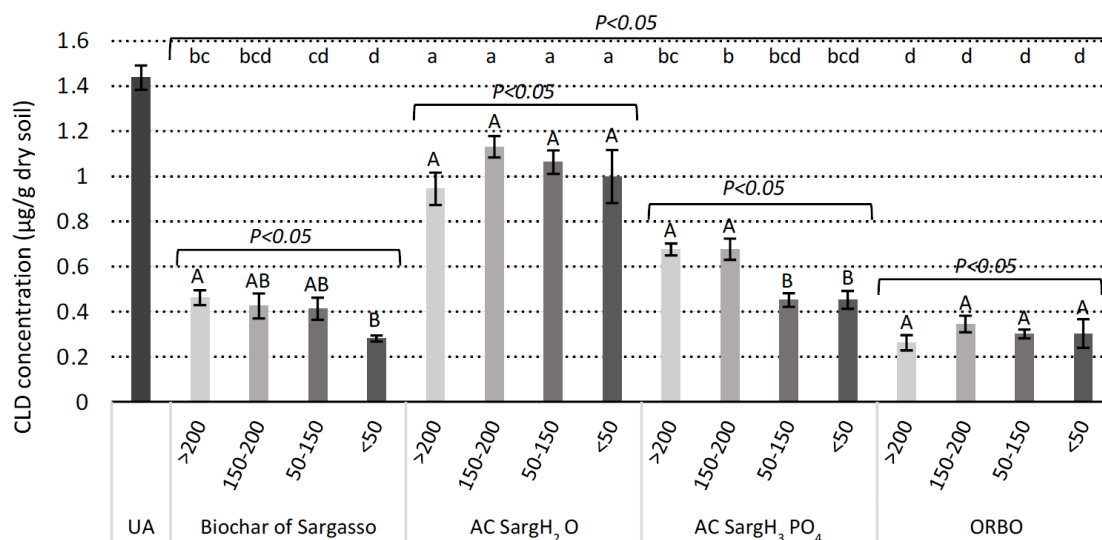
Période d'investigation :	Ingénieur de Recherche
Encadrement :	1 doctorante étrangères Farida Amutova, co-tutelle et double diplôme avec Kaznu, Almaty, Kazakhstan) 1 doctorante Française (Perrine Stephan), 1 master 2
Valorisation :	5 Articles scientifiques originaux
Réseau :	Kazakhstan (Kaznu, une université et Antigen (partenaire privé) ; COVACHIM M2E (Université des Antilles)

Comme nous l'avons vu précédemment, l'efficacité de séquestration des matrices séquestrantes dans les sols est fonction du type de sol, de leurs caractéristiques physiques et chimiques, des molécules cibles et des conditions d'utilisation des biochars. Reste que la séquestration ne se limite pas uniquement au biochar en lui-même, mais à toute l'implémentation d'une stratégie qui doit être optimisée en vue de son application sur le terrain. Dans ce cadre, des investigations complémentaires ont porté sur des paramètres d'application. En ce sens, j'ai porté dans le cadre de PYROSAR et de PIEGEACHLOR, des investigations avec deux doctorantes concernant l'effet de la nature des sols, le taux d'amendement, la granulométrie des particules de matrice, la cinétique d'immobilisation sur l'efficacité de la stratégie.

Concernant les trois premiers effets, l'impact du taux d'amendement de biochar de Sargasse sur l'adsorption d'une part de la chlordécone et d'autre part du DDT (et ses métabolites), sur des sols historiquement faiblement ou fortement contaminés a été réalisé. Dans cette étude, un biochar de Sargasse broyé et tamisé à moins de 150µm et quatre taux d'amendement différents (0.25%, 0.5%, 1% et 2%) ont été testés. Après quatre mois de maturation, des tests de disponibilité environnementale ont été réalisés en suivant une méthode adaptée de l'ISO/DIS 16751 partie A, puis analysés par GC-MS/MS.

8.10.2.3.1. Effet des sols, et notamment de la concentration des contaminants, sur leur séquestration

Pour le Nitisol, la disponibilité environnementale de la CLD était de 28±5.0% (moyenne ± ES, n=4), 61±2.5%, 73±2.6% et 79±2.7% pour AC SargH<sub>2</sub>O, AC SargH<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, Biochar de Sargasse et AC ORBO<sup>TM</sup>, respectivement. Pour l'Andosol, les résultats suivants ont été obtenus : 10±4.3%, 32±3.7% et 47±6.5% pour AC SargH<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, Biochar de sargasses et AC ORBO<sup>TM</sup>, respectivement. Ainsi, la stratégie de séquestration a fonctionné différemment dans les deux types de sols (Andosol et Nitisol). Pour les quatre matériaux carbonés, la séquestration a été plus efficace dans le Nitisol (Figure 23).



**Figure 23 : Effet de la taille des particules sur la disponibilité environnementale du chlordécone en utilisant différentes matrices carbonées comme stratégie de séquestration dans le Nitisol.**

UA = sol non amendé ; Les valeurs correspondent à la moyenne  $\pm$  SE (n=4). Les valeurs moyennes avec des lettres différentes en exposant (a, b, c, d) sont statistiquement différentes ( $P < 0,05$ ) entre les classes de taille de toutes les matrices (d'après le test ANOVA). Les valeurs moyennes avec des lettres différentes en exposant (A et B) sont statistiquement différentes ( $P < 0,05$ ) entre les classes de taille du même type de matrice (à partir du test ANOVA). Le groupe de contrôle était statistiquement différent des autres ( $P < 0,05$ ) en utilisant le test de Dunnett.

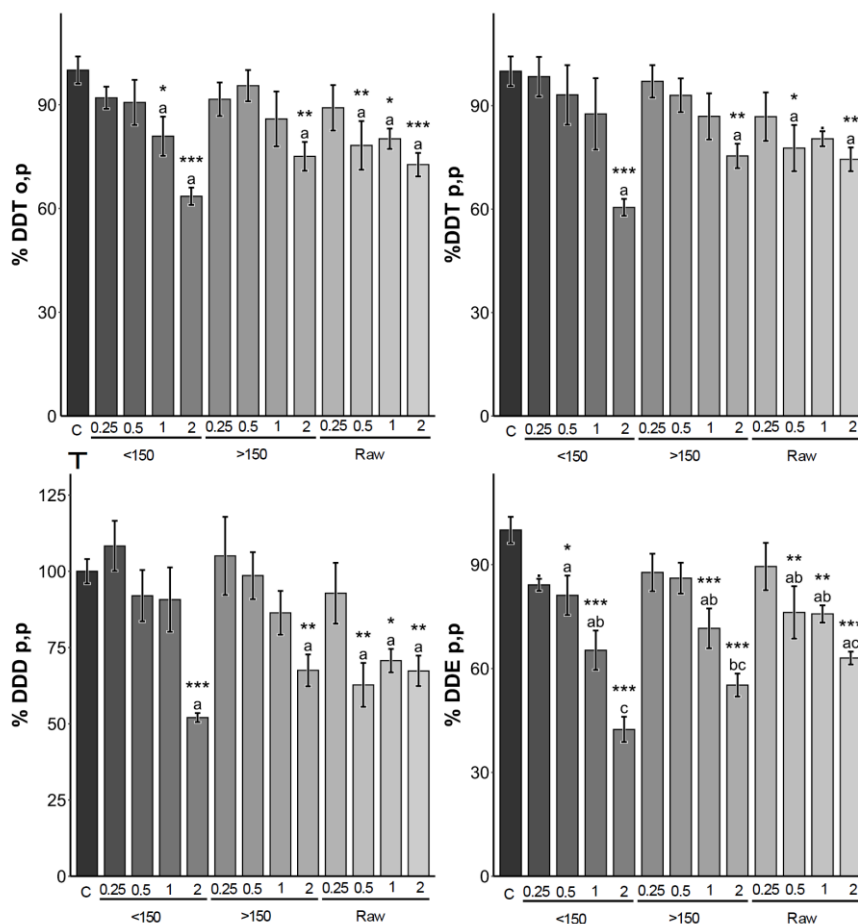
Résultats de l'ANOVA : Effet de la taille des particules ( $P < 0,002$ ), Effet du type de matrice ( $P < 0,001$ ), Interaction ( $P < 0,04$ ).

Concernant les sols kazakhs, la disponibilité environnementale du DDT et de ses métabolites semblait plus réduite dans le sol de Kyzilkairat que dans le sol Besbulak lorsque le même type et le même taux d'amendement ont été appliqués. Ces deux derniers sols présentaient une nette différence de concentrations, la stratégie d'amendement semblant être moins efficace lorsqu'elle est utilisée sur des sols les moins contaminés. Des réductions jusqu'à 44%, 49%, 31%, 39% pour respectivement les DDD<sub>p,p</sub> ; DDE<sub>p,p</sub> ; DDT<sub>o,p</sub> ; DDT<sub>p,p</sub> sur le sol le plus contaminé et avec 2% d'amendement par du biochar de Sargasse ont été obtenues (Figure 24). Cet effet concentration des sols est de même retrouvé lorsque les résultats issus de deux expérimentations sur Nitisol sont comparés. Ainsi sur l'expérimentation cinétique (cf 8.10.2.3.3), le Nitisol employé était bien plus contaminé. On remarque une efficacité de séquestration plus faible comparativement au Nitisol, moins contaminé. L'ensemble de ces résultats serait expliqué par le phénomène de compétition entre les sites de sorption de la matière organique endogène et de saturation. A très faible concentration, des sites de sorption de la matière organique sont peu accessibles, résultant en un faible transfert à la matrice amendée. A contrario, lorsque le sol est largement contaminé, les sites d'adsorption offerts par la matrice amendée ne sont pas suffisants, et une saturation a lieu.



### 8.10.2.3.2. Effets des matrices sur la séquestration de CLD

Il est apparu que les matrices les plus efficaces pour réduire la disponibilité de la CLD dans l'environnement étaient l'ORBO™ et le biochar de sargasses. Concernant le DDT et ses métabolites, le biochar s'est aussi distingué par son efficacité, mais demeurait moins efficace que de l'ORBO™ et le DARCO®, deux charbons actifs commerciaux. Des différences d'efficacité entre les sols est toutefois à noter.



**Figure 24 : Disponibilité environnementale relative du DDT et de ses métabolites dans le sol de Kyzylkairat après un amendement de biochars de sargasses à différents taux et tailles de particules.**

Le groupe " <150 " représente les groupes broyés et tamisés jusqu'à <150μm d'amendement ; " >150 ", la fraction supérieure à 150μm et " raw " le matériau biochar brut non broyé. Les valeurs de 0,25 à 2 se réfèrent au taux d'amendement appliqué. Les valeurs correspondent à la moyenne ± l'erreur standard (SE) (n = 4). Les valeurs moyennes des groupes avec astérisques en exposant sont statistiquement différentes du sol non amendé (C) (0,05 : \* > 0,01 : \*\* > 0,001 : \*\*\*) à l'aide d'une analyse de variance et d'un test post-hoc de Dunnett. Les concentrations moyennes des groupes avec des lettres différentes en exposant (a, b, c) sont statistiquement différentes (p < 0,05) les unes des autres en utilisant une analyse de variance complémentaire suivie d'un test post-hoc de Tukey sur les groupes significatifs précédemment trouvés en utilisant le test de Dunnett.

Au vu des résultats, un gradient d'efficacité est apparu entre les matrices pour les deux sols contaminés par la chlordécone :

**ORBO™ ≥ Biochar de sargasses > AC SargH<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> ≥ AC SargH<sub>2</sub>O.**

Pour les sols Kazakhes, seuls le biochar de Sargasses, semblant le plus performant a été testés avec l'ORBO™ et le DARCO®, la hiérarchie suivante a été obtenue :

**DARCO® > ORBO™ > Biochar de Sargasses.**

### 8.10.2.3.1. Effets de la taille des particules sur la séquestration de la CLD et du DDT et ses métabolites

Concernant la CLD, pour le Nitisol, et pour le biochar de sargasses, la plus petite taille de particule (<50µm) a montré une réduction jusqu'à 80±1.0% de la disponibilité environnementale, beaucoup plus importante que celle causée par la plus grande classe de taille de particules. Globalement et pour les matrices étudiées, les classes >200µm et 150-200µm ont permis une réduction respective de 53±1,9% et 53±3,3% et les classes 50-150µm et <50µm ont montré une réduction de 69±2,1% et 69±2,8%. Pour l'Andosol et le biochar de Sargasses, la taille des particules les plus grosses était statistiquement différente des trois autres classes. Pour la taille des particules >200µm, il n'y a pas eu de réduction de la disponibilité environnementale de la CLD (réduction jusqu'à 0,6±7,4%), alors que les trois autres classes (200-150µm ; 150-50µm et <50µm) ont permis une réduction plus importante jusqu'à 47±3,2%, 46±1,7% et 36±2,5%.

Concernant le DDT et ses métabolites, des effets similaires ont été observés. Jusqu'à 45,6±6,5% de réduction (moyenne des congénères ± SE) de la disponibilité environnementale a été obtenue à partir de la BC des sargasses broyée et tamisée (<150 µm), tandis que la fraction granulométrique la plus élevée a montré une réduction de 31,3±15,5% similaire à la matière première non broyée (30,8± 9,7%). Un niveau de disponibilité environnementale relative jusqu'à 1,4 fois plus faible peut être observé sur sol amendé par les fractions les plus fines de la BC par rapport à un sol amendé par les fractions les plus grosses. En outre, une réduction notable de la variabilité a été observée lorsque la fraction la plus fine a été utilisée.

**Ainsi, la granulométrie semble avoir une importance particulière pour expliquer les résultats obtenus : plus les particules de BC sont fines, meilleure est la séquestration.**

### 8.10.2.3.2. Impact du taux d'amendement sur la séquestration de la CLD, du DDT et de ses métabolites

Pour étudier l'impact du taux d'amendement sur la disponibilité environnementale de la chlordécone, les granulométries les plus efficaces (50µm et 50-150µm) du Biochar de sargasses ont été choisies. Le tableau 2 indique les résultats de la disponibilité environnementale en CLD pour les deux sols en fonction du taux d'amendement en BC.

Concernant la CLD, dans l'Andosol, la plus grande réduction de la disponibilité environnementale en CLD, 67±4.3%, a été obtenue avec un taux d'amendement de 2% suivi par 1% avec une réduction de 57±1.6%. Pour le Nitisol, il n'y avait pas de différence significative entre les amendements de 0,5%, 1% et 2% (Tableau 2). Mais dans les deux sols, les résultats ont montré que plus le taux d'amendement est élevé, plus l'efficacité de séquestration est élevée.

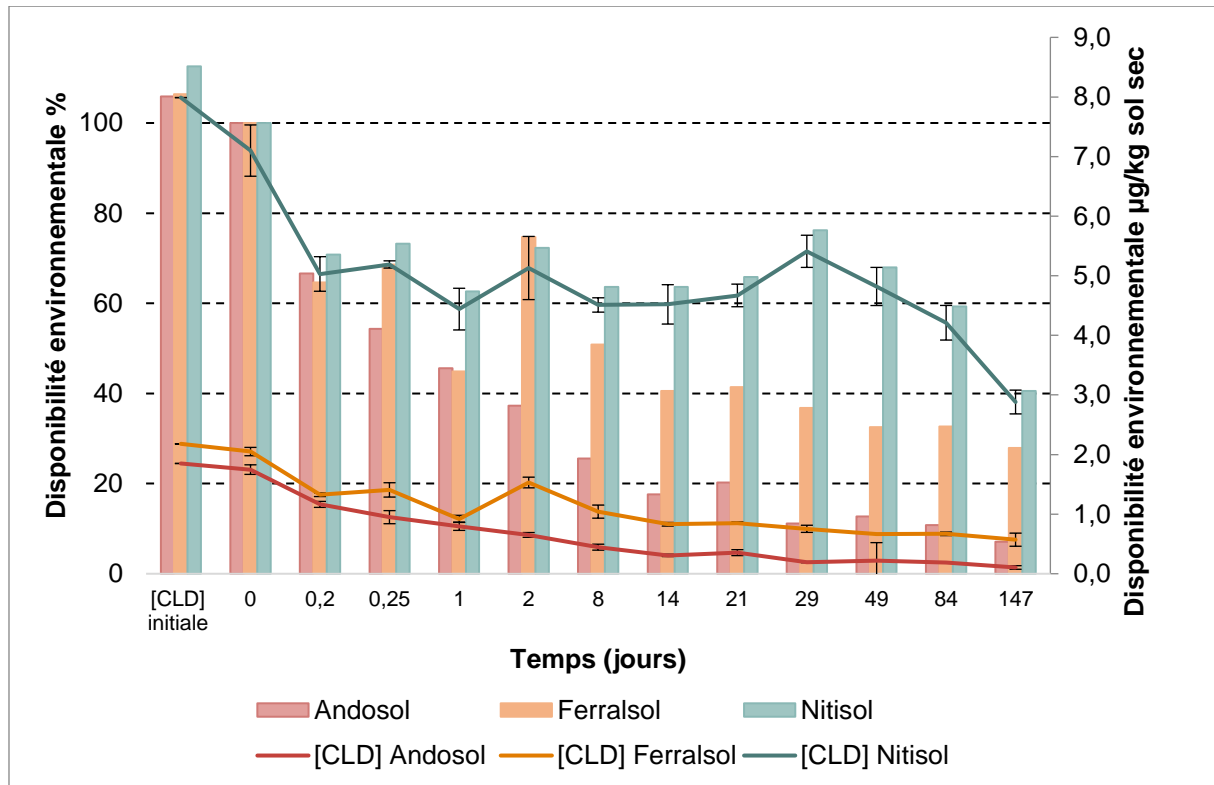
**Tableau 12 : Effet du taux d'amendement du biochar des sargasses sur la disponibilité environnementale du chlordécone dans le Nitisol et l'Andosol**

BC type	Amendment rate (%)	CLD environmental availability ([CLD] µg/g dry soil)	
		Nitisol	Andosol
BioSarg ≤150µm	0 (UA)	1.15 ± 0.07 <sup>a</sup>	4.26 ± 0.58 <sup>a</sup>
	0.25	0.70 ± 0,04 <sup>b</sup>	2.80 ± 0.08 <sup>b</sup>
	0.5	0.55 ± 0.06 <sup>bc</sup>	2.43 ± 0.12 <sup>b</sup>
	1	0.59 ± 0.17 <sup>c</sup>	1.85 ± 0.07 <sup>c</sup>
	2	0.41 ± 0.08 <sup>c</sup>	1.41 ± 0.18 <sup>d</sup>

UA = sol non amendé. Les valeurs correspondent à la moyenne ± SE (n=8). Les valeurs moyennes avec des lettres en exposant différentes (a, b, c, d) sont statistiquement différentes (P<0,05), avec un test ANOVA. Le groupe témoin était statistiquement différent des autres (P<0,05) en utilisant le test de Dunnett.

Pour le DDT et ses métabolites, seul le taux de 2% est apparu comme significativement différent du sol non amendé (Figure 24). Pour ce taux,  $39,4 \pm 9,1\%$ ,  $46,6 \pm 6,7\%$ ,  $29,6 \pm 5,9\%$  et  $29,9 \pm 6,0\%$  (moyenne  $\pm$  SE) de réduction de disponibilité environnementale ont été obtenus pour respectivement le DDD p,p ; le DDE p, p ; le DDT o,p ; le DDT p,p dans le sol de Kyzilkairat. **Ainsi, en ce qui concerne la stratégie employée, le taux d'amendement semble être l'effet le plus significatif expliquant les niveaux de réduction de disponibilité trouvée avec un effet significatif clair de ce taux : plus le taux d'amendement de biochar est important, moins les différents congénères étaient disponibles ( $P < 0,001$ ).**

8.10.2.3.3. Cinétique de réduction de la disponibilité de la CLD au cours du temps.



**Figure 25 : Cinétique de disponibilité environnementale au cours du temps (j) après amendement (2% de biochar de Sargasse broyé < 150µm à J0)**

Enfin, pour vérifier l'adéquation des temps de maturation appliqués après amendement, j'ai encadré une expérimentation consistant à suivre dans le temps la disponibilité environnementale sur deux sols antillais après leur amendement à 2% par du biochar de Sargasse broyé < 150µm. **Nous avons pu montrer ainsi que la réduction de disponibilité est un processus rapide avec une réduction nette dès le premier jour d'expérimentation.** Cette réduction tend toutefois à perdurer dans le temps, même si un ralentissement est visible. Par exemple pour le Nitisol, cette réduction de disponibilité semble continuer au-delà de 3 mois, tandis que pour l'Andosol et le Ferralsol, cette réduction a tendance à se stabiliser. Quel que soit le sol, la stratégie semble efficace avec des réductions de plus de 90% observées pour l'Andosol, 70% pour le Ferralsol et 60% pour le Nitisol (Figure 25). Pour le Nitisol, cette réduction n'est pas achevée, et pourrait être due à la contamination particulièrement importante de ce sol.

## **En résumé de l'Axe 2,**

**La diversité des matrices carbonées utilisées au cours des projets permet de définir les caractéristiques nécessaires pour obtenir une séquestration efficiente.**

Les **biochars d'origine ligneuse** ont été globalement inefficaces pour séquestrer les composés organochlorés étudiés. Cela pourrait être dû à leur volume microporeux accessible trop réduit, du fait de résidus non totalement pyrolysés à leur surface. Le biochar de Sargasse, subissant un lavage intense, possède une efficacité suffisante pour permettre une diminution significative de la disponibilité environnementale de polluants organochlorés (CLD, DDT et ses métabolites).

**Les charbons actifs commerciaux testés demeurent les matrices de séquestration les plus efficaces testées (notamment, l'ORBO™ et DARCO®).** Leur coût prohibitif empêche toutefois toute utilisation sur le terrain, aussi l'industrialisation de process d'obtention de matériaux ayant des caractéristiques proches de ces derniers est un verrou à lever avant toute expérimentation sur le terrain.

**La distribution de porosité a été dans l'ensemble des expérimentations réalisées, un paramètre explicatif majeur de l'efficacité de ces matériaux.** Au-delà de l'importance de la surface spécifique, une nette importance du volume microporeux, et mésoporeux a été soulignée. Cette réduction apparaît ainsi lorsque le matériel présente une surface spécifique significative ( $>650 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$ ) et des volumes micro et méso-poreux supérieurs respectivement à  $0.37$  et  $0.5 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$ , pour la CLD. L'expérimentation réalisée pour les Dioxines et les PCB montrent également toute l'importance de ces paramètres.

**Les expérimentations réalisées ont permis également de tester la généricité de cette stratégie en la testant sur une variété de sols, de polluants et *via* de multiples tests**

**Concernant les sols**, malgré le panel de sols artificiels et naturels observés, une même hiérarchie d'efficacité a pu se dégager des essais multiples réalisés. Toutefois, un paramètre majeur serait la concentration en contaminant et en matière organique pour expliquer les différences d'efficacité obtenues.

**Pour les polluants**, la nature des polluants semble être le facteur prépondérant dans l'efficacité observée de la stratégie de séquestration. Ainsi, une nette hiérarchie a pu être définie concernant la sensibilité des polluants à la stratégie de séquestration.

**Dioxines/Furanes > PCB-DL = CLD > PCB-NDL**

Il pourrait être supposé à ce stade l'importance de la conformation des molécules dans cette séquestration basée sur le principe de sorption des contaminants à la surface des pores du matériau. Cet encombrement pourrait limiter l'atteinte de sites de fixation en profondeur du matériau, résultant en une efficacité plus faible. Il est toutefois intéressant de souligner que les dioxines, redoutées pour leur ratio toxicité sur dose d'exposition élevée, sont les plus sensibles, et que même cette sensibilité à la séquestration est corrélée positivement avec le facteur de toxicité de ces congénères.

**Pour les tests**, nous avons pu souligner indirectement, l'intérêt de la démarche de screening suivi et des tests de remplacement choisis pour hiérarchiser suivant leur efficacité la matière de séquestration choisit. En cela, le programme PIEGEACHLOR a été particulièrement instructif du fait de la comparaison possible entre les tests *in vitro* et *in vivo*. Toutefois, en l'état, ces tests *in vitro* ne peuvent être considérés comme prédictifs, ils ne peuvent permettre de prédire les essais choisis.

### **Les expérimentations réalisées ont permis d'affiner la stratégie en vue d'une prochaine application sur le terrain**

Les programmes INSSICCA, PIEGEACHLOR, ont été riches d'enseignement concernant la stratégie encadrant l'amendement des sols contaminés en vue de limiter leur transfert aux biotes.

**Concernant la taille de particule**, un broyage avec un tamisage <150µm améliore sensiblement l'efficacité de la stratégie, et ce pour les polluants organochlorés étudiés.

**Concernant le taux d'amendement**, le taux d'amendement choisi (2%) serait nécessaire pour obtenir les meilleurs résultats. Toutefois, suivant la réduction nécessaire, ce taux pourrait être modulé pour limiter les coûts.

**Concernant la cinétique**, l'utilisation du sol peu serait possible même peu de temps après l'application de la stratégie, si l'on se fie uniquement à la réduction du transfert.

### **Ces avancées de l'Axe 2 appellent de nouveaux enjeux**

Le premier, sera ***l'industrialisation du process*** en vue de la fabrication industrielle de matrice **efficace et à bas coût**. Le biochar de Sargasse, semble ainsi le meilleur compromis à l'heure actuelle concernant l'implémentation in situ de cette stratégie. Toutefois *l'upscaling* nécessaire pour permettre cette production en grande quantité reste à réaliser.

Le deuxième sera de s'assurer que l'amendement des sols ne perturbe pas outre mesure la santé des sols et déterminer si cette santé est impactée sur le long terme. Les biochars et les charbons actifs étant des matrices de séquestration non spécifiques, la séquestration de molécules bénéfiques, comme les nutriments, pourrait limiter *in fine* la fertilité des sols amendés. De plus, au regard particulièrement du biochar de Sargasse, des concentrations de polluants présents dans le précurseur (ici l'Arsenic) peuvent poser question concernant la mise en application de cette stratégie.

Le troisième sera de mieux caractériser et identifier les mécanismes liés à cette immobilisation de la pollution par ces matériaux séquestrant. Cette immobilisation est-elle la résultante d'une adsorption directe des polluants par le biochar ou charbon actif, ou son intégration au sein de la structure du sol ; et des agrégats, immobilisant les phases porteuses de la pollution ?

Enfin, une meilleure prédiction du taux d'amendement à appliquer en fonction des caractéristiques du terrain, et du devenir à long terme de la séquestration, seront à déterminer. Cette prédiction permettra de mieux appréhender le coût de cette technique de restauration, et les agrosystèmes pouvant être restaurés, de la culture vivrière, et donc de parcelles de particulier, aux hectares de plantation des agrosystèmes plus intensifs.

**Évaluer et réduire le transfert des polluants organiques vers les biotes :  
inscrire les outils de l'évaluation des sites et sols contaminés dans le concept de  
santé globale.**

Ainsi, le transfert des contaminants de matrices environnementales (sols, poussières) aux biotes est déterminante dans leur imprégnation au contact de sites contaminés. Les résultats compilés dans ce mémoire démontrent toute l'importance de ce transfert pour les polluants organiques et que, pour certains sols, le transfert aux végétaux comme aux animaux peut varier suivant la nature même de la matrice.

Toutefois les approches employées centrées souvent sur l'unicité et du contaminant, et de la matrice d'exposition, et du biote-cible limite son aptitude à répondre aux objectifs de diagnostic à l'échelle d'un site, notamment l'état des services qu'il peut soutenir et, in fine, restaurer. Appréhender l'intérêt des outils développés (que ce soit pour l'évaluation du transfert ou sa réduction) dans le cadre plus large des systèmes (les agrosystèmes et écosystèmes) semble des voies d'intérêt pour élargir leur emploi à des fins diagnostiques et de gestion. Dans ces deux cas, des essais *in vitro* simplifiés, mais représentatifs de la physiologie du biote cible, semblent être des outils nécessaires requérant toujours des investigations. De même, valider *in situ* les outils et stratégies de séquestration développés reste une étape manquante dans les travaux initiés. Le projet proposé reprend ainsi les axes développés précédemment en les inscrivant dans une dimension plus intégrative à l'échelle des systèmes.

## **9. Projet scientifique**

### **9.1. AXE 1 : Prendre en compte le transfert des polluants de matrices environnementales aux biotes afin de caractériser l'éco-exposome et l'exposome**

Dans la poursuite des activités de recherche réalisées, de premières investigations sont en cours. Le présent projet aura pour objectifs de (i) mieux appréhender le transfert de différentes familles de composés, l'effet de différentes matrices environnementales, (ii) déterminer et évaluer l'intérêt de l'évaluation *in vitro* pour sécuriser les agrosystèmes et les écosystèmes et leur intégration dans des outils d'aide à la décision à des fins diagnostiques. Découpées en 3 phases capitalisant l'une sur l'autre, ces pistes de recherche s'appuient sur les compétences des membres de l'équipe MRCA et de partenaires identifiés.

#### **9.1.1. PHASE 1 : Élargir la portée des outils *in vitro* d'évaluation du transfert**

Comme vu dans la partie de synthèse des travaux, des méthodes de bioaccessibilité évaluant la fraction des composés libérée par les processus digestifs propres à la physiologie de l'enfant sont des outils qui ont l'avantage d'être respectueux de l'éthique. Ainsi, ils procèdent en une évaluation *in vitro* plutôt qu'*in vivo*, sont bien moins coûteux que des essais sur animaux, et peuvent être réalisés par des laboratoires pouvant être accrédités sur les méthodes. Ces méthodes simplifiées, qui fournissent une estimation de la biodisponibilité, donnent des résultats intéressants pour certains éléments traces métalliques (Denys et al. 2012; Caboche 2009). À ce jour, l'emploi de ces tests demeure limité du fait que la preuve de leur capacité de prédiction de la biodisponibilité relative de ces composés dans les matrices environnementales n'est démontrée que pour quelques contaminants. Élaborer des essais de bioaccessibilité propre à prédire la biodisponibilité relative de divers composés qu'ils soient organiques ou inorganiques contaminant différents types de matrices environnementales (poussières et sols) apparaît essentiel pour élargir leur emploi en évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS). Afin d'élargir le plus utilement possible la portée de ces tests de bioaccessibilité, des méthodologies mises en avant par plusieurs consortiums seront corrélées avec les résultats *in vivo* de biodisponibilité relative :

## Projet scientifique

- Pour les **composés inorganiques** : élargir le test de bioaccessibilité UBM au Chrome et au Nickel contaminants les sols (JUNIA)
- Pour les **composés organiques contenus dans les poussières** : corrélérer la biodisponibilité relative des phtalates, pyréthriinoïdes et organo-phosphates à la méthode SiDOB (Raffy 2018) développée par l'école des hautes études de santé publique (EHESP, IRSET, Rennes)
- Pour les **composés organiques lipophiles, et des composés organiques émergents, les PFAS**: mise au point et validation d'un test de bioaccessibilité pour les sols apte à prédire leur biodisponibilité relative.

L'état de l'art, les objectifs et les méthodes de ces projets sont décrits succinctement ci-après.

Appréhender le transfert de composés métalliques d'intérêt contaminant les sols : la validation d'un test de bioaccessibilité **[Projet Bioac'ERS 2020-2024]**.

En matière de gestion du risque que représentent les sols pollués, il est crucial d'évaluer l'impact des éléments métalliques, du fait de leurs caractères toxiques (hématotoxiques, neurotoxiques, néphrotoxiques, reprotoxiques ou cancérigènes suivant l'élément trace métallique considéré). Concernant les sites et sols pollués, les éléments concernés principaux sont l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et l'antimoine (Sb) (ATSDR 2012; 2005; 1989). Dans la littérature scientifique, la majorité des publications portent sur la bioaccessibilité de l'As, du Cd et du Pb. Viennent ensuite les études sur le Cr, le Ni et le Sb. Il ressort de ces études que la bioaccessibilité du chrome varie de 0,4 à 54,7% dans la phase gastrique et de 1,8 à 74,3% dans la phase gastro-intestinale. Quant à la bioaccessibilité du nickel, elle varie de 1,4 à 54,4% dans la phase gastrique et de 3,9 à 71,0% dans la phase gastro-intestinale. Ces résultats montrent qu'en moyenne, les bioaccessibilités du Cr et du Ni sont relativement faibles. Ces premières données montrent l'intérêt de prendre en compte la bioaccessibilité de ces éléments au regard des concentrations totales.

Au cours de ce projet, nous procéderons au sein de l'URAFPA à la partie *in vivo* qui permettra de corrélérer avec les résultats *in vitro* obtenus par la méthode UBM et, ainsi, statuer sur la capacité de prédiction de la biodisponibilité relative de ce test *in vitro*. Dans ce cadre, je co-dirige avec Dr Stefan Jurjanz la thèse de Ronagul Turganova (2021-2024) en co-tutelle avec l'université de Kaznu et qui permettra de déterminer la biodisponibilité relative d'éléments traces métalliques (Ni, Cr, Sb) contenus dans au moins 10 sols différents, préalablement sélectionnés à l'aune de la diversité de bioaccessibilité mesurée.

Les questionnements auxquels cette thèse répondra seront :

- Quel est l'effet de la matrice sol sur la biodisponibilité relative des ETM (Cr, Ni, Sb majoritairement) ?
- Quelles sont les caractéristiques des sols expliquant la variabilité rencontrée ?
- Quel est l'intérêt en EQRS d'intégrer la biodisponibilité relative pour affiner l'exposition au Cr, Ni et Sb contenus dans les sols?

En parallèle, des essais fondés sur le test UBM sont menés à JUNIA. Cette phase permettra de définir si l'UBM est apte à prédire la biodisponibilité relative du Cr, Ni et Sb contenus dans les sols.

Appréhender le transfert de mélanges des composés semi-volatils contenus dans les poussières à l'enfant : la validation d'un test de bioaccessibilité **[Projet ANR BIOACID 2022-2026]**.

La contamination des poussières sédimentées à l'intérieur des bâtiments par les composés organiques semi-volatils (COSV) a été décrite dans la littérature scientifique tant au niveau international (Mitro et al. 2016) qu'au niveau national (Blanchard et al. 2014). Parmi eux, les composés perturbateurs endocriniens (PE) sont particulièrement préoccupants, car ils peuvent avoir des effets sur le développement de l'appareil reproducteur, la fonction thyroïdienne et le

système nerveux, et ce même à faibles doses (Giulivo et al. 2016; Rudel et Perovich 2009). Dans les environnements intérieurs, l'exposition humaine aux PE se fait par inhalation, ingestion et contact cutané. Les enfants sont plus exposés à la poussière que les adultes en raison de leur comportement spécifique (ramper sur le sol, contact main-bouche), ce qui contribue à un taux d'ingestion plus élevé. En France, les enfants passent la plupart de leur temps à la maison (63-67%) et à l'école (17%) (Guillam et al. 2010) où les concentrations médianes en PE dans les poussières peuvent être supérieures à 100 µg/g pour les phtalates et à 1 µg/g pour les pyréthriinoïdes (Corinne et al. 2013). Ainsi, l'Agence nationale de sécurité sanitaire (Anses) a récemment publié un avis sur la nécessaire prise en compte des poussières, dans le cadre de travaux auxquels j'ai participé (ANSES 2019). L'évaluation de la dose d'exposition est souvent établie sur la concentration totale en PE dans les milieux environnementaux ou les aliments, alors que seule la fraction biodisponible, c'est-à-dire la fraction qui devient disponible dans la circulation systémique après l'exposition, est capable d'atteindre l'organe cible pour exercer sa toxicité. L'utilisation de la concentration totale pourrait conduire à une surestimation de la dose d'exposition (par exemple, DEHP, 43 % biodisponible) (Plichta et al. 2019) et à des mesures de gestion des risques inappropriées. À ce jour, aucune méthodologie de bioaccessibilité de ces polluants n'a été validée par des essais *in vivo* sur cette matrice (poussières) et ces polluants.

Au cours de ce projet, nous procéderons au sein de l'URAFPA à la partie *in vivo* qui permettra de corréliser avec les résultats *in vitro* obtenus par la méthode SiDOB développée à l'EHESP et, ainsi statuer sur la capacité de prédiction de cette méthodologie de bioaccessibilité adaptée pour les polluants organiques. Dans ce cadre, je co-dirige avec Pr Barbara Lebot la thèse de Marie Dufresne (2022-2025) et qui permettra de déterminer la biodisponibilité relative de ces polluants organiques (phtalates, pyréthriinoïdes, organophosphoré) contenus dans des poussières composites présentant différentes bioaccessibilités.

Plus largement ce doctorat permettra de répondre aux questionnements suivants :

- Quel est l'effet de la matrice poussières sur la biodisponibilité relative des PE ? Quelles sont les phases modulant la bioaccessibilité et la biodisponibilité des PE ?
- Quelle est la méthodologie la plus adaptée pour étudier la bioaccessibilité des PE ? Quels sont les éléments physiologiques expliquant la biodisponibilité de ces polluants ?
- Quel est l'intérêt en EQRS d'intégrer le test de bioaccessibilité pour affiner l'exposition aux PE ?
- Peut-on simplifier le test de bioaccessibilité pour le rendre plus opérationnel ?
- Peut-on modéliser la bioaccessibilité des PE suivant les caractéristiques de la poussière sédimentée ?

Appréhender le transfert de polluants lipophiles historiques (PCB, HAP, CLD) du sol aux biotes  
**[Projet BORG – accepté 10/2023].**

À ce jour peu d'essais ont été corrélés aux mesures *in vivo* concernant les polluants organiques pour prédire leur biodisponibilité relative dans le sol, bien que plusieurs méthodologies puissent être trouvées dans la littérature. La non-considération de ce paramètre dans l'EQRS fragilise les conclusions et oblige parfois le gestionnaire à retenir des options de gestion coûteuses. Une revue bibliographique réalisée par l'Ineris en 2018 a montré une bonne corrélation entre la biodisponibilité et la bioaccessibilité du phénanthrène, du benzo(a)pyrène et des PCDD/F par l'essai PBET et du benzo(a)pyrène par l'essai IVD. De même pour les PCB et les DDT, l'emploi de complexant ou matériau ab/ad-sorbant lors de l'essai PBET permettrait de mieux simuler l'effet continu de l'absorption de l'organisme, s'affranchissant des limites de solubilité des contaminants organiques (ANSES 2019). De même, nos investigations ont récemment montré une corrélation forte et positive entre des niveaux de (*in vivo*) et la du chlordécone issue d'un test utilisant de telles MA (Feidt et al. 2022) et sont encourageantes dans les essais en cours pour les PCB.



L'objectif principal de ce projet est la mise au point et l'application d'essais de bioaccessibilité (BA) pour prédire la biodisponibilité relative (BDR) de différents contaminants organiques des sols : des PCB, HAP, CLD et d'alkyle per- et polyfluorés (PFAS). L'essai mis au point sera appliqué en spatialisant la BA sur un Site et Sol pollué (SSP), choisi en concertation avec l'ADEME. Il pourra être par exemple une friche industrielle appartenant au *living lab* CRISALID (e.g., friche Becker à Le Pont-de-Claix ou friche Allibert à Echirolles).

Nos objectifs secondaires seront les suivants pour ce projet.

(1) Comparer différents essais *in vitro* de bioaccessibilité, issus de la littérature, sur un même lot de sols et évaluer leurs corrélations avec un essai *in vivo* sur porcelet, animal présentant des similitudes du système digestif avec celui de l'enfant. Sélectionner, à l'aune de cette corrélation et de critères clés en vue d'une appropriation par les acteurs susceptibles de mettre en œuvre cet essai, une ou deux méthodologies apparaissant comme la (les) plus pertinente(s).

(2) Adapter cette (ces) méthodologie(s) et mettre au point une méthodologie améliorée (amélioration de la corrélation *in vivo in vitro* et/ou sur les critères d'appropriation). Évaluer les incertitudes de ce(s) essai(s) améliorés de bioaccessibilité, et entre laboratoires.

(3) Déterminer la méthode d'intégration du(des) essai(s) amélioré(s) dans le calcul en EQRS (Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires)

Ce projet sera couplé également à l'appropriation des savoir-faire analytiques en lien avec des laboratoires reconnus (Institut des Sciences Analytiques (ISA) de Lyon pour les pesticides et HAP, Laboratoire d'Hydrologie de Nancy pour les PFAS) .



Figure 26 : PHASE I : Elargir les outils *in vitro* d'évaluation du transfert

À l'issue de cette Phase I du projet, des tests *in vitro* de bioaccessibilité adaptés à différentes matrices et à certains polluants organiques seront développés, permettant dès lors de lever un des verrous de leur utilisation : valider ces tests contre l'*in vivo*. Ce verrou levé, une phase d'ouverture de ces tests à d'autres perspectives et objets pourraient être envisagés.

9.1.2. **PHASE 2 : Inclure la bioaccessibilité dans un outil « One health » d'aide au diagnostic des sites et sols pollués**

En raison de la complexité et de l'ampleur inhérentes aux problématiques des sites et sols pollués, rationaliser les approches diagnostiques afin d'évaluer les impacts aux services écosystémiques dégradés est de première importance. Actuellement, deux approches complémentaires sont traitées séparément : EQRS et l'ERE. Ces approches sont donc morcelées, peu lisibles sur l'état des services pouvant être rendus ou être restaurés de ces

sols contaminés et ainsi de l'état fonctionnel de la biodiversité sur le site. Dans le paradigme de la santé globale et de l'éco-exposome, appréhender les atteintes des cibles écosystémiques à la biodiversité et aux services écosystémiques pour mieux appréhender le risque est de première importance. En lien avec Envisol, Junia, Sol&Co nous avons pu co-construire, dans le cadre d'une réponse à un appel à projet européen Horizon, un workpackage dédié à cette évaluation. Si ce projet n'a pas été retenu en 2022, ce dernier a été en partie financé dans le cadre de l'appel à projets IMPACT de l'ADEME (projet BORG). Le projet TELLUS visait à proposer un outil d'aide au diagnostic de la santé globale des sites pollués fondés sur des tests *in vitro*. Cet outil défini comme un outil d'aide au diagnostic « *one health* » repose donc sur le paradigme de la "santé globale" qui est né de la reconnaissance du fait que le bien-être des humains, des animaux et des écosystèmes est lié et interdépendant (Lebov et al. 2017; Destoumieux-Garzón et al. 2018).

La présente phase du projet repose sur de multiples compétences, nécessitant ainsi la construction de consortiums et de personnes référentes de ces sujets au sein de l'équipe. Ce projet procédera à la poursuite de plusieurs investigations qui tenteront de répondre aux questionnements scientifiques suivants :

- Est-ce que ces tests *in vitro* sont pertinents pour gérer les risques sanitaires auxquels font face les agrosystèmes ?
- Peut-on prédire avec un même test le transfert à plusieurs physiologies par des modélisations ? Dès lors peut-on prédire les effets aux écosystèmes et à leurs services à l'aide de ces tests ?
- Est-ce qu'une démarche organisée, simplifiée peut être développée en vue de sa transmission aux acteurs de terrain ?

#### **9.1.2.1. Elargir la bioaccessibilité à d'autres physiologies d'intérêt en agronomie et prédire les niveaux de polluants dans les denrées**

Appréhender le transfert de polluants lipophiles historiques (PCB, HAP, CLD) du sol aux biotes [Projet BORG – accepté 10/2023].

Les tests de bioaccessibilité, car ils reproduisent les processus de la physiologie digestive d'espèces cibles, peuvent appréhender l'incidence de la matrice véhiculant les polluants sur le transfert potentiel à ce biote-cible. Cette modélisation basée sur la physiologie peut ainsi être proposée pour évaluer le transfert potentiel à des cibles de l'agrosystème et de l'écosystème. Appréhender la physiologie des animaux polygastriques apparaît ainsi comme une approche complémentaire aux travaux menés jusqu'à présent sur la physiologie monogastrique. Modéliser les différents compartiments gastriques, la digestion médiée par la faune et la flore du rumen, permettrait de mieux appréhender le transfert des polluants à l'animal. Si de premiers travaux ont été menés par Costera Pastor (2007), ces essais mériteraient d'être approfondis pour permettre leur utilisation sur ces espèces, notamment pour les organiques. Le Rusitec (Wetzels et al. 2018) pourrait ainsi être une base de travail à simplifier pour une utilisation en évaluation des risques.

Cet objectif sera évidemment poursuivi sur du long terme. Toutefois, dans le cadre du projet BORG, des sous-objectifs ont été formulés pour répondre à ces problématiques en étudiant l'intérêt des tests de bioaccessibilité pour affiner l'exposition des agrosystèmes (modèles poules pondeuses et porcs, transfert à l'œuf et viande). Pour les denrées animales, l'utilisation de facteurs de transfert aux denrées animales (viande, lait et œuf), relierait l'exposition environnementale subie par les agrosystèmes, évaluer par la bioaccessibilité, aux niveaux retrouvés dans les denrées consommées. Cette phase capitalisera sur les savoir-faire de l'équipe MRCA, notamment Stefan Jurjanz et Claire Collas, concernant l'exposition des animaux au sol. Cette relation dose-réponse sur les facteurs de transfert (BCF, TR, BAF, ...) **permettra de définir des valeurs bioaccessibles seuils à ne pas dépasser dans les matrices environnementales au contact de l'animal pour ne pas obtenir des niveaux inacceptables dans les denrées animales** (comme les limites maximales en résidus, si elles

existent pour ces molécules). **La normalisation des essais de transfert aux denrées (TR, BCF) pourrait être initiée après ce stade.**

Cette démarche est en cours de formalisation dans un article, dont le preprint correspond à la discussion générale de la thèse de Dr Farida Amutova. Cette première étape constituera, ainsi, une partie de l'outil d'aide au diagnostic proposé concernant la fonctionnalité des sols à produire des denrées animales saines.

#### **9.1.2.2. Intégrer le transfert *in vitro* pour évaluer les impacts aux écosystèmes et aux services qu'ils prodiguent**

D'autres essais *in vitro* pour évaluer le transfert à d'autres cibles écosystémiques (plantes d'intérêt agronomique, vers de terre, escargots ...) permettraient d'aborder également les potentiels transferts des sols vers ces cibles et caractériser leurs effets. Des essais plus simplifiés pourraient également être utilisés à cette fin (disponibilité environnementale améliorée par des surfactants racinaires pour le transfert aux plantes, par exemple), tests fondés sur des méthodes simplifiées durant la phase I pour les cibles de l'écosystème (escargots, vers de terre, végétaux d'intérêt agronomique).

Ainsi, un objectif supplémentaire du projet BORG sera d'appliquer la méthodologie sur un site multicontaminé et réaliser une EQRS et une ERE (approche TRIADE) à l'échelle du site. Cette étape permettra de corréliser les essais de bioaccessibilité aux concentrations de polluants présents dans les organismes cibles. En effet, pour le moment cette compétence n'est pas développée au sein du laboratoire, même si de premiers éléments ont été formalisés dans le cadre de l'HDR de Dr Stefan Jurjanz. Ainsi, Concernant les modèles escargots et vers de terre, Envisol (avec le démonstrateur Crisolid, notamment), le laboratoire Laboratoire de Chimie Physique et Microbiologie pour les Matériaux et l'Environnement (LCPME, Université de Lorraine) ou le LIEC (Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux, Université de Lorraine), et/ou l'Université de Franche-Comté pourront établir *in situ* comme *ex situ* le transfert des polluants à ces cibles.

Enfin une évaluation par des biomarqueurs intégratifs, des fonctions physiologiques des biotes sur le terrain pourraient être réalisées. Des biomarqueurs écotoxicologiques, éco-physiologiques pertinents pour chaque organisme ciblant (i) la reprotoxicité, les activités enzymatiques ; le métabolisme énergétique des cellules dans une démarche analogue à celle déployée par l'Université de Coimbra (Portugal) avec ENVISOL. (ii) Les fonctions des espèces d'intérêt agronomiques, plantes (fourrages et de cultures vivrières) comme animaux, seront évaluées par des biomarqueurs des grandes fonctions physiologiques. (iii) Des études agro-pédologiques et des analyses *in situ* des communautés bactériennes (LAE – université de Lorraine, l'Université de Liège) de la faune du sol (macro-invertébrés, vers de terre) et des plantes (LCPME, Université de COIMBRA, ENVISOL), ainsi que les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre pourront être réalisés (LAE, Université de Liège). Ces techniques permettront de développer un index d'atteinte des cibles et fonctions écosystémiques.

**Cette démarche a été formalisée dans le projet TELLUS, et ses dérivés, et pourra être développée de nouveau lors d'un redépôt.** Cette étape constituera, ainsi, une partie de l'outil d'aide au diagnostic proposé concernant l'impact aux écosystèmes et à leurs fonctions au travers d'approches transversales. Cette étape permettra aussi de vérifier la pertinence de tests *in vitro* simplifiés pour évaluer le transfert et, ainsi, les atteintes aux écosystèmes choisis.

#### **9.1.2.3. Formaliser un outil d'aide au diagnostic en redynamisant, rejoignant et créant des réseaux de recherche**

Pour la construction de cet outil d'aide à la décision, une première proposition a été formulée au cours du projet TELLUS et reprise en partie dans le projet BORG qui décrivait le développement d'un outil de diagnostic « One Health » visant, par les connaissances qui seront acquises dans les premières phases du projet, la formulation d'un outil opérationnel

(site web) en libre accès (*open access* suivant inscription) aidant les gestionnaires et acteurs à diagnostiquer les atteintes, prioriser les tests à réaliser, voir à sélectionner les méthodes de restauration.

Un **modèle de transfert** des contaminants vers les biotes étudiés utilisant en données d'entrée (i) les résultats *in vitro* de transfert (bioaccessibilité, disponibilité environnementale) (ii) les propriétés physico-chimiques du sol comme paramètres du modèle permettra d'estimer ce transfert et/ou la probabilité d'une réduction de celui-ci par la matrice véhicule. Ce modèle permettra d'estimer quels tests de transfert sont nécessaires à implémenter dans la phase diagnostique. Cette modélisation pourrait être une sortie du projet BORG avec l'INERIS (Sites et sols pollués), ENVISOL (Bureau d'étude et de R&D, Tour du Pin) et JUNIA (Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement, Junia, Lille).

Enfin, un outil « One Health » reprenant la connaissance acquise (site web) sera élaboré pour conseiller, suivant les finalités d'utilisation des sols poursuivies, les étapes diagnostiques à réaliser, allant de la caractérisation des sols, la réalisation de tests *in vitro* de transfert jusqu'à la sortie simplifiée sur les services que les sols peuvent rendre. L'outil sera évalué sur des sites pollués d'intérêt pour les gestionnaires pour s'assurer de sa pertinence et de son intérêt opérationnel.

#### **9.1.2.4. Construction, communication et échange avec des réseaux scientifiques combinant EQRS et ERE**

Afin de co-construire cette démarche, la création de réseaux scientifiques apparaît primordiale pour insuffler et pérenniser ces objectifs, méthodes et les transférer. Pour ce faire, plusieurs actions sont en cours ou envisagées pour élargir les réseaux actuels de l'URAFPA :

#### **Redynamiser la présence de l'URAFPA dans le réseau BARGE**

BARGE (Bioaccessibility Research Group of Europe, <https://www2.bgs.ac.uk/barge/home.html>) est un réseau européen réunissant des instituts et des groupes de recherche internationaux qui étudient la bioaccessibilité humaine des contaminants. Historiquement, l'URAFPA a réalisé la validation du test de bioaccessibilité UBM (Unified BARGE Method), récemment normalisé ISO 17924 (ISO 2017). Depuis la validation, et quelques essais concernant la méthode Foresht, peu d'événements scientifiques ont été organisés. Afin d'élargir les champs d'application du concept de bioaccessibilité, l'activité du groupe BARGE sera relancée en construisant un consortium européen qui pourra par la suite répondre à des appels à projets notamment COST (European Cooperation in Science and Technology). L'objectif est là encore d'ouvrir le panel des polluants d'intérêt, mais également de diversifier les matrices étudiées, les voies d'exposition et les espèces cibles de ce test.

#### **Élargir le réseau européen et établir une nouvelle dynamique avec le Kazakhstan sur cette thématique**

Depuis les 3 dernières années de nouvelles collaborations ont été initiées avec de nouveaux partenaires (JUNIA, ENVISOL, EHESP, INERIS, ...). Afin d'améliorer notre visibilité sur la thématique, améliorer ou dynamiser nos relations internationales historiques (BGS, Royaume-Uni, Tripoli, Liban) serait un atout sur cette thématique. Dans le cadre du récent contrat PHC (Pavle Savic) avec l'institut de physique de Belgrade, nous souhaitons initier une nouvelle collaboration d'envergure en réalisant un échange fructueux sur la bioaccessibilité des polluants organiques dans le sol des vignes. De même, nous envisageons avec Antigen et l'institut de génétique d'Almaty, deux collaborations initiées, d'introduire des investigations couplant bioaccessibilité et imprégnation des animaux et populations locaux.

### **Proposer des séances de formations aux outils générés.**

Afin de transférer l'outil développé, des formations de type MOOC pour diffuser aux gestionnaires et acteurs des sites pollués pourront être construites. Ces éléments pourront de même être transférés lors des séances de formation des masters SPIEQ et Gloqual, et des formations menées par d'autres partenaires.

### **Promouvoir l'utilisation des outils formalisés en initiant des partenariats publics-privés et en normalisant les outils co-construits**

Dans cette même perspective, nous envisageons d'initier des partenariats publics-privés. Dans un futur proche, nous envisageons de candidater pour une bourse Cifre sur le thème de la bioaccessibilité entre le l'URAFPA, via la plateforme Bio-DA, et le bureau R&D ENVISOL. À terme des discussions sont initiées pour créer entre Bio-DA et ENVISOL un « laboratoire commun ».

**À l'issue de cette Phase II du projet**, des tests *in vitro* d'évaluation de transfert (disponibilité, bioaccessibilité) seront **adaptés à différentes physiologies (polygastriques notamment) pour élargir l'emploi de ces tests en EQRS (denrées animales) et ERE**. Cette méthodologie pourra être inscrite dans un outil d'aide au diagnostic « One Health » mis à disposition d'acteurs des sites et sols pollués (Figure 27).

#### **9.1.1. PHASE 3 : Ancrer la démarche à des fins prospectives et les enjeux sociétaux actuels**

La dernière décennie a été marquée par une prise de conscience de la complexité de l'exposition humaine et animale. Les biotes sont ainsi en contact de contaminants multiples que ce soit dans les environnements extérieurs, intérieurs, mais également dans leur alimentation. Pour ajouter à cette complexité, d'autres types d'expositions peuvent concomitamment survenir à cette exposition chimique : des expositions physiques (rayonnement, fibres, microplastiques, ondes, changement de températures), des expositions biologiques (bactéries, virus ou champignons), voire des expositions dues à des comportements particuliers (picas, régime alimentaire, cigarettes, transformations des produits...). Leur fenêtre temporelle est de même particulièrement importante, l'exposition à différents stades de la vie (in utero, pendant la lactation, lors de l'adolescence, à l'âge adulte, lors du vieillissement ou de pathologie), sa durée et sa fréquence sont, de même, des paramètres déterminants pour mieux appréhender le risque pour l'Homme comme pour l'animal. Cette somme des expositions, et leur caractérisation, représente l'exposome d'un biote. Ramenée aux agrosystèmes ou aux écosystèmes, la relation entre biotes peut également être altérée à l'échelle du système, chaque entité étant reliée aux autres par des liens, notamment trophiques. Cette étude à l'échelle systémique se réfère dans la littérature à l'éco-exposome. Afin de mieux appréhender le risque de survenue d'effets délétères pour l'homme en lien avec les agrosystèmes et les agrosystèmes seuls, mieux considérer le transfert et le risque liés à ces multiexpositions représente un challenge. Embrasser cette complexité permettra, à terme, de mieux cibler l'action publique sur les leviers permettant les marges de réduction de risques les plus importantes, tout en ayant une approche plus centrée sur l'individu et les systèmes.

**PHASE 2 : Inclure la bioaccessibilité dans un outil « One health » d'aide au diagnostic des SSP**



**Figure 27 : PHASE II : Inclure la bioaccessibilité dans un outil diagnostique «One Health »**

Si la généralité de ces concepts apparaît particulièrement intéressante, cette évaluation du transfert semble complexe de par la multiplicité des sources environnementales possibles, des mélanges de composés chimiques, des fenêtres d'exposition, des biotes-cibles, et de leurs relations.

**9.1.1.1. Positionner la plateforme Bio-DA au sein de réseaux dédiés à la bioaccessibilité et/ou à la notion de l'éco-exposome.**

Pour tendre vers ces approches plus intégratives et macro, la plateforme Bio-DA et les réseaux créés, mobilisés lors des premières phases, permettront de co-construire à l'échelle de l'UE des programmes innovants. Dans cette perspective, positionner la plateforme dans un réseau d'infrastructures dédiées au concept de bioaccessibilité ou la notion d'éco-exposome permettrait de gagner en visibilité. Dans cet intérêt, approcher sur cette thématique le « réseau environnement santé », initier de plus forte collaboration avec Eco-sys. Du fait des liens avec l'EHESP dans le cadre du projet Bioacid, une opportunité d'inscrire la plateforme dans France exposome, sur les notions de biodisponibilité et de bioaccessibilité, pourrait émerger. De même à terme, la plateforme pourrait, suivant les avancées des travaux menés, émerger

comme partenaire au réseau européen PARC (*European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals*), en lien également avec les activités de la PASM. A l'échelle locale, une plus forte interaction avec le Gisfi, la plateforme Phytotron et la PASM pourra être proposée dans la suite de journée communes initiées (par exemple, la journée de présentation des métiers de la recherche).

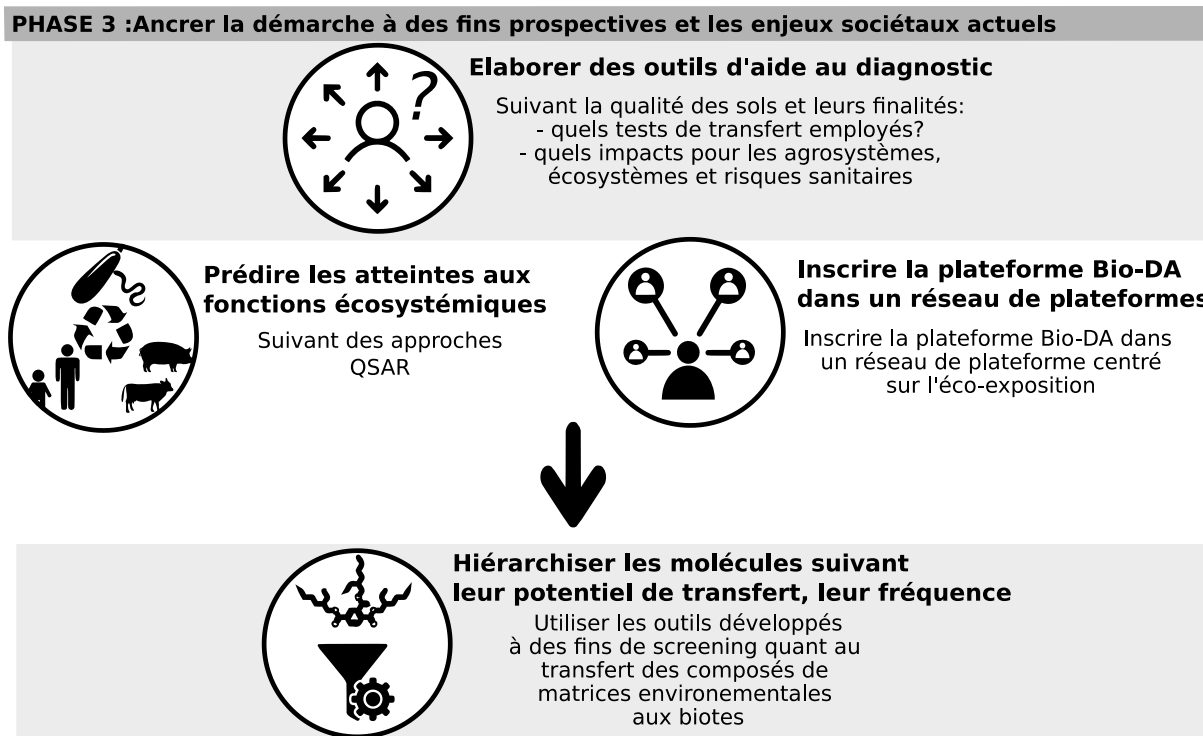
#### **9.1.1.2. Hiérarchiser les molécules suivant leur potentiel de transfert et impacts**

L'UE dispose d'un cadre réglementaire protecteur concernant l'introduction de nouveaux produits chimiques, notamment par le règlement REACH (Règlement (CE) n° 1907/2006 2014) incluant des phases d'évaluation de l'innocuité de ces produits chimiques tant sanitaires que sur certaines cibles de l'écosystème. Sa mise en place relativement récente (2014) limite toutefois son effet sur l'exposome et l'éco-exposome et, à l'échelle européenne, près de 30% des alertes sur les produits dangereux sur le marché impliquent des risques dus aux produits chimiques dont plus de 90% de ces produits provenant de l'extérieur de l'UE. Seul un tiers des autorisations avant mise sur le marché des substances chimiques est en totale conformité avec les exigences de cette directive. De même cette réglementation ne peut pas concerner les pollutions historiques qui touchent et contaminent durablement le sol et la biosphère. Ainsi, depuis leur découverte et utilisation, les produits chimiques d'origine anthropiques constituent un vaste problème. Le rapport commandité par l'UE « European environment — state and outlook 2020 » (Coppini et Pinardi 2010) fait ainsi le constat suivant concernant les contaminants utilisés dans l'UE : une très faible minorité des composés disposent d'une évaluation et d'une réglementation suffisante au regard de leur danger (500 sur plus de 100 000), montrant tout le chemin à parcourir quant à l'évaluation du risque des produits chimiques susceptibles de contaminer l'environnement et l'Homme. De par l'étendue des composés chimiques restant à caractériser, appréhender leur transfert et effet aux biotes par des outils et démarches *in vivo* classiques semble illusoire de par le temps requis pour caractériser finement leurs effets et appréhender les potentialités de transfert.

#### **9.1.1.3. Relier exposition agro/éco-systèmes aux effets**

En cela, l'occurrence dans l'environnement des composés, les outils *in vitro* d'évaluation du transfert couplés à des approches prédictives des effets toxiques par les caractéristiques physico-chimiques des molécules (approche QSAR, telle que QSAR toolbox <https://qsartoolbox.org/>), hiérarchiserait **les molécules suivant les potentiels impacts corrigés de leur transférabilité aux biotes** en créant un index considérant ces informations. Cet index pourrait être ajouté à l'outil précédemment élaboré. À partir des données expérimentales établies, les relations entre les indicateurs d'atteinte des biotes permettront d'élaborer un modèle permettant de lier la dose externe d'exposition, la voie d'exposition et les atteintes possibles aux biotes. Ce **modèle d'effet** reprendra les données acquises et aidera à prédire les impacts potentiels en les assortissant d'un niveau de confiance. Cela permettra, *in fine*, de hiérarchiser les biotes les plus susceptibles à ce contexte de contamination et, *in fine*, les services écosystémiques potentiellement les plus dégradés.

**À l'échelle des consortiums, précédemment cités et qui pourraient être intégrés**, ce challenge majeur pourrait être poursuivi dans ces réseaux, capitalisant sur des compétences complémentaires entre partenaires sur ces outils de prédiction, le travail effectué concernant la formalisation d'une démarche unifiée. Un index de hiérarchisation pourrait être construit et permettre de considérer les molécules les plus à risque en priorité pour **valider *in vivo* ces données de transfert et de toxicité**. Ainsi une démarche de screening des molécules suivie d'une validation du transfert et des effets *in vivo* pourrait être appliquée, permettant, *in fine*, de **rationaliser les investissements en recherche sur ces thématiques**.



**Figure 28 : PHASE 3 : Ancrer la démarche à des fins prospectives et aux enjeux sociétaux actuels**

À l'issue de cette Phase III du projet une démarche co-construite à l'échelle de réseaux scientifiques pourra être formulée afin de cibler les molécules chimiques les plus à risque et générer des projets de recherche visant à acquérir la connaissance manquante sur ces molécules. Elle permettra ainsi de hiérarchiser l'effort de recherche.



Projet scientifique

**9.1.2. Etat des projets scientifiques, temporalité, consortiums projetés, et complémentarité de compétences.**

Le présent projet reprend, en majorité, des projets lauréats d'appel à projets nationaux ayant été sélectionnés (ADEME Gesipol, ANR), des projets internationaux remportés également (PHC - Pavle Savic) et des projets non retenus (projet Européen TELL US). Une brève description des projets se trouve dans le Tableau 13.

Titre du projet (source de financement) :	Type	Période :	Sujet (Partenaire)	Fonction (scientifique de l'équipe impliquée):	Thèse associée :	Montant :
BIOAC'ERS - La bioaccessibilité orale : un outil de caractérisation des expositions de l'Homme pour améliorer les évaluations de risques sanitaires (ADEME) Porteur : JUNIA (Aurélie Pelfrene)	R	2021-2024	Biodisponibilité relative de perturbateurs endocriniens présents dans les sols	Porteur Lot 2 (impliqués : Dr Stefan Jurjanz)	Ronagul Turganova (co-directeur, 2021-2024)	253k€ (51k€)
Création d'une salle de quarantaine végétale (Appel à projet du pôle A2F)		2022	Création d'une salle de quarantaine végétale	Porteur (impliqués : Dr Stefan Jurjanz, Claire Soligot)	-	10k€
Création d'une salle de quarantaine végétale (CPER BIOECOGE) Porteur : ENSAIA (Guido Rychen)	I	2022-2023	Création d'une salle de quarantaine végétale	Porteur (impliqués : Dr Stefan Jurjanz, Claire Soligot)	-	45k€
BIOACID – Validation d'un essai de bioaccessibilité concernant les polluants organiques dans les poussières (ANR)	R	2022-2026	Biodisponibilité relative de perturbateurs endocriniens présents dans les sols	Porteur WP2 (impliqué : Dr Stefan Jurjanz, Claire Soligot)	Marie Dufresne (co-directeur, 2022-2025)	573k€ (110k€)
Projet bilatéral avec la Serbie, Institut de physique, Belgrade Serbie	R	2023-2024	Coopération internationale avec l'institut de physique de Belgrade (Serbie)	Co-porteur (impliqués : Claire Collas, Stefan Jurjanz, Claire Soligot)	-	3k€
TELLUS - remediation sTrategies, mEthods and financial modeLs for healTh of eUropean soilS (Horizon) Porteur : ENVISOL (Maxime Louzon)	R	Non retenu	Remédiation et diagnostic "One Health"	Partenaire	-	-
BORG- Bioaccessibilité des polluants organiques (ADEME IMPACT)	R	2024-2026	Appréhender le transfert de polluants lipophiles historiques (PCB, HAP, CLD) du sol aux biotes et élaborer un outil de diagnostic « One Health »	Porteur (impliqués : Claire Collas, Stefan Jurjanz, Claire Soligot)	Une thèse CIFRE ENVISOL-URAFPA prévue (Claire Collas, Stefan Jurjan)	200k€ (85k€)
Redynamiser un réseau européen sur la bioaccessibilité (AàP COST)	R	En pause jusque 2024 (en cours de concertation)	Après une consultation de partenaires européens, montage de projets ayant trait à la bioaccessibilité	A définir	-	-

**Tableau 13 : Contrats et projet de Recherche (R), d'investissement (I)**

**9.2. AXE 2 : Réduire le transfert des contaminants de l'environnement aux biotes : appliquer et évaluer in situ une stratégie d'immobilisation des contaminants**

En lien avec les résultats acquis précédemment, l'axe de recherche proposé vise à tester à l'échelle *in situ* l'approche de séquestration affinée préalablement en laboratoire. A cette fin des projets multidisciplinaires intégrant diverses compétences (chimie environnementale, compétences en évaluation du transfert à l'animal et l'homme, sciences agronomiques, sciences humaines et sociales pour évaluer la viabilité économique de la solution...) restent à poursuivre pour apporter aux décideurs publiques un regard sur la pertinence de cette stratégie. L'approche de cet Axe vise à lever des verrous importants dans la mise en œuvre de cette stratégie au regard des risques importants sur cette thématique lors de ces phases (industrialisation du process, différence d'efficacité sur le terrain, effet négatif sur le sol, coûts non soutenables, acceptabilité de la stratégie...).

**9.2.1. Assurer l'innocuité de la stratégie : approches de séquestration, évaluation de l'innocuité et de la dynamique de séquestration au cours du temps.**

Réaliser des essais in situ permettant de séquestrer les polluants organiques et évaluer son innocuité [Projet PYROSAR 2019-2024].

Depuis 2011, les radeaux de sargasses (*Sargassum fluitans* et *Sargassum natans*), algues brunes, prolifèrent dans l'Atlantique Nord et s'échouent sur les côtes de la Caraïbe et notamment Guadeloupe, Martinique et Guyane Française. Ces échouages intenses (plusieurs centaines de tonnes/an) affectent l'économie de l'île, mais également la santé des Antillais du fait du relargage de sulfure d'hydrogène, un gaz nocif, lors de leur décomposition. L'appel à projets *Sargassum*, lancé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) en 2019, vise à approfondir la connaissance de ce phénomène, mais également à améliorer sa gestion à travers les domaines de la prévision, de la collecte et de la valorisation. L'échouage aléatoire des sargasses et leurs caractéristiques physico-chimiques incitent à les intégrer dans une valorisation bioéconomique résiliente. Les projets ANR PYROSAR (Valorisation des sargasses par pyrolyse - Application pour la sécurité des aliments) et ANR SAVE (Valorisation agroénergétique des arrivages de sargasses) ont été lauréats de cet appel à projet.

Dans les deux projets qui regroupent des partenaires communs (INRAE, Université de Lorraine-ENSAIA, UR AFPA, LAE) l'objectif est de valoriser les produits de la transformation de ces sargasses via l'amendement des sols antillais. Cette valorisation concerne (i) la séquestration de polluants organiques par l'amendement de sols contaminés par des matières hautement carbonées (biochars, charbons actifs) et (ii) La production de digestats de sargasses issus de méthanisation pour améliorer les potentialités agronomiques des sols en termes de fertilité. Dans le cadre de ces projets, je co-dirige avec Pr Guido Rychen et Séverine Piutti la thèse de Perrine Stephan, lauréate d'une bourse ADEME à l'interface de ces deux projets ANR. L'objectif est de caractériser les impacts agronomiques et sanitaires de l'amendement des sols antillais par les matrices produites à partir des sargasses (biochars, charbons actifs et digestats), utilisées seules ou en mélange.

Au cours de cette thèse, plusieurs questions sont abordées

- 1) l'aptitude des biochars/charbons actifs de sargasses à séquestrer les polluants organiques halogénés dans les sols antillais, et les impacts agronomiques associés notamment en termes de fertilité des sols et de stockage de carbone
- 2) la plus-value de l'utilisation conjointe des digestats et des biochars/charbons sur les plans agronomique et sanitaire

Avec le laboratoire COVACHIM M2E, de l'université des Antilles, nous avons pu mettre en évidence un réel potentiel d'immobilisation de la CLD dans les sols contaminés. Cette stratégie prometteuse sera affinée et confirmée lors de ce projet de thèse.

- **Méthodologies qui sont employées lors de ce projet de thèse**

- **Évaluer à l'échelle du laboratoire de la disponibilité de la chlordécone** suite à l'amendement de sols antillais contaminés par des charbons actifs (test de disponibilité environnementale, test de biodisponibilité, test éco-toxicologique sur les communautés microbiennes du sol). Cette évaluation consiste à déterminer la capacité de séquestration des biochars (BC) de Sargasses dans le but de limiter le transfert des polluants halogénés vers la flore ou la faune. Les premières expériences seront menées in vitro afin de sélectionner les BC de Sargasses les plus efficaces en termes de séquestration. Une cinétique de disponibilité pourra vérifier quand l'efficacité maximale de séquestration est atteinte et si cette séquestration est réversible.

- **Sur les matrices sélectionnées, réaliser des essais de biodisponibilité relative.** Pour déterminer l'impact des BC et CA sur la biodisponibilité des polluants organochlorés, deux essais de biodisponibilité relative seront effectués (poules pondeuses, porcelets). Ces analyses s'appuieront sur l'expertise de l'UR AFPA et de la plateforme Bio-DA (Bouveret et al. 2013b; Catherine Jondreville et al. 2013; Jurjanz et al. 2014). Cette approche expérimentale permettra de déterminer l'ampleur de la réduction de la biodisponibilité des polluants par cette stratégie d'amendement. Ainsi, chaque groupe d'animaux (n=4) sera exposé à un lot de sol amendé ou à ces mêmes sols dépourvus d'amendement (contrôles).

- **Réaliser des essais d'innocuité sur les communautés microbiennes du sol.** Pour déterminer l'impact des BC et des CA sur le microbiote du sol, différents indicateurs seront mesurés sur des sols contaminés après amendement avec les matrices carbonées. Il s'agira notamment de suivre l'abondance bactérienne et fongique des sols à partir de l'ADN extrait des sols via l'utilisation de techniques de PCR en temps réel (ADNr 16S et ITS) et l'efficacité d'utilisation du carbone par des techniques de micro-respirométrie. Ces méthodes font partie de la liste des méthodes ISO utilisées pour déterminer les paramètres microbiologiques d'abondance, structure et activité dans le cadre de l'évaluation écotoxicologique sur le microbiote des sols (Watteau et Villemin 2011).

**9.2.2. Assurer l'innocuité de la stratégie : approches de séquestration, évaluation de l'innocuité et de la dynamique de séquestration au cours du temps.**

Dans la lignée du projet PYROSAR, le programme SargSafe, qui sera proposé au Feder ou au PITE en fin 2023 ou en 2024, continuera les investigations menées en proposant une application in situ raisonnée de la stratégie de séquestration de la CLD promue dans le cadre de PYROSAR. L'objectif de ce programme **sera de lever les verrous à l'utilisation de biochars de sargasse** pour sécuriser la production vivrière en zone contaminée par la chlordécone. Le schéma général du projet est présenté en Figure 29.

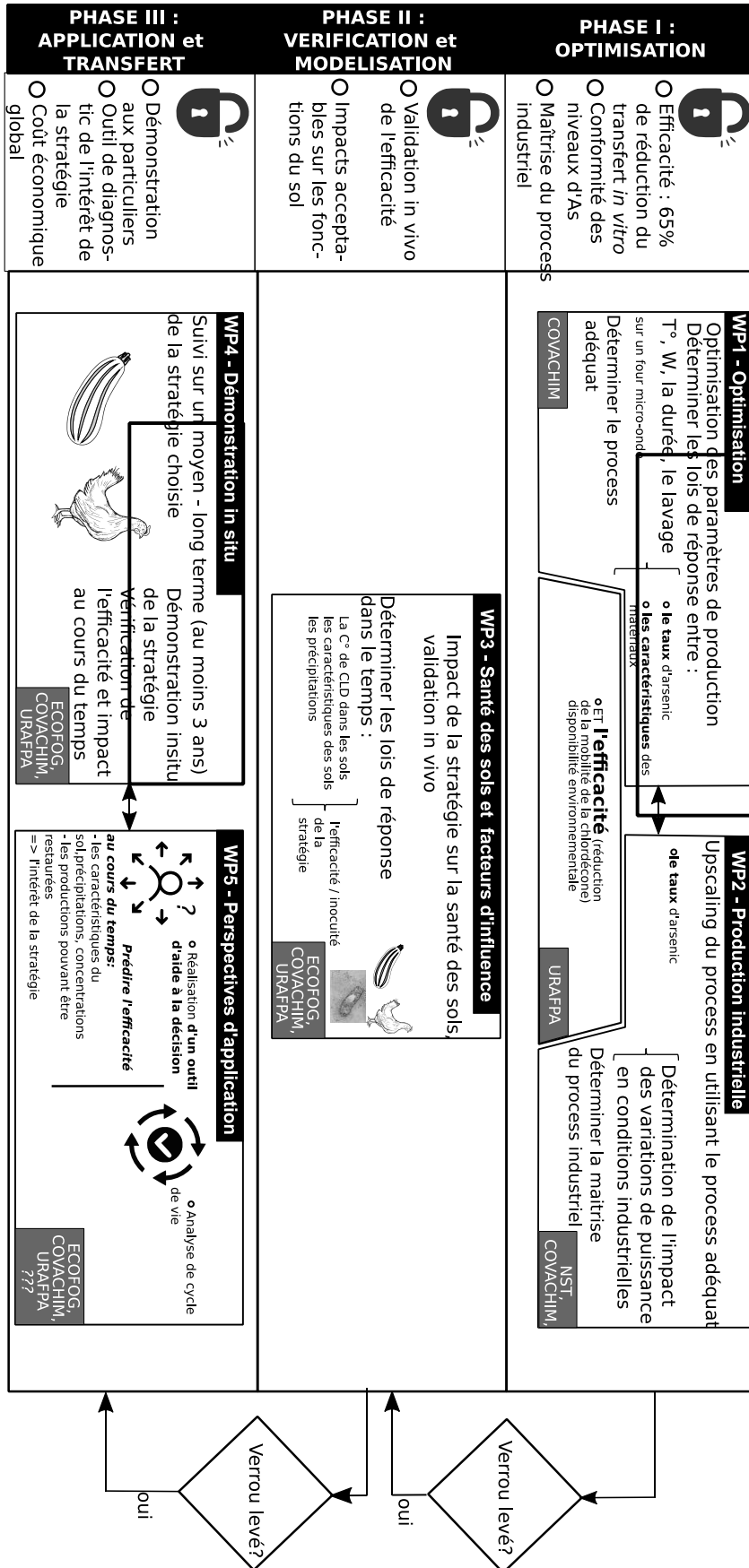


Figure 29 : Schéma général de SargSafe (2023)

### **WP1- Optimisation et formulation des BC de Sargasse (COVACHIM, URAFPA)**

Du fait de difficultés au cours du projet PYROSAR d'obtenir un process industriel permettant d'aboutir à la fabrication de biochar de qualité, ce WP visera à optimiser et de formuler des biochars adéquats pour séquestrer la chlordécone dans les sols contaminés. Ainsi, plusieurs lots de BC de Sargasse seront produits (COVACHIM), suivant différentes modalités (température de pyrolyse, durée, puissance du four micro-ondes ...). Les capacités de sorption de la CLD seront déterminées. Il sera établi des lois de réponse entre les paramètres de production et l'efficacité de séquestration (sorption) ainsi que la concentration en Arsenic dans le biochar. Ces tests de sorption seront menés à l'URAFPA qui réalisera également les essais de disponibilité environnementale (ou bioaccessibilité) après amendement d'un nitisol modérément contaminé (~1mgCLD /kg). Il est attendu de ce WP1 une réduction minimum de 65% de la disponibilité de la chlordécone après amendement, ainsi que des niveaux en arsenic dans la matrice en conformité avec la réglementation (<40mg d'As par kg)

### **WP2- Upscaling du process (COVACHIM, société partenaire, URAFPA)**

En lien avec le WP1, et la formulation la plus efficace trouvée, industrialisation de la méthode aux Antilles, et détermination de facteurs de variations concernant les caractéristiques de la méthode industrielle (Puissance solaire ou ensoleillement, puissance micro-onde, température) et la sorption de la CLD ainsi que la réduction de disponibilité environnementale. Ce WP permettra de même de vérifier que la maîtrise de la fabrication de ce biochar est assurée (comparabilité dans le temps des lots) et des scénarios de production avec des phases comprenant d'autres déchets verts (noix de coco, ...). Au final, la qualité du biochar obtenu par le procédé industriel et son efficacité seront évalués (bioaccessibilité, disponibilité environnementale). Les mêmes critères que ceux précédemment exposés seront utilisés pour juger de la pertinence du biochar produit.

### **WP3- Santé des sols et évaluation des facteurs d'influence de l'efficacité de la stratégie (COVACHIM, ECOFOG, URAFPA)**

Dans le paradigme de la santé globale, la santé des sols, de par les fonctions qu'il remplit, notamment de production, est essentielle. Nous aborderons ce concept au cours de ce projet suivant deux tâches complémentaires.

Tout d'abord des lois de réponse concernant l'**efficacité** seront établies. L'influence de la **concentration en CLD** dans le sol sur l'efficacité de séquestration des matrices sélectionnées (impact du ratio concentration en CLD sur le taux d'amendement à ajouter) sera évaluée. Pour se faire, un Nitisol sera contaminé à des niveaux croissant en CLD (0.2-3 mg/kg) et amendé à hauteur de 2% par une des matrices sélectionnées. Des essais de disponibilité environnementale permettront de vérifier l'efficacité de la stratégie. L'influence des **types de sols** (caractéristiques physico-chimiques principalement en rapport avec le type et taux d'argile, le pH, le taux et le type de matière organique) sera de même évaluée par l'emploi de sols prélevés sur site contaminé. Le même type de test sera utilisé. Enfin l'influence **des précipitations** et **de la température** sur la disponibilité de la CLD après application de la stratégie d'amendement sera de même vérifier en simulant dans des ecotrons différentes conditions de précipitations et en suivant, au cours du temps, la disponibilité de la chlordécone résiduelle.

Enfin des lois de réponse concernant l'**innocuité** seront déterminées. L'impact du BC de Sargasse sur la santé des sols (fertilité avec un focus sur les communautés bactériennes et leur évolution) sera évaluée par des tests similaires que ceux employés dans le cadre de la thèse de Perrine Stephan. Enfin il sera suivi, au cours du temps, la mobilité du BC de Sargasse dans les divers compartiments (sol et eau) par effet de lixiviation.

#### **WP4- Démonstration *in situ* de la stratégie**

Un suivi sur le moyen et le long terme (au moins 3 ans) sera effectué sur les (i) parcelles des particuliers et (ii) sur des parcelles-observatoire (zone mise à disposition de la préfecture des Antilles) pour vérifier *in situ*, la pérennité de la séquestration dans le temps et la mobilité du biochar vers d'autres compartiments

#### **WP5- Perspectives d'application :**

Afin de transférer la connaissance obtenue, un outil d'aide à la décision sera construit. Ce dernier précisera, à partir des caractéristiques des sols, de leur contamination, l'efficacité de la stratégie et les conditions d'application (% d'amendement, forme, temps de maturation ...). Il détaillera également les productions vivrières pouvant être réalisées (végétales, animales) et les itinéraires techniques à adopter. Le coût de la stratégie sera précisé.

Enfin, une analyse des cycles de vie de la stratégie choisie sera réalisée afin de clarifier l'aspect économique, sa faisabilité et les besoins en ressources associées.

##### **9.2.3. Assurer l'acceptabilité de la stratégie par des sites démonstrateurs**

L'acceptabilité de la stratégie auprès des professionnels comme du public apparaît déterminante dans la pérennisation de la solution proposée. Suite au programme SargSafe, une étude de long terme semble nécessaire pour élargir la preuve de concept en réalisant une démonstration pilote *in situ* des approches les plus prometteuses. En ce sens, le programme Jafa (Jardins Familiaux) déjà en place aux Antilles pourrait être mobilisé dans le cas de résultats concluants. Ce programme permettra de conseiller et de transmettre aux Antillais la stratégie adaptée aux contaminations présentes sur leurs jardins. Pour des parcelles – observatoire, leur création reste dépendante des volontés politiques locales qui se sont saisies de cet enjeu lors du précédent congrès chlordécone de décembre 2022.

En métropole, de tels sites démonstrateurs pourraient être envisagés également à partir de sites démonstrateurs existants. Des liens avec le Laboratoire Sol et Environnement pourraient être initiés au cours de projets communs, et proposés dans le cadre de la zone Atelier Moselle ou de projets ADEME. Des synergies avec les partenaires de l'Axe 1 pourraient par ailleurs être envisagés sur les sites prévus dans le cadre de ces projets.

En lien avec le LAE, la chaire « Agro-métha » de l'ENSAIA, et un partenaire industriel, Haffner Energie l'impact en termes de fertilité du biochar, son potentiel à retenir les éléments nutritifs et l'eau seront étudiés au cours de projets de formation dans le cadre des projets biométrie de l'ENSAIA (3<sup>ème</sup> année), qu'il soit apporté seul au seul ou avec du digestat.

##### **9.2.4. Etat des projets scientifiques, temporalité, consortiums projetés, et complémentarité de compétences.**

Le présent projet, dans la continuité des preuves de concept réalisé précédemment, reprend, en majorité, des projets lauréats d'appel à projets nationaux (ANR) en finalisation, des partenariats débutés (contrats industriels), des projets en cours de dépôt (Sargsafe). Une description des projets se trouve dans le Tableau 14. La réalisation de ces projets sont un préalable au développement de cette thématique, ainsi seules des investigations sur un court ou moyen terme sont envisagées (2022-2027).

Titre du projet (source de financement) :	Type	Période :	Sujet (Partenaire)	Fonction (scientifique de l'équipe impliqué):	Thèse associée :	Montant :
PYROSAR - Sargassum valorization by pyrolysis and application to ensure food safety (AàP ANR "Sargassum", financement ADEME – Feder) Porteur : COVACHIM M2E (Sarra Gaspard)	R	2020-2024	Industrialisation du process	Co-porteur WP3	Perrine Stephan (co-directeur, avec Guido Rychen, co-encadrement Séverine Piutti, 2021-2024)	897k€ (157k€)
SargSafe – utilisation du biochar de Sargasse afin de sécuriser les agrosystèmes , (financement à obtenir) Porteur : COVACHIM M2E (Sarra Gaspard)	I	2024-2027	Création d'une salle de quarantaine végétale	Co-porteur de WP		A définir
Projets Biométrie 3 <sup>ème</sup> Année ENSAIA - Biochar - Méthanisation - Biochar - Fertilité	F	2023-2024	Impact des biochars sur le processus de méthanisation intégration d'un BIOchar dans un itinéraire technique de grandes cultures et mesure de l'EfficeNce des apports d'azote et d'eau	Partenaire porteur : Yves Le Roux-Frédéric Pierlot)		9,5k€

**Tableau 14 : Contrats et projet de Recherche (R), d'investissement (I) et de formation (F)**

### 9.3. Conclusion du projet scientifique

En conclusion, le projet de recherche présenté s'avère réalisable, car solidement ancré dans les fondamentaux de l'équipe de recherche MRCA, dispose de soutiens financiers pour les années à venir (ADEME, ANR, Campus France, ...) et des infrastructures en développement sur cette thématique (plateforme Bio-DA, acquisition des savoir-faire analytiques à la PASM). Ce projet appliqué fait également appel à de nombreuses compétences et savoir-faire techniques, valorisant et mettant au cœur de l'activité les personnels techniques de l'équipe.

Ce projet est fortement intégré au sein de thématiques disciplinaires de l'ENSAIA et des laboratoires présents sur son site, permettant de nourrir des collaborations en place comme futures (LAE, Plateforme Agro-Métha, LSE, Libio). Des partenariats solides avec des laboratoires de recherche d'autres structures (INRAe, Universitaires, CNRS, ANSES, entreprises privées...) ont renforcé et renforce la capacité à atteindre ces objectifs ambitieux. Ces collaborations existantes ouvrent également la voie à des projets internationaux, des perspectives nouvelles pour donner une dimension européenne de l'équipe MRCA. Favorisant l'échange de connaissances et d'expertise, elle sera l'occasion de valoriser nos acquis.

Enfin, il est crucial de souligner l'importance de la thématique sous-jacente de ce projet dans le contexte de l'approche « One Health ». L'évaluation du transfert de polluants de l'environnement au sol, à l'animal et à l'Homme revêt une importance capitale pour la santé globale de notre planète. En adoptant une perspective « One Health », nous reconnaissons l'interconnexion profonde entre la santé humaine, animale et environnementale, et notre capacité d'étudier non seulement la « chaîne alimentaire » mais l'ensemble des réseaux trophiques. En contribuant à la compréhension et à la réduction de ces transferts de polluants, en proposant de développer des outils opérationnels, cette recherche a le potentiel de protéger la santé de l'ensemble de la biosphère. Cela s'inscrit parfaitement dans la vision de l'approche « One Health », fondamentalement interdisciplinaire pour résoudre les défis complexes posés par la société moderne, par les transitions en cours dans la société comme du monde agricole.

## 10. Liste des références personnelles<sup>3</sup>

### 10.1. Preprints, articles et documents soumis

2023

1. **Farida Amutova**, Matthieu Delannoy, Araylym Akhatzhanova, Nurlan Akhmetsadykov, Gaukhar Konuspayeva, et Stefan Jurjanz. « Generic Methodology to Prevent Food Contamination by Soil Born Pops in Free Range Livestock ». SSRN Scholarly Paper. Rochester, NY, 29 septembre 2023. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4583033>.

Article scientifique soumis à Heliyon en septembre 2023

2. Matthieu Delannoy, Guido Rychen, Stefan Jurjanz. « Les contaminants chimiques des denrées d'origine animale produites en zone périurbaine ». In: « sols et santé », Ed : Quae

*Chapitre d'ouvrage accepté et révisé en septembre 2023*: <https://bul.univ-lorraine.fr/index.php/s/NKDpzmz4dE3jCRsn>. [Lien disponible jusqu'au 2/2/2023]

3. **Farida Amutova**, **Ronagul Turganova**, Gaukhar Konuspayeva, Sarra Gaspard; Aigerim Mamirova, Florentin Michaux, Pamela Hartmeyer, Claire Soligot, Leyla Djansugurova, Stefan Jurjanz, Matthieu Delannoy\*, Effect of granulometry of carbonaceous materials and application rates on the availability of soil bound DDT and its metabolites, Journal of Xenobiotics, *submitted*

*Article scientifique soumis fin octobre 2023 à Journal of Xenobiotics*: <https://bul.univ-lorraine.fr/index.php/s/X5QBkrBtBRHggMD>. [Lien disponible jusqu'au 2/2/2023]

4. **Perrine Stephan\***, Sarra Gaspard, Maguy Dulormne, Markens Francoeur, Stacy Narayanin, Pamela Hartmeyer, Guido Rychen, Matthieu Delannoy\*. Antillean contaminated soils amendment with Sargassum biochar: a promising solution to reduce chlordecone transfer to laying hens and piglets?, *In order to submit to Chemosphere*

*Article scientifique soumis fin d'année 2023 à Chemosphere*: <https://bul.univ-lorraine.fr/index.php/s/L96b3iQ8EiraXjm>. [Lien disponible jusqu'au 2/2/2023]

5. Matthieu Delannoy, Céline Cakir-Kiefer, Agnès Fournier, Stefan Jurjanz, Transfert vers le lait des HAP issus des aliments pour animaux, Rapport commandité par le syndicat « Luzerne Recherche Développement », Avril 2023

*Rapport soumis et accepté en début d'année 2023, qui servira de base à une valorisation par voie d'affiche*: <https://bul.univ-lorraine.fr/index.php/s/8kfib9LDbPXQBBQ>. [Lien disponible jusqu'au 2/2/2023]

---

<sup>3</sup> Liste générée via ExtrHAL. [ExtrHAL](https://halur1.univ-rennes1.fr/ExtrHAL.php) (<https://halur1.univ-rennes1.fr/ExtrHAL.php>) est un outil conçu et développé par Olivier Troccaz et Laurent Jonchère / CNRS et Université de Rennes 1.



10.2. **Articles de revues internationales à comité de lecture**

**2023**

1. **Amutova F.\***, Jurjanz S., Akhmetsadykov N., Kazankapova M., Razafitianamaharavo A., Renard A., Nurseitova M., Konuspayeva G., Delannoy M. (2023). Adsorption of organochlorinated pesticides: Adsorption kinetic and adsorption isotherm study. *Results in Engineering*, 17 . Réf. HAL: [hal-03895452](#) - [OA HAL](#)
2. **Garshin A.\***, Altynova N.\*, Djangalina E., Khamdiyeva O., Baratzhanova G., Tolebaeva A., Zhaniyazov Z., Khussainova E., Cakir-Kiefer C., Jurjanz S., Delannoy M., Djansugurova L. (2023). Individual risk assessment for population living on the territories long-term polluted by organochlorine pesticides. *Toxics*, 11(6) . Réf. HAL: [hal-04107726](#) - [OA HAL](#)
3. **Stephan P.\***, Le Roux Y., Gaspard S., Michaux F., Feidt C., Soligot C., Rychen G., Delannoy M. (2023). Effects of particle size and amendment rates of Sargassum biochar on chlordecone sequestration in West Indian soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(3) . Réf. HAL: [hal-03754233](#) - [OA HAL](#)

**2022**

4. **El Wanny N.**, Le Roux Y., Fournier A., Baroudi M., Woignier T., Feidt C., Delannoy M.\* (2022). Organochlorine POPs sequestration strategy by carbonaceous amendments of contaminated soils: Toward a better understanding of the transfer reduction to laying hens. *Journal of Hazardous Materials*, 434 . Réf. HAL: [hal-03643621](#) - [OA HAL](#)
5. Piutti S., **El Wanny N.**, Laflotte A., Baroudi M., Caria G., Perronnet K., Jurjanz S., Slezack S., Feidt C., Delannoy M.\* (2022). Assessment of an NDL-PCBs Sequestration Strategy in Soil Using Contrasted Carbonaceous Materials through In Vitro and Cucurbita pepo Assays. *Applied Sciences*, 12(8) . Réf. HAL: [hal-03641108](#) - [OA HAL](#)

**2021**

6. Altynova N., **Garshin A.\***, Delannoy M., Seisenbaeva A., Bepalova K., Skvortsova L., Kiselev I., Baratzhanova G., Amyrgalieva A., Tolebaeva A., Zhunussova G., Khamdiyeva O., Bekmanov B., Djansugurova L. (2021). Association of the DNA repair genes polymorphism with the frequency of chromosomal mutations and health status of the population of the Almaty region. *International Journal of Biology and Chemistry*, 14(1) . Réf. HAL: [hal-03600760](#) - [OA HAL](#)
7. **Amutova F.**, Delannoy M., Baubekova A., Konuspayeva G., Jurjanz S.\* (2021). Transfer of persistent organic pollutants in food of animal origin – meta-analysis of published data. *Chemosphere*, 262. Réf. HAL: [hal-02937321](#) - [OA HAL](#)
8. Feidt C., **El Wanny N.**, Ranguin R., Gaspard S., Baroudi M., Yacou C., Rychen G., Delannoy M.\* (2021). In vitro and in vivo assessment of a CLD sequestration strategy in Nitisol using contrasted carbonaceous materials. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(6) . Réf. HAL: [hal-03600751](#) - [OA HAL](#)
9. Glorennec P.\*, Shendell D. G., Rasmussen P. E., Waeber R., Egeghy P., Azuma K., Pelfrène A., Le Bot B., Esteve W., Perouel G., Pernellet-Joly V., Noack Y., Delannoy

M., Keirsbulck M., Mandin C. (2021). Toward setting public health guidelines for chemicals in indoor settled dust? *Indoor Air*, 31(1) . Réf. HAL: [hal-02926293](#) - [OA HAL](#)

10. Perouel G., Keirsbulck M.\*, Chaigneau T., Delannoy M., Esteve W., Le Bot B., Noack Y., Pelfrène A., Glorennec P. (2021). Évaluation de l'exposition et valeurs de référence pour les poussières sédimentées dans les environnements intérieurs. *Environnement, Risques & Santé*, 20(4) . Réf. HAL: [anses-03319797](#) - [OA HAL](#)

11. Ranguin R., Delannoy M., Yacou C., Jean-Marius C., Feidt C., Rychen G.\*, Gaspard S.\* (2021). Biochar and activated carbons preparation from invasive algae *Sargassum* spp. for Chlordecone availability reduction in contaminated soils. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4) . Réf. HAL: [hal-03600826](#) - [OA HAL](#)

## 2020

12. Delannoy M.\*, Techer D., **Yehya S.**, Razafitianamaharavo A., Amutova F., Fournier A., Baroudi M., Montargès-Pelletier E., Rychen G., Feidt C. (2020). Evaluation of two contrasted activated carbon-based sequestration strategies to reduce soil-bound chlordecone bioavailability in piglets. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33) . Réf. HAL: [hal-03257232](#) - [OA HAL](#)

13. Delannoy M.\*, Girardet J.-M., Djelti F., Yen Potin F., Cakir-Kiefer C. (2020). Affinity of chlordecone and chlordecol for human serum lipoproteins. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 80 . Réf. HAL: [hal-02925906](#) - [OA HAL](#)

14. Djangalina E.\*, Altynova N.\*, Bakhtiyarova S., Kapysheva U., Zhaksymov B., Shadenova E., Baizhanov M., Sapargali O., **Garshin A.**, Seisenbayeva A., Delannoy M., Jurjanz S., Khussainova E., Bekmanov B., Djansugurova L. (2020). Comprehensive assessment of unutilized and obsolete pesticides impact on genetic status and health of population of Almaty region. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 202 . Réf. HAL: [hal-03181964](#) - [OA HAL](#)

15. Ranguin R., Jean-Marius C., Yacou C., Gaspard S.\*, Feidt C., Rychen G., Delannoy M.\* (2020). Reduction of chlordecone environmental availability by soil amendment of biochars and activated carbons from lignocellulosic biomass. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33) . Réf. HAL: [hal-02510064](#) - [OA HAL](#)

## 2018

16. Delannoy M.\*, **Yehya S.**, Techer D., Razafitianamaharavo A., Richard A., Caria G., Baroudi M., Montargès-Pelletier E., Rychen G., Feidt C. (2018). Amendment of soil by biochars and activated carbons to reduce chlordecone bioavailability in piglets. *Chemosphere*, 210 . Réf. HAL: [hal-01818267](#) - [OA HAL](#)

## 2017

17. **Yehya S.**, Delannoy M.\*, Fournier A., Baroudi M., Rychen G., Feidt C. (2017). Activated carbon, a useful medium to bind chlordecone in soil and limit its transfer to growing goat kids. *PLoS ONE*, 12(7)np. Réf. HAL: [hal-01594673](#) - [OA HAL](#)

## 2015

18. Delannoy M.\*, Fournier A., Dan-Badjo A. T., Schwarz J., Lerch S., Rychen G., Feidt C. (2015). Impact of soil characteristics on relative bioavailability of NDL-PCBs in piglets. *Chemosphere*, 139 . Réf. HAL: [hal-01575791](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01575791) - [OA HAL](#)

## 2014

19. Delannoy M.\*, Schwarz J., Fournier A., Rychen G., Feidt C. (2014). Effects of Standard Humic Materials on Relative Bioavailability of NDL-PCBs in Juvenile Swine. *PLoS ONE*, 9(12)e115759. Réf. HAL: [hal-01562067](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01562067) - [OA HAL](#)

20. Delannoy M., Rychen G., Fournier A., Jondreville C., Feidt C. (2014). Effects of condensed organic matter on PCBs bioavailability in juvenile swine, an animal model for young children : Effects of condensed organic matter on PCBs bioavailability in juvenile swine, an animal model for young children. *Chemosphere*, 104 . Réf. HAL: [hal-01562065](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01562065) - [OA HAL](#)

## 2012

21. Aubert J., Begriche K., Delannoy M., Morel I., Pajaud J., Ribault C., Lepage S., McGill M. R., Lucas-Clerc C., Turlin B., Robin M.-A., Jaeschke H., Fromenty B.\* (2012). Differences in early acetaminophen hepatotoxicity between obese ob/ob and db/db mice. *Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics*, 342(3) . Réf. HAL: [inserm-00864718](https://hal.archives-ouvertes.fr/inserm-00864718)

### 10.3. **Articles de vulgarisation**

## 2023

1. Matthieu Delannoy, Yves Le Roux, Sarra Gaspard, Stefan Jurjanz, Séverine Piutti, et al.. Sécuriser les filières de production face à la contamination des sols : développement de stratégies de séquestration adaptées au contexte Antillais. 2023. <hal-04241935>

## 2022

2. Feidt C., Fournier A., Collas C., **Delannoy M.**, Jurjanz S., Le Roux Y., Rychen G. (2022). Construction agile d'un programme de recherche-action, interdisciplinaire de longue durée sur le polluant organique chlordécone persistant et toxique, pour répondre aux enjeux santé-environnement. *Pour : enquêtes et témoignages*, 244(3) . url: <https://www.cairn.info/revue-pour.htm>. DOI: <https://doi.org/10.3917/pour.244.0123>. Réf. HAL: [hal-03937739](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03937739) - [OA HAL](#)

## 2017

3. Feidt C.\*, Fournier A., Collas C., Lerch S., Toussaint H., **Delannoy M.**, Jurjanz S., Rychen G. (2017). L'exposition des animaux d'élevage aux contaminants environnementaux : comment garantir la sécurité alimentaire ? *Le Nouveau Praticien Vétérinaire. Elevages et Santé*, 9(37) . url: <https://neva.fr/course/view.php?id=543&topic=0#section-6>. Réf. HAL: [hal-03631201](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03631201) - [OA HAL](#)

4. Feidt C., Delannoy M.\* (2017). La biodisponibilité relative, un outil pour l'éco(toxico)logie trophique ? Réf. HAL: [hal-02789593](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02789593) - [OA HAL](#)

## 2015

5. Chatelet A., Fournier A., Jurjanz S., Lerch S., Toussaint H., **Delannoy M.**, Feidt C., Rychen G. (2015).L'épandage de matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les prairies comporte-t-il des risques en termes de transfert de polluants organiques et inorganiques vers la chaîne alimentaire ? *INRA Productions Animales*, 28(5) . url: [https://www6.inra.fr/productions-animales\\_eng/content/download/7233/96037/version/1/file/Prod\\_Anim\\_2015\\_28\\_5\\_03.pdf](https://www6.inra.fr/productions-animales_eng/content/download/7233/96037/version/1/file/Prod_Anim_2015_28_5_03.pdf). Réf. HAL: [hal-02062060](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02062060) - [OA HAL](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02062060)

### 10.4. **Communications avec actes internationales**

## 2022

1. **Delannoy M.\***, Le Roux Y., Gaspard S., Fournier A., Hartmeyer P., Huguet M., Soligot C., Jurjanz S., Piutti S., Rychen G., Feidt C. (2022).Sécuriser les filières de production face à la contamination des sols : développement de stratégies de séquestration adaptées au contexte antillais, *Colloque scientifique international : Chlordécone, Connaître Pour Agir*, 12-14 décembre 2022, Gosier (France).. url: <https://web-eur.cvent.com/event/044d636c-05aa-47c1-82e3-29b267ce4c6f/summary>. Réf. HAL: [hal-03880859](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03880859)

## 2020

2. Feidt C., Fournier A., Angeon V., Mahieu M., **Delannoy M.**, Gaspard S., Parinet J., Jurjanz S., Rychen G. (2020).Construire un programme de recherche pour répondre à un enjeu sanitaire pour la population : chlordécone et produits animaux aux Antilles, *Les Transitions Ecologiques en Transactions & Actions*, 22-23 juin 2020, Toulouse (France). *Les Transitions Ecologiques en Transactions & Actions - Actes*, 187-188.. Réf. HAL: [hal-03954563](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03954563)

## 2019

3. Ranguin R., Jean-Marius C., Yacou C., Jeanne-Rose V., Gaspard S., Feidt C., Rychen G., **Delannoy M.\*** (2019).Reduction of chlordecone environmental availability by soil amendment of biochars and activated carbons, *35th International Conference on Geochemistry and Health*, 1-5 juillet 2019, Manchester (Royaume-Uni). *35th International Conference on Geochemistry and Health - Abstract Book*, 50.. Réf. HAL: [hal-03954079](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03954079)

## 2018

4. **Delannoy M.\***, Gaspard S., Razafitianamaharavo A., Cakir- Kiefer C., Soligot C., Montarges-Pelletier E., Feidt C., Rychen G. (2018).Efficiency assessment of soil amendment with biochars and activated carbons to limit CLD transfer to animal using in vitro and in vivo assays, *28th Annual Meeting Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe*, 14-17 mai 2018, Rome (Italie). *SETAC Europe 28th Annual Meeting Abstract Book*, 84.. Réf. HAL: [hal-03953068](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03953068) - [OA HAL](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03953068)

## 2015

5. **Delannoy M.\***, Fournier A., Rychen G., Feidt C. (2015).Effect of soil characteristics on NDL-PCBs relative bioavailability: an in vivo assay, *25th edition of the International Symposium on Polycyclic Aromatic Compounds*, 13-17 septembre 2015, Bordeaux (France). *Book of Abstracts ISPAC 2015 25th edition of the International Symposium on Polycyclic Aromatic Compounds 13 - 17 September 2015 Bordeaux, France..* Réf. HAL: [hal-03948525](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03948525)

## 2013

6. **Delannoy M.\***, Fournier A., Rychen G., Feidt C. (2013).Effect of organic matter quality on NDL-PCBs sequestration: relative bioavailability assessment using juvenile piglet, *7th International Workshop on Chemical Bioavailability in the Terrestrial Environment*, 3-6 novembre 2013, Nottingham (GB) (Royaume-Uni). *Proceeding of the 7th International Workshop on Chemical Bioavailability in the Terrestrial Environment*, 94-95.. Réf. HAL: [hal-03945436](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03945436)

### 10.5. **Communications sans actes internationales**

## 2017

1. Perronnet K., Boulvert E., Dalvai J., Pecoul Y., Guerin S., **Delannoy M.** (2017).Projet TROPHé : Transfert et risque des organiques persistants pour l'homme et les écosystèmes, *International congress "Sustainable Urban Agricultures : Vector for the Ecological Transition"*, 6-9 juin 2017, Toulouse (France).. Réf. HAL: [ineris-01853553](https://hal.archives-ouvertes.fr/ineris-01853553) - [OA HAL](#)

### 10.6. **Communications sans actes nationales**

## 2022

1. Thiebaut J.\*, Fournier A., Hartmeyer P., **Delannoy M.**, Feidt C. (2022).Modélisation Du Transfert De Contaminants Organochlorés Chez La Poule : Une Approche Physiologique, *Séminaire annuel de l'Ecole Doctorale SIRENa*, 8 mars 2022, Vandoeuvre-lès-Nancy (France).. Réf. HAL: [hal-03957638](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03957638)

## 2021

2. Matthieu M.\* , Piutti S., Feidt C. (2021).Utilisation de matières carbonées pour limiter la disponibilité des polluants du sol, *Rencontres Agrovalor*, 9 décembre 2021, Nancy (France).. Réf. HAL: [hal-03955963](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03955963)

## 2019

3. **Delannoy M.\***, Razafitianamaharavo A., Richard A., Caria G., Montargès-Pelletier E., Rychen G., Feidt C. (2019).Séquestration des polluants halogénés par des biochars et charbons actifs afin de limiter leur transfert à l'écosystème, la flore et l'animal: le projet PIEGEACHLOR, *4ème Rencontres nationales de la Recherche sur les sites et sols pollués*, 26-27 novembre 2019, Montrouge (France). *4ème Rencontres*

*nationales de la Recherche sur les sites & sols pollués.* Réf. HAL: [hal-03954055](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03954055) - [OA HAL](#)

## 2018

4. **Delannoy M.\***, Collas C., Agnès F., Jurjanz S., Saint-Hilaire M., Fourcot A., Cyril F., Guido R. (2018). Restaurer le service d'approvisionnement alimentaire rendu par les sols, *Journée Mondiale des Sols 2018*, 3 décembre 2018, Nancy (France).. Réf. HAL: [hal-03949123](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03949123)

### 10.7. **Communications invitées avec ou sans actes, nationales ou internationales**

## 2023

1. Delannoy M.\* (2023). Assessment and reduction of pollutant transfer from environment to animals and humans, *Seminar on the bilateral cooperation between Serbia and France*, 26 octobre 2023, Belgrade (Serbie).. Réf. HAL: [hal-04266843](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-04266843)

2. Delannoy M. (2023). Le couple biochar-méthana : Intérêt et perspectives de son utilisation agronomique, *Journée Chaire Agrométhana*, 12 juin 2023, Bouzule (France).. Réf. HAL: [hal-04242004](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-04242004)

3. Delannoy M.\* (2023). Utilisation de biochar et de charbons actifs afin de réduire le transfert des polluants halogénés du sol aux biotes : efficacité et revers de la stratégie, *Webinaire Fire*, 10 octobre 2023, Visio conférence (France).. Réf. HAL: [hal-04241925](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-04241925)

## 2021

4. Delannoy M.\*, Piutti S., Feidt C. (2021). Utilisation de matières carbonées pour limiter la disponibilité des polluants du sol, *Rencontres Agrovalor*, 9 décembre 2021, Nancy (France).. Réf. HAL: [hal-03955963](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03955963)

## 2018

5. Delannoy M.\*, Collas C., Fournier A., Jurjanz S., Saint-Hilaire M., Fourcot A., Feidt C., Rychen G. (2018). Restaurer le service d'approvisionnement alimentaire rendu par les sols, *Journée Mondiale des Sols 2018*, 3 décembre 2018, Nancy (France).. Réf. HAL: [hal-03949123](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03949123)

### 10.8. **Rapports**

## 2021

1. Caria G., Cheviron N., De Caldas T., **Delannoy M.**, Demont-Caulet N., Feidt C., Marot F., Mougin C., Piutti S., Simon N. L., Slezack S., Woignier T. (2021). PIEGEAGE des Composés Halogénés Lipophiles Organiques Rémanents (PIEGEACHLOR). Réf. HAL: [hal-03818090](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03818090) - [OA HAL](#)

## 2019

2. Glorennec P., Chaigneau T., Coftier A., **Delannoy M.**, Esteve W., Herrera H., Le Bot B., Noack Y., Pelfrène A., Nadif R., Paris C., Achard S., Bemmer D., Bex V., Bonvallot N., Caillaud D., Dewitte J.-D., Durif M., Frealle É., Goupil G., Guillemot M.,

## Liste des références personnelles

Jacquemin B., Joubert O., Luce D., Mandin C., Mercier F., Monteil C., Oppliger A., Pernot P., Raheison C., Perouel G., Keirsbulck M., Elreedy S., Pittman A., Saddoki S. (2019). Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs. Rapport technique. URL: Réf. HAL: [hal-03248773](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03248773)

### 10.9. *Thèses*

#### **2014**

1. **Delannoy M.** Évaluation du risque sanitaire lié à l'ingestion involontaire de sol : étude des propriétés du sol sur la biodisponibilité relative des PCB. Dir : Cyril Feidt. Université de Lorraine, 2014. NNT: [2014LORR0294](https://nnt.bibliotheque.univ-lorraine.fr/2014LORR0294). Réf. HAL: [tel-01751388](https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01751388) - [OA HAL](https://hal.archives-ouvertes.fr/OA-HAL)

## 11. Références

- Abrahams, P. W., et J. Steigmajer. 2002. « Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of mid-Wales ». *Environmental Geochemistry and Health [Environ. Geochem. Health]* 25: 17-24.
- Abrahams, Peter W., et Jörg Steigmajer. 2003. « Soil Ingestion by Sheep Grazing the Metal Enriched Floodplain Soils of Mid-Wales ». *Environmental Geochemistry and Health* 25 (1): 17-24. <https://doi.org/10.1023/A:1021217402950>.
- ANSES. 2019. « Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs ». Avis de l'ANSES. Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort, France: ANSES. <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2017SA0192Ra.pdf>.
- ATSDR. 1989. *Toxicological profile for arsenic*. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA: U.S: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Life Systems.
- . 2005. *Toxicological profile for Nickel*. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA: U.S: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Syracuse Research Corporation.
- . 2012. *Toxicological profile for chromium*. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA: U.S: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Syracuse Research Corporation.
- Blanchard, Olivier, Philippe Glorennec, Fabien Mercier, Nathalie Bonvallot, Cécile Chevrier, Olivier Ramalho, Corinne Mandin, et Barbara Le Bot. 2014. « Semivolatile Organic Compounds in Indoor Air and Settled Dust in 30 French Dwellings ». *Environmental Science & Technology* 48 (7): 3959-69. <https://doi.org/10.1021/es405269q>.
- Bouveret, Cécile, Guido Rychen, Sylvain Lerch, Catherine Jondreville, et Cyril Feidt. 2013a. « Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound Chlordecone in piglets ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61 (38): 9269-74. <https://doi.org/10.1021/jf400697r>.
- . 2013b. « Relative Bioavailability of Tropical Volcanic Soil-Bound Chlordecone in Piglets ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61 (38): 9269-74. <https://doi.org/10.1021/jf400697r>.
- Caboche, Julien. 2009. *Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité : application à quatre éléments traces métalliques dans les sols : as, Cd, Pb et Sb*. Vandoeuvre-les-Nancy, INPL. <http://www.theses.fr/2009INPL049N>.
- Casteel, Stan W., Christopher P. Weis, Gerry M. Henningsen, et William J. Brattin. 2006. « Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using young swine ». *Environmental Health Perspectives* 114 (8): 1162-71. <https://doi.org/10.1289/ehp.8852>.
- Clostre, F, et M Lesueur Jannoyer. 2012. « Transfert de la chlordécone du sol vers les produits cultivés ». Document de synthèse Cirad. [https://agents.cirad.fr/pjimg/magalie.jannoyer@cirad.fr/1\\_4Synthese\\_transfert.pdf](https://agents.cirad.fr/pjimg/magalie.jannoyer@cirad.fr/1_4Synthese_transfert.pdf).
- Collas, Claire, Maurice Mahieu, Pierre-Marie Badot, Nadia Crini, Guido Rychen, Cyril Feidt, et Stefan Jurjanz. 2020. « Dynamics of Soil Ingestion by Growing Bulls during Grazing on a High Sward Height in the French West Indies ». *Scientific Reports* 10 (1): 17231. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74317-0>.
- Collas, Claire, Maurice Mahieu, Alexandre Tricheur, Nadia Crini, Pierre-Marie Badot, Harry Archimède, Guido Rychen, Cyril Feidt, et Stefan Jurjanz. 2019. « Cattle Exposure to Chlordecone through Soil Intake. The Case-Study of Tropical Grazing Practices in the French West Indies ». *Science of The Total Environment* 668 (juin): 161-70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.384>.
- Comte, Irina, Alice Pradel, Armand Crabit, Charles Mottes, Lai Ting Pak, et Philippe Cattan. 2022. « Long-Term Pollution by Chlordecone of Tropical Volcanic Soils in the French West Indies: New Insights and Improvement of Previous Predictions ». *Environmental Pollution* 303 (juin): 119091. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119091>.
- Coppini, Giovanni, et Nadia Pinardi. 2010. « The european environment state and outlook 2010 marine and coastal environment ».
- Corinne, Mandin, France CSTB, Mercier Fabien, Lucas Jean-Paul, Ramalho Olivier, Blanchard Olivier, Bonvallot Nathalie, et al. 2013. « Semi-Volatile Organic Compounds in Home Settled Dust: A Nationwide Survey in France ». *ISEE Conference Abstracts*, septembre. <https://doi.org/10.1289/isee.2013.O-2-17-04>.
- Costera, A., C. Feidt, P. Marchand, B. L. Bizec, et G. Rychen. 2006. « PCDD/F and PCB transfer to milk in goats exposed to a long-term intake of contaminated hay ». *Chemosphere* 64: 650-57.
- Costera Pastor, A. 2007. « Transfert des polluants organiques persistants (POP) du fourrage vers le lait chez le ruminant ». Vandoeuvre-les-Nancy: INPL (Institut National Polytechnique de Lorraine): Unité de recherche animal et fonctionnalités des produits animaux (laboratoire). [internal-pdf://2847 Costera Pastor 2007-0433414656/2847 Costera Pastor 2007.pdf](https://internal-pdf://2847%20Costera%20Pastor%202007-0433414656/2847%20Costera%20Pastor%202007.pdf).
- Delannoy, Matthieu. 2014. *Évaluation du risque sanitaire lié à l'ingestion involontaire de sol : étude des propriétés du sol sur la biodisponibilité relative des PCB*. Université de Lorraine. <http://www.theses.fr/2014LORR0294>.
- Delannoy, Matthieu, Jessica Schwarz, Agnès Fournier, Guido Rychen, et Cyril Feidt. 2014. « Effects of Standard Humic Materials on Relative Bioavailability of NDL-PCBs in Juvenile Swine ». *PLoS ONE* 9 (12): e115759. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115759>.
- Denys, Sébastien, Julien Caboche, Karine Tack, Guido Rychen, Joanna Wragg, Mark Cave, Catherine Jondreville, et Cyril Feidt. 2012. « In vivo validation of the unified barge method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils ». *Environmental Science & Technology* 46 (11): 6252-60. <https://doi.org/10.1021/es3006942>.



## Références

- Destoumieux-Garzón, Delphine, Patrick Mavingui, Gilles Boetsch, Jérôme Boissier, Frédéric Darriet, Priscilla Duboz, Clémentine Fritsch, et al. 2018. « The One Health Concept: 10 Years Old and a Long Road Ahead ». *Frontiers in Veterinary Science* 5: 14. <https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00014>.
- DIN 19738. 2017. « Soil Quality - Bioaccessibility of Organic and Inorganic Pollutants from Contaminated Soil Material ». DIN 19738:2017-06. <https://www.normadoc.com/english/din-19738-2017-06.html>.
- Feidt, Cyril, et Matthieu Delannoy. 2017. « La biodisponibilité relative, un outil pour l'éco(toxico)logie trophique ? » <https://hal.inrae.fr/hal-02789593>.
- Feidt, Cyril, Nadine El Wannay, Ronald Ranguin, Sarra Gaspard, Moomen Baroudi, Christelle Yacou, et Guido Rychen. 2022. « *In vitro* and *in vivo* assessment of a CLD sequestration strategy in Nitisol using contrasted carbonaceous materials », 1911-20. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01108-5>.
- Feil, V. J., J. K. Huwe, R. G. Zaylskie, K. L. Davison, V. L. Anderson, M. Marchello, et T. O. Tiernan. 2000. « Chlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in beef animals from a feeding study. » *Journal-of-Agricultural-and-Food-Chemistry*. 48: 6163-73.
- Fernandes, A. R., C. Foxall, A. Lovett, M. Rose, et A. Dowding. 2011. « The assimilation of dioxins and PCBs in conventionally reared farm animals: Occurrence and biotransfer factors ». *Chemosphere* 83: 815-22.
- Ferreira, Elsa. 2013. « Elever des poules en ville, c'est écolo et de plus en plus cool ». *L'Obs Rue89*, 3 mars 2013, sect. Pourquoi ça marche. <https://www.nouvelobs.com/rue89/rue89-pourquoi-ca-marche/20130303.RUE4591/elever-des-poules-en-ville-c-est-ecolo-et-de-plus-en-plus-cool.html>.
- Fries, G. F., G. S. Marrow, et P. A. Snow. 1982a. « Soil ingestion by swine as a route of contaminant exposure ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 1: 201-4.
- Fries, G F, G S Marrow, et P A Snow. 1982b. « Soil ingestion by dairy cattle ». *Journal of Dairy Science* 65 (4): 611-18. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(82\)82238-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(82)82238-8).
- Fries, G. F., G. S. Marrow, et C. J. Somich. 1989. « Oral Bioavailability of Aged Polychlorinated Biphenyl Residues Contained in Soil ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 43 (5): 683-90. <https://doi.org/10.1007/BF01701988>.
- Fries, G. F., D. J. Paustenbach, D. B. Mather, et W. J. Luksemburg. 1999. « A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood ». *Environmental Science and Technology* 33: 1165-70.
- Gis Sol. 2011. « Réseau de Mesures de la Qualité des Sols ». 2011. <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq-s-34>.
- Giulivo, Monica, Miren Lopez de Alda, Ettore Capri, et Damià Barceló. 2016. « Human Exposure to Endocrine Disrupting Compounds: Their Role in Reproductive Systems, Metabolic Syndrome and Breast Cancer. A Review ». *Environmental Research* 151 (novembre): 251-64. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.011>.
- Guillam, Marie-Thérèse, Nadège Thomas, Vincent Nedellec, Mickaël Derbez, Séverine Kirchner, Gaëlle Pédrone, et Claire Ségala. 2010. « Children's Indoor Leisure Activities in France: Time Budget Data for Indoor Air Risk Assessment ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 16 (5): 977-88. <https://doi.org/10.1080/10807039.2010.512237>.
- Healy, W. B. 1968. « Ingestion of soil by dairy cows. » *New Zealand Journal of Agriculture Research (New Zealand J. Agr. Res.)* 11: 487-99.
- Hoogenboom, L. A. P., C. A. Kan, T. F. H. Bovee, G. Van Der Weg, C. Onstenk, et W. A. Traag. 2004. « Residues of dioxins and PCBs in fat of growing pigs and broilers fed contaminated feed ». *Chemosphere* 57: 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.057>.
- Hoogenboom, L. A. P., C. A. Kan, M. J. Zeilmaker, J. Van Eijkeren, et W. A. Traag. 2006. « Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels - Influence of mycotoxin binders on the carry-over from feed to eggs ». *Food Additives and Contaminants* 23 (5): 518-27. <https://doi.org/10.1080/02652030500512037>.
- Huwe, J. K., et D. J. Smith. 2005. « Laboratory and on-farm studies on the bioaccumulation and elimination of dioxins from a contaminated mineral supplement fed to dairy cows ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 2362-70.
- INSERM. 2019. « Exposition aux pesticides et au chlordécone Risque de survenue d'un cancer de la prostate ». Rapport préliminaire Expertise collective Inserm. Paris, France: INSERM. <https://www.inserm.fr/wp-content/uploads/2019-06/inserm-rapportexpositionauxpesticidesetauchlordecone-2019.pdf>.
- ISO. 2008. « 17402:2008 ». *Qualité du sol-Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol*, Geneva (Switzerland).
- . 2017. *Qualité du sol: Evaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux du sol*. 17924:2018. Paris, France: AFNOR,.
- . 2019. « NF ISO 17924 - Qualité du sol — Évaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux du sol — Mode opératoire pour l'estimation de la bioaccessibilité/biodisponibilité pour l'homme de métaux dans le sol ». 17924. Qualité du sol.
- James, Kyle, Rachel E. Peters, Brian D. Laird, Wai K. Ma, Mark Wickstrom, Gladys L. Stephenson, et Steven D. Siciliano. 2011. « Human exposure assessment: A case study of 8 PAH contaminated soils using in vitro digestors and the juvenile swine model ». *Environmental science & technology* 45 (10): 4586-93.

## Références

- Joly, Pierre Benoit. 2010. « La saga du chlordécone aux Antilles françaises: Reconstruction chronologique 1968-2008 ». <https://agris.fao.org/search/en/providers/122439/records/6474737779cbb2c2c1b34311>.
- Jondreville, C, A Fournier, A Travel, C Feidt, et B Roudaut. 2010. « Contaminants chimiques organiques des œufs de poule pondeuse: aspects réglementaires, modalités et risques de transfert ». *INRA Productions Animales* 23 (2): 205-13.
- Jondreville, Catherine, Cécile Bouveret, Magalie Lesueur-Jannoyer, Guido Rychen, et Cyril Feidt. 2013. « Relative Bioavailability of Tropical Volcanic Soil-Bound Chlordécone in Laying Hens (*Gallus Domesticus*) ». *Environmental Science and Pollution Research* 20 (1): 292-99. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1010-1>.
- Jones, D., S. Safe, E. Morcom, M. Holcomb, C. Coppock, et W. Ivie. 1989. « Bioavailability of grain and soil-borne tritiated 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) administered to lactating Holstein cows ». *Chemosphere* 18: 1257-63.
- Juhasz, Albert L., Paul Herde, et Euan Smith. 2016. « Oral Relative Bioavailability of Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) in Contaminated Soil and Its Prediction Using in Vitro Strategies for Exposure Refinement ». *Environmental Research* 150 (octobre): 482-88. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.06.039>.
- Jurjanz, S, C Feidt, L A Pérez-Prieto, H M N Ribeiro Filho, G Rychen, et R Delagarde. 2012. « Soil intake of lactating dairy cows in intensive strip grazing systems ». *Animal* 6 (08): 1350-59. <https://doi.org/10.1017/S1751731111002734>.
- Jurjanz, S., C. Jondreville, M. Mahieu, A. Fournier, H. Archimède, G. Rychen, et C. Feidt. 2014. « Relative Bioavailability of Soil-Bound Chlordécone in Growing Lambs ». *Environmental Geochemistry and Health* 36 (5): 911-17. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9608-5>.
- Kermarrec, Alain. 1980. « Niveau actuel de la contamination des chaînes biologiques en Guadeloupe: pesticides et métaux lourds, 1979-1980 ». <https://www.chlordecone-infos.fr/sites/default/files/documents/rapport-Kermarrec.pdf>.
- Knutsen, Helle Katrine, Jan Alexander, Lars Barregård, Margherita Bignami, Beat Brüscheweiler, Sandra Ceccatelli, Bruce Cottrill, et al. 2018. « Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food ». *EFSA Journal* 16 (11): e05333. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>.
- Le Monde.fr. 2023. « Pollution chimique : la consommation d'œufs de poulaillers domestiques situés en Ile-de-France déconseillée par les autorités sanitaires », 19 avril 2023. [https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/04/19/pollution-chimique-les-autorites-sanitaires-recommandent-de-ne-pas-consommer-d-ufs-de-poulaillers-domestiques-en-ile-de-france\\_6170230\\_3244.html](https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/04/19/pollution-chimique-les-autorites-sanitaires-recommandent-de-ne-pas-consommer-d-ufs-de-poulaillers-domestiques-en-ile-de-france_6170230_3244.html).
- Lebov, J., K. Grieger, D. Womack, D. Zaccaro, N. Whitehead, B. Kowalczyk, et P. D. M. MacDonald. 2017. « A Framework for One Health Research ». *One Health (Amsterdam, Netherlands)* 3 (juin): 44-50. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2017.03.004>.
- Li, Chao, Hongjie Sun, Albert L. Juhasz, Xinyi Cui, et Lena Q. Ma. 2016. « Predicting the Relative Bioavailability of DDT and Its Metabolites in Historically Contaminated Soils Using a Tenax-Improved Physiologically Based Extraction Test (TI-PBET) ». *Environmental Science & Technology* 50 (3): 1118-25. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03891>.
- Li, Chao, Ruirui Zhang, Yunzi Li, Shujun Zhang, Peng Gao, Xinyi Cui, et Lena Q. Ma. 2017. « Relative Bioavailability and Bioaccessibility of PCBs in Soils Based on a Mouse Model and Tenax-Improved Physiologically-Based Extraction Test ». *Chemosphere* 186 (novembre): 709-15. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.028>.
- Littell, R. C., P. R. Henry, A. J. Lewis, et C. B. Ammerman. 1997. « Estimation of relative bioavailability of nutrients using SAS procedures ». *Journal of Animal Science* 75: 2672-83.
- LOI n° 2020-105. 2020. *LOI n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (1)*. 2020-105.
- Maddaloni, M., N. Lolocono, W. Manton, C. Blum, J. Drexler, et J. Graziano. 1998. « Bioavailability of soilborne lead in adults, by stable isotope dilution. » *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl 6): 1589-94. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106s61589>.
- McLachlan, M., et W. Richter. 1998. « Uptake and Transfer of PCDD/Fs by Cattle Fed Naturally Contaminated Feedstuffs and Feed Contaminated as a Result of Sewage Sludge Application. 1. Lactating Cows ». *J. Agric. Food Chem. (Journal of Agricultural and Food Chemistry)* 46: 1166-72.
- MEDDE. s. d. « Pollution des sols BASOL ». Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie. Consulté le 29 septembre 2014. <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/>.
- MEEM. 2017. « Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués ». Bureau du Sol et du Sous-Sol. Paris, France: Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-28910-methodologie-SSP.pdf>.
- Mitro, Susanna D., Robin E. Dodson, Veena Singla, Gary Adamkiewicz, Angelo F. Elmi, Monica K. Tilly, et Ami R. Zota. 2016. « Consumer Product Chemicals in Indoor Dust: A Quantitative Meta-Analysis of U.S. Studies ». *Environmental Science & Technology* 50 (19): 10661-72. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02023>.
- NEPI. 2000. « Assessing the Bioavailability of Metals in Soil for Use in Human Health Risk Assessments ». National Environmental Policy Institute. <http://geoweb.tamu.edu/Faculty/Herbert/geol641/docs/MetalsBioavailability.pdf>.
- OECD. 1984. « Test n° 207 earthworm acute toxicity test ». In *Section 4: effects on biotic systems*. Vol. 4. Guideline for testing of chemicals 207. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/20745761>.

## Références

- Ouest France. 2012. « Pollution aux PCB dans le Sud-Mayenne : un 6e troupeau de bovins abattu ». *Ouest-France*, 2 janvier 2012, sect. Pays de la Loire. <https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/pollution-aux-pcb-dans-le-sud-mayenne-un-6e-troupeau-de-bovins-abattu-48542>.
- Pelfrêne, A., C. Waterlot, M. Mazzuca, C. Nisse, D. Cuny, A. Richard, S. Denys, et al. 2012. « Bioaccessibility of trace elements as affected by soil parameters in smelter-contaminated agricultural soils: A statistical modeling approach ». *Environmental Pollution* 160 (1): 130-38.
- Piskorska-Pliszczyńska, Jadwiga, Paweł Struciński, Szczepan Mikołajczyk, Sebastian Maszewski, Jarosław Rachubik, et Małgorzata Warenik-Bany. 2015. « Dioxins, Furans, and Polychlorinated Biphenyls in Hen Eggs – a New Source of Hazard for Consumers? » *Journal of Veterinary Research* 59 (4): 519-26. <https://doi.org/10.1515/bvip-2015-0078>.
- Plichta, V., W. Völkel, L. Fembacher, M. Spolders, M. Wöckner, B. Aschenbrenner, H. Schafft, et H. Fromme. 2019. « Bioavailability of Phthalate and DINCH® Plasticizers, after Oral Administration of Dust to Piglets ». *Toxicology Letters* 314 (octobre): 82-88. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2019.07.018>.
- Procaccia, Catherine. 2023. « L'impact de l'utilisation de la chlordécone aux Antilles françaises ». L'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques 871 (Assemblée Nationale), 360 (Sénat). <https://www.senat.fr/rap/r22-360/r22-3601.pdf>.
- Pu, X., L. S. Lee, R. E. Galinsky, et G. P. Carlson. 2004. « Evaluation of a rat model versus a physiologically based extraction test for assessing phenanthrene bioavailability from soils ». *Toxicological Sciences* 79: 10-17.
- Radisson, Laurent. 2022. « PCB en Mayenne: Aprochim condamnée à verser 50 000 euros pour cinq dépassements ». *Actu-Environnement*, 13 juillet 2022. <https://www.actu-environnement.com/ae/news/PCB-mayenne-aprochim-condamnation-payer-40013.php4>.
- Raffy, Gaëlle. 2018. « Exposition humaine aux composés organiques semi-volatils (COSV) en environnement intérieur par ingestion de poussières: évaluation de la bioaccessibilité orale des COSV ». Thèse de doctorat, 1969-2022, France: Université de Rennes 1. <http://www.theses.fr/2018REN1B053/document>.
- RECORD. 2014. Review of *Evaluations quantitatives des risques sanitaires de sites et sols pollués. Analyse des sources de variations et d'incertitudes dans l'estimation des expositions : Caractérisation, étude comparative et voies d'amélioration*, par P De Giudici, n° 12-0675/1A: 151.
- Règlement (CE) n° 1907/2006. 2014. *Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n o 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n o 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1907/2014-04-10/fra>.
- Richter, W., et M. S. McLachlan. 2001. « Uptake and transfer of PCDD/Fs by cattle fed naturally contaminated feedstuffs and feed contaminated as a result of sewage sludge application. 2. Nonlactating cows ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 49: 5857-65.
- Roszko, Marek, Krystyna Szymczyk, et Renata Jędrzejczak. 2014. « Influence of Hen Breeding Type on PCDD/F, PCB & PBDE Levels in Eggs ». *Science of The Total Environment* 487 (juillet): 279-89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.033>.
- Rudel, Ruthann A., et Laura J. Perovich. 2009. « Endocrine Disrupting Chemicals in Indoor and Outdoor Air ». *Atmospheric Environment* 43 (1): 170-81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.025>.
- Saaidi, Pierre-Loïc, Olivier Grünberger, Anatja Samouëlian, Yves Le Roux, Antoine Richard, Damien A. Devault, Cyril Feidt, et al. 2023. « Is a Dissipation Half-Life of 5 Years for Chlordecone in Soils of the French West Indies Relevant? » *Environmental Pollution* 324 (mai): 121283. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121283>.
- Simon. 2020. « Installer un poulailler collectif à la Musau ». Strasbourg.eu. 30 janvier 2020. <https://participer.strasbourg.eu/detail-budget-participatif/-/entity/id/14081124>.
- Smith, Euan, John Weber, Allan Rofe, Dorota Gancarz, Ravi Naidu, et Albert L. Juhasz. 2012. « Assessment of DDT Relative Bioavailability and Bioaccessibility in Historically Contaminated Soils Using an in Vivo Mouse Model and Fed and Unfed Batch in Vitro Assays ». *Environmental Science & Technology* 46 (5): 2928-34. <https://doi.org/10.1021/es203030q>.
- Snegaroff, Jacques. 1977. « Les résidus d'insecticides organochlorés dans les sols et les rivières de la région bananière de Guadeloupe. » *Phytiatrie-Phytopharmacie* 26: 251-68.
- SPF. 2018. « Imprégnation de la population antillaise par la chlordécone et certains composés organochlorés en 2013/2014. Etude Kannari ». Saint-Maurice : Santé Publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/regions/antilles/documents/rapport-synthese/2018/impregnation-de-la-population-antillaise-par-la-chlordecone-et-certains-composes-organochlores-en-2013-2014-etude-kannari>.
- Stevens, Jeffrey B., et Elizabeth N. Gerbec. 1988. « Dioxin in the Agricultural Food Chain ». *Risk Analysis* 8 (3): 329-35. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1988.tb00495.x>.
- Tao, S., W. X. Liu, X. Q. Li, D. X. Zhou, X. Li, Y. F. Yang, D. P. Yue, et R. M. Coveney. 2009. « Organochlorine pesticide residuals in chickens and eggs at a poultry farm in Beijing, China ». *Environmental Pollution* 157: 497-502. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.005>.

## Références

- Torny, Didier. 2010. « Gérer une pollution durable. Le cas du chlordécone aux Antilles françaises ». *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, n° 59: 61.
- Travel, A., C. Jondreville, J. Guinvarch, M. Chabault, S. Lubac, C. Feidt, P. Marchand, et al. 2008. « La filière fait le point sur le risque de transfert de polluants organiques persistants vers les oeufs ». *TeMA Technique et Marché Avicoles* 6 (25): 11-19. <https://hal.inrae.fr/hal-02649375>.
- U.S. EPA. 2007a. « Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods ». Guidance and technical report OSWER 9285.7-77. Superfund. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response - U.S. Environmental Protection Agency. [http://epa.gov/superfund/health/contaminants/bioavailability/lead\\_tsd.pdf](http://epa.gov/superfund/health/contaminants/bioavailability/lead_tsd.pdf).
- . 2007b. « Guidance for evaluating the oral bioavailability of metals in soils for use in human health risk assessment ». Guidance and technical report OSWER 9285.7-80. Superfund. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response - U.S. Environmental Protection Agency. [http://www.epa.gov/superfund/bioavailability/bio\\_guidance.pdf](http://www.epa.gov/superfund/bioavailability/bio_guidance.pdf).
- . 2011. « Exposure factors handbook 2011 edition (Final) ». EPA/600/R-09/052F. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC.
- . 2017. « Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook -Soil and Dust Ingestion ». In *Exposure Factors Handbook*, National Center for Environmental Assessment. EPA/600/R-17/384F. Washington, USA (DC).
- Van der Meulen, J., C. Kwakernaak, et C. A. Kan. 2008. « Sand intake by laying hens and its effect on egg production parameters ». *Journal of animal physiology and animal nutrition* 92: 426-31.
- Van Driessche, Luc. 2022. « Série "Les scandales sanitaires" | La crise de la dioxine, un fiasco politique, sanitaire et économique ». *L'Echo*, 9 août 2022, sect. Entreprises. <https://www.lecho.be/entreprises/alimentation-boisson/serie-les-scandales-sanitaires-la-crise-de-la-dioxine-un-fiasco-politique-sanitaire-et-economique/10406264.html>.
- Van Overmeire, I., L. Pussemier, N. Waegeneers, V. Hanot, I. Windal, L. Boxus, A. Covaci, et al. 2009. « Assessment of the chemical contamination in home-produced eggs in Belgium: General overview of the CONTEGG study ». *Science of the Total Environment* 407: 4403-10.
- Van Overmeire, I., N. Waegeneers, I. Sioen, M. Bilau, S. De Henauw, L. Goeyens, L. Pussemier, et G. Eppe. 2009. « PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in home-produced eggs from Belgium: Levels, contamination sources and health risks ». *Science of the Total Environment* 407: 4419-29.
- Watteau, Françoise, et Geneviève Villemin. 2011. « Characterization of Organic Matter Microstructure Dynamics during Co-Composting of Sewage Sludge, Barks and Green Waste ». *Bioresource Technology* 102 (19): 9313-17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.022>.
- Wetzels, Stefanie U., Melanie Eger, Marion Burmester, Lothar Kreienbrock, Amir Abdulmawjood, Beate Pinior, Martin Wagner, Gerhard Breves, et Evelyne Mann. 2018. « The Application of Rumen Simulation Technique (RUSITEC) for Studying Dynamics of the Bacterial Community and Metabolome in Rumen Fluid and the Effects of a Challenge with *Clostridium Perfringens* ». *PLOS ONE* 13 (2): e0192256. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192256>.
- Windal, I., V. Hanot, J. Marchi, G. Huysmans, I. Van Overmeire, N. Waegeneers, et L. Goeyens. 2009. « PCB and organochlorine pesticides in home-produced eggs in Belgium ». *Science of the Total Environment* 407: 4430-37.
- Winkler, Jörg. 2015. « High Levels of Dioxin-like PCBs Found in Organic-Farmed Eggs Caused by Coating Materials of Asbestos-Cement Fiber Plates: A Case Study ». *Environment International* 80 (juillet): 72-78. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.005>.
- Wœrth. 2021. « Au collège, un bilan positif pour le projet « Je fais ma part » ». *DNA*, 5 juillet 2021. <https://www.dna.fr/culture-loisirs/2021/07/05/au-college-un-bilan-positif-pour-le-projet-je-fais-ma-part>.

La dynamique des polluants entre compartiments ainsi que leur transfert aux biotes de l'agroécosystème et à l'Homme est une thématique faisant l'objet d'une demande sociale forte. Elle inclut des attentes de la recherche, mais également un transfert de connaissances et d'outils opérationnels pour la société. Ces dernières décennies en sont caractéristiques, de par l'émergence de la conscience de l'impact de pollutions historiques ou récentes, des crises sanitaires puis politiques d'ampleur et d'une communication de plus en plus essentielle pour le grand public. Ce mémoire constitue la synthèse des recherches dans lesquelles je me suis impliqué au sein de l'équipe Micropolluants et Résidus dans la Chaîne Alimentaire. Ces travaux ont permis, par des approches complémentaires, de mieux appréhender le transfert des polluants de l'environnement, présents dans les sols des Sites et sols pollués ou agronomiques, à l'Homme, mais également à l'animal et les denrées qui en sont issues. Cette démarche s'insère, en même temps, en évaluation de risques sanitaires, et donc pour l'Homme, mais également à destination des agroécosystèmes affectés par les contaminations pérennes de l'environnement.

Reprenant les concepts et outils abordés et/ou développés au cours des dix dernières années, ce mémoire présente les avancées réalisées. Tout d'abord l'évaluation du transfert, reprenant les études réalisées concernant la biodisponibilité, la disponibilité environnementale, la bioaccessibilité, les expertises achevées et l'encadrement de doctorants sur cette thématique. Enfin, il aborde une manière de réduire ce transfert en développant des techniques de séquestration. Les travaux menés permettent de mieux caractériser l'efficacité de ces stratégies par l'utilisation de biochars et charbons actifs en tant qu'amendement de ces sols.

Les perspectives de recherche que j'envisage de développer ont pour ambition de contribuer à une meilleure connaissance, une meilleure prise en compte du risque posé par les pollutions chimiques à l'agroécosystème et à l'Homme. Fondés sur les approches expérimentales développées, des outils et stratégies opérationnels seront développés, testés et proposés aux gestionnaires des sites et sols pollués en vue d'évaluer et de limiter le transfert des polluants environnementaux à l'animal et à l'Homme. Il est ainsi proposé une validation de ces essais, notamment leurs versions simplifiées, pour les rendre plus accessibles, plus versatiles, plus rapides et plus encadrées dans leur application. Ces outils apparaissent nécessaires pour appréhender les caractères multisystème et multicontaminations des sites et sols pollués et améliorer finalement leur gestion.