



HAL
open science

Biodisponibilité relative du chlordécone de l'andosol et du nitisol chez les animaux d'élevage monogastriques

Cécile Bouveret

► **To cite this version:**

Cécile Bouveret. Biodisponibilité relative du chlordécone de l'andosol et du nitisol chez les animaux d'élevage monogastriques. Sciences agricoles. Université de Lorraine, 2012. Français. NNT : 2012LORR0253 . tel-01749456

HAL Id: tel-01749456

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01749456>

Submitted on 29 Mar 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Université de Lorraine

Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

Unité de Recherche Animal et Fonctionnalités des Produits Animaux (URAFPA)

Ecole Doctorale Sciences et Ingénieries des Ressources, Procédés, Produits et Environnement (RP2E)

THESE

Présentée en vue de l'obtention du grade de

Doctorat de l'Université de Lorraine

Spécialité : Sciences Agronomiques

par Cécile Bouveret

**Biodisponibilité relative du chlordécone de
l'andosol et du nitisol chez les animaux
d'élevage monogastriques**

Soutenue publiquement le 28 novembre 2012

Membres du Jury

Sébastien Denys, Chef d'Unité	ANSES, PARIS	Président
Carlos Simoes Nunes, Directeur de Recherche	DSM, Village Neuf	Rapporteur
Eric Lichtfouse, Chercheur HDR	INRA, Dijon	Rapporteur
Harry Archimède, Directeur de Recherche	INRA, Guadeloupe	Examineur
Guido Rychen, Professeur	ENSAIA-INPL, Nancy	Examineur (Directeur de thèse)
Cyril Feidt, Professeur	ENSAIA-INPL, Nancy	Examineur (Co-directeur de thèse)

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS.....	5
RESUME.....	6
SUMMARY.....	6
VALORISATION SCIENTIFIQUE DES TRAVAUX DE THESE.....	7
LISTE DES ABREVIATIONS	8
LISTE DES TABLEAUX	10
LISTE DES FIGURES.....	11
LISTE DES ANNEXES	12
INTRODUCTION GENERALE	13
PARTIE I : APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE DE LA BIODISPONIBILITE DU CHLORDECONE DANS LES SOLS ANTILLAIS	17
I- UN POLLUANT ORGANIQUE PERSISTANT : LE CHLORDECONE	17
I-1 HISTORIQUE	17
I-2 PROPRIETES ET TOXICITE DU CHLORDECONE.....	19
II- LE PROBLEME DES RESIDUS DE CHLORDECONE DANS LES SOLS ANTILLAIS.....	23
II-1 LA POPULATION ANTILLAISE TOUJOURS EXPOSEE AU CHLORDECONE	23
II-2 CARTOGRAPHIES DES ZONES CONTAMINEES.....	24
II-3 ORIGINES DE LA CONTAMINATION HUMAINE.....	28
III- PHYSIOLOGIE DIGESTIVE DES ANIMAUX MONOGASTRIQUES.....	49
III-1 GENERALITES	49
III-2 LA DIGESTION CHEZ L'ANIMAL MONOGASTRIQUE.....	51
IV- ABSORPTION DISTRIBUTION METABOLISME ET EXCRETION DU CHLORDECONE CHEZ LE MONOGASTRIQUE.....	59
V- DEFINITION DE LA BIODISPONIBILITE.....	67
VI- METHODES DISPONIBLES POUR L'ETUDE DE LA BIODISPONIBILITE	69
VI-1 METHODES D'EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE ABSOLUE.....	69
VI-2 METHODES D'EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE.....	70

VII-VALEUR DE BIODISPONIBILITE ABSOLUE ET DE BIODISPONIBILITE RELATIVE DES POLLUANTS ORGANIQUES DU SOL.....	75
VIII- FACTEURS DE VARIATION DE LA BIODISPONIBILITE DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS	81
VIII-1 EFFET DU DEGRE DE CHLORATION DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS DU SOL SUR LA BIODISPONIBILITE	81
VIII-2 FACTEURS ASSOCIES AUX CARACTERISTIQUES DU SOL INFLUENÇANT LA BIODISPONIBILITE DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS DU SOL.....	82
VIII-3 FACTEURS ASSOCIES AUX CONDITIONS EXPERIMENTALES INFLUENÇANT LES VALEURS DE BIODISPONIBILITE DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS DU SOL	82
IX- CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE.....	85
PARTIES II ET III : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LA POULE PONDEUSE ET LE PORCELET	87
INTRODUCTION.....	89
PARTIE II : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LA POULE PONDEUSE	95
OBJECTIF.....	95
I- MATERIELS ET METHODES.....	95
I-1 PRINCIPE.....	95
I-2 MATRICES CONTAMINEES ET ALIMENTS EXPERIMENTAUX.....	96
I-3 ANIMAUX ET CONDUITE EXPERIMENTALE	102
I-4 ANALYSES CHIMIQUES	104
I-5 CALCULS ET ANALYSES STATISTIQUES.....	105
II- RESULTATS ET DISCUSSION.....	106
II-1 CARACTERISTIQUES DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX.....	106
II-2 PERFORMANCES DES ANIMAUX.....	108
II-3 REPONSE DE LA CONCENTRATION DE CHLORDECONE DANS L'ŒUF, LE GRAS ABDOMINAL ET LE FOIE A L'INGESTION DE CHLORDECONE SUIVANT LA MATRICE.....	108
CONCLUSION.....	118
PARTIE III : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LE PORCELET	123

OBJECTIF	123
I-MATERIELS ET METHODES	124
I-1 PRINCIPE	124
I-2 MATRICES CONTAMINEES ET FABRICATION DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX	124
I-3 ANIMAUX ET CONDUITE EXPERIMENTALE	128
I-4 ANALYSES CHIMIQUES	130
I-5 ANALYSES STATISTIQUES	131
II- RESULTATS ET DISCUSSION	132
II -1 CARACTERISTIQUES DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX	132
II-2 REPONSE DE LA CONCENTRATION DE CHLORDECONE DANS LE GRAS SOUS-CUTANE ET LE FOIE A L'INGESTION DE CHLORDECONE SUIVANT LA MATRICE	135
CONCLUSION	142
PARTIE IV : DISCUSSION GENERALE	143
I- ABSENCE D'IMPACT DES SOLS ANTILLAIS SUR LA BIODISPONIBILITE DU CHLORDECONE CHEZ L'ANIMAL MONOGASTRIQUE	146
II- EXPOSITION DES ANIMAUX D'ELEVAGE AU CHLORDECONE ET DEPASSEMENT DES LIMITES REGLEMENTAIRES	150
III-POINTS FORTS ET LIMITES DE LA PROCEDURE EXPERIMENTALE MENE E	153
IV- PERSPECTIVES	155
CONCLUSION GENERALE	158
ANNEXES	161
REFERENCES	176

REMERCIEMENTS

J'adresse mes remerciements à l'ensemble des personnes qui ont permis la construction et l'aboutissement de ce projet, et en particulier aux membres de l'équipe MRCA de l'URAFPA qui m'ont beaucoup donné, aidé et appris.

Je remercie Monsieur Guido Rychen de m'avoir accueilli dans son laboratoire et de m'avoir encadré tout au long de ce projet. Un grand merci pour sa confiance, son soutien, ses conseils et sa patience. Je remercie également Monsieur Cyril Feidt pour ses conseils, son soutien et sa disponibilité ainsi que pour les bons moments passés durant ces trois années de thèse au laboratoire et à l'extérieur.

Je remercie Monsieur Carlos Simoes Nunes, Directeur de Recherche au CRNA et Monsieur Eric Lichtfouse, chercheur HDR à l'INRA pour avoir accepté de juger ce travail ainsi que Monsieur Sébastien Denys, Directeur d'unité à l'ANSES et Monsieur Harry Archimède, Directeur de recherche à l'INRA, pour avoir accepté de l'examiner.

Je remercie Madame Catherine Jondreville pour m'avoir formé aux analyses statistiques, ainsi que pour son aide, sa rigueur et sa disponibilité dans la démarche méthodologique.

Je remercie Madame Magali Jannoyer et le CIRAD de Martinique qui ont permis l'initiation de ce projet avec l'URAFPA. Je remercie le LDA 26 pour la réalisation des analyses chimiques.

Un grand merci à Paméla, Christine, Claire, Hervé, François, Guido, Cyril, Stefan, Catherine J., Catherine L., Katy, Nicolas, Frédéric, Angélique T., Agnès et Matthieu pour leur aide précieuse dans l'organisation et la réalisation de mes expérimentations.

Je remercie également les personnes côtoyées au laboratoire : Diane, Marion, Thibault, Abdou, Yves, Abir, Balbine, Marie-Antoinette, Guillaume, Fan, Hussein, Bilal, Salim, Sylvain et Yann.

Je remercie bien sûr les membres du fameux bureau A14 avec qui j'ai partagé de bons moments : Juliette, Matthieu, Fayçal, Agnès, Angélique L., Guillemette, Julie, Imen, Sana Marie-Dorothée et Marie-Laure.

Un grand merci à ma famille et mes amis pour m'avoir soutenu jusqu'au bout et réconforté.

RESUME

Biodisponibilité relative du chlordécone de l'andosol et du nitisol chez les animaux d'élevage monogastriques

Le chlordécone est un pesticide organochloré, qui a été utilisé dans les Antilles françaises pour lutter contre le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus*. Ce pesticide a été interdit en 1993 en raison de sa toxicité et de sa persistance dans l'environnement. Cependant des études ont montré que la population antillaise continue d'être exposée (lait maternel et sang contaminés, transfert de chlordécone mère-jeune, retard du développement cognitif, risque de cancer de la prostate) en particulier via l'alimentation. Depuis 2008, la réglementation européenne n°396/2005 est appliquée sur le territoire antillais (limite maximale fixée à 10 et 20 µg chlordécone /kg poids frais respectivement dans le foie et l'œuf et de 100 µg/kg de matière grasse dans le gras). Il s'avère que la contamination des denrées au chlordécone est due au fait que les sols d'anciennes bananeraies autrefois traités au chlordécone (principalement des andosols, des nitisols et des ferrisols) demeurent contaminés. L'andosol contient de l'argile allophane, structure qui confère une microporosité élevée par l'enchevêtrement de motifs particuliers répétés à plusieurs échelles. Le chlordécone de l'andosol a été potentiellement piégé par ce réseau de micropores et est supposé être fortement retenu. Au contraire, le nitisol contient de l'argile halloysite, dont la structure correspond à une superposition de couches et ménage une faible porosité. Notre hypothèse est que le chlordécone est moins retenu par le nitisol que par l'andosol. Les animaux monogastriques élevés en plein air (porcin, volaille) sont susceptibles d'ingérer du sol de manière involontaire. Chez la poule pondeuse, les niveaux d'ingestion de sol peuvent atteindre 25 % de la ration alimentaire journalière dans le cas d'une réduction du couvert végétal et/ou d'un rationnement alimentaire. L'ingestion de sol pour le porcin a été peu étudiée.

Nous avons cherché à déterminer les aptitudes d'un andosol et d'un nitisol à retenir le chlordécone durant le processus digestif. Pour cela nous avons évalué la biodisponibilité relative du chlordécone d'un andosol et d'un nitisol chez l'animal monogastrique. La détermination de la biodisponibilité relative repose sur la comparaison des pentes entre la réponse (concentration de chlordécone dans les matrices animales) obtenue lors des doses croissantes de chlordécone ingérées via la matrice testée (l'andosol ou le nitisol) à la réponse obtenue lors des mêmes doses de chlordécone ingérées via une matrice de référence (huile).

Les résultats obtenus chez la poule pondeuse et le porcelet ont indiqué que l'andosol et le nitisol n'affectent pas la biodisponibilité du chlordécone. Ainsi, la biodisponibilité relative du chlordécone des sols étudiés a été identique et considérée égale à 100% aussi bien chez la poule que chez le porcelet. Le chlordécone du sol a donc été extrait durant le processus digestif et absorbé par l'animal monogastrique à l'identique du chlordécone dissous dans de l'huile. Le chlordécone du sol est donc assimilable par l'animal d'élevage. Ainsi, les sols contaminés en chlordécone présentent un réel risque pour la filière animale. Les teneurs en chlordécone des produits (foie, gras, œuf) ont dépassé les limites maximales acceptables de dès lors que les animaux monogastriques ont ingéré 6,8 µg chlordécone /jour/kg de poids vif. Sachant que 10% des sols cultivables contiennent au moins 1 mg chlordécone /kg, dès lors qu'un animal monogastrique (poule pondeuse ou porcelet) ingère 17 % de sol dans sa ration alimentaire quotidienne, les teneurs en chlordécone des produits dépasseront les limites maximales et seront « impropres » à la consommation. Il convient ainsi d'identifier les pratiques d'élevage à risques pour préconiser des mesures limitant la contamination des produits animaux au chlordécone.

Mots clés : Chlordécone – Biodisponibilité relative – poule pondeuse – porcelet – andosol – nitisol

SUMMARY

Relative bioavailability of chlordecone in andosol and nitisol in monogastric farm animals

Chlordecone (CLD) is an organochlorine pesticide used in the French West Indies against black weevil *Cosmopolites sordidus*. This pesticide was banned in 1993, because of the toxicity and persistence of this compound in the environment. However, several studies indicated that the population is already exposed to chlordecone (contaminated blood and maternal milk, chlordecone transfer to the mother from the child, memory delay in child and risk to the prostate cancer) particularly by food ingestion. Since 2008, European Regulation n°396/2005 is applied in French West Indies (maximal limit fixed at 10 and 20 µg chlordecone/kg of fresh weight in liver and egg and at 100 µg chlordecone /kg of fat in fat). Soils of banana crops previously treated by chlordecone (mainly andosols, nitisols, ferrisols) are still contaminated and are the major source of contamination of food products. Andosol contains allophane clay structure which allows a high microporosity with the formation of particle aggregates in a pattern repeated at different scales. chlordecone would be strongly trapped by this micropores structure and supposed to be strongly retained. Nitisol contains halloysite clayed structure composed to the clay layers superposition with a low porosity. Our hypothesis is that chlordecone is less retained by nitisol than by andosol. Monogastric animals reared outside (pig, poultry) may involuntary ingest soil. It has been shown that hen can ingest soil amounts corresponding to 25 % of the daily ration in the case of vegetation reduction and of nutritional imbalance. Soil ingestion by pig was less studied.

In the frame of this research work, we determined andosol and nitisol capacities to retain chlordecone during the digestive process. The relative bioavailability of soil-bound chlordecone in monogastric farm animals (laying hen and juvenile swine) was established. The relative bioavailability determination consists to the slope comparison between the response (concentrations of chlordecone in animal matrices) obtained with increasing chlordecone doses via andosol or nitisol and the response obtained with the same chlordecone ingestion doses via a reference matrix (oil).

Results showed that andosol and nitisol did not reduce the chlordecone bioavailability. Thus, relative bioavailability of soil-bound chlordecone was considered to be equal to 100% in laying hen and in juvenile swine. chlordecone was extracted during the digestive process and was absorbed by the monogastric animals. Thus, soil-bound chlordecone is directly assimilated by monogastric farm animals. Concentrations of chlordecone in animal products (liver, fat, egg) exceeded maximal limits for a chlordecone ingestion at least equal to 6.8 µg chlordecone/day/kg of body weight. Since 10% of agricultural soils are contaminated with at least 1 mg/kg, the ingestion of 17% of soil in the daily food ration will result in animal products not acceptable for human consumption. Therefore, it is important to characterize the risk livestock farming practices in order to limit the contamination of food products.

Keywords : Chlordecone – Relative bioavailability – laying hen – juvenile swine – andosol – nitisol

VALORISATION SCIENTIFIQUE DES TRAVAUX DE THESE

Publication

Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound chlordécone in laying hens (*Gallus domesticus*). Jondreville, C., Bouveret, C., Lesueur-Jannoyer, M., Rychen, G., Feidt, C. (2012). Environmental Science and Pollution Research International. 20(1), 292-299.

Présentation de poster

Biodisponibilité du chlordécone présent dans des sols antillais chez la poule pondeuse. Bouveret, C., Rychen, G., Lesueur-Jannoyer, Jondreville, C. Séminaire de l'école doctorale RP2E, Poster n°48, Nancy, France (2011).

LISTE DES ABREVIATIONS

AFNOR : Agence Française de NORmalisation

AFSSA : Agence Française de la Sécurité Sanitaire des Aliments

AhR : Aryl Hydrocarbon Receptor

ANSES: Agence Nationale de SEcurité Sanitaire de l'alimentation de l'environnement et du travail

AhRNT : AhR Nuclear Translocator

ASE : Accelerated Solvent Extraction

BA : Biodisponibilité Absolue

BR : Biodisponibilité Relative

CALBAS : Comportements ALimentaires dans la région de BASse-terre

CEC : Cationic Exchange Capacity

CIRAD : Centre International de la Recherche Agronomique pour le Développement

COR : Carry Over Rate

CVR: Coefficient de Variation Résiduelle

DAF : Direction de l'Agriculture et de la Forêt

DIREN : Direction Régionale de l'ENvironnment

ENSAIA : Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires

ESCAL : Etude sur la santé des Comportements ALimentaire

EROD : EthoxyResolrulfen O-Deethylase

g : gramme

GC-MS/MS: Gaz Chromatography-Mass Spectrometry/ Mass Spectrometry

GIP: Glucose dependent-Insulintropic Peptide

GLM : Generalized Linear Model

GMQ : Gain Moyen Quotidien

ha : Hectare

INRA : Institut National de Recherche Agronomique

I-TEQ : International Toxic Equivalent Quantity

JAFa : JArdins FAmiliaux

kg : kilogramme

Kow : octanol-water partition coefficient

LM : Limite Maximale

LOD : Limit Of Detection

LOQ : Limit Of Quantification

LW : Large White

mg : milligramme

µg : microgramme

MRCA: Micropolluants et Résidus dans la Chaîne Alimentaire

MROD : MethoxyResorufin-O-Demethylase

NRC: National Research Council

OH: HydrOxy-

P : Probabilité

PXR : Pregnane X - Receptor

RESO : RESidus Organochlorés

SAS : Statistical Analysis Software

SIG : Système d'Information Géographique

TEF : Toxic Equivalent Factor

rpm : Rotation Par Minute

URAFPA : Unité de Recherche Animal et Fonctionnalités des Produits Animaux

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : CARACTERISTIQUES DU CHLORDECONE.....	20
TABLEAU 2 : EVALUATION DE LA SUPERFICIE DES ZONES MOYENNEMENT ET FORTEMENT CONTAMINEES EN CHLORDECONE.....	27
TABLEAU 3 : DOSES JOURNALIERES TOLERABLES (DJT) ET LIMITES MAXIMALES DU CHLORDECONE	31
TABLEAU 4 : TENEURS MAXIMALES EN CHLORDECONE OBSERVEES DANS LES VEGETAUX ET LES SOLS ASSOCIES DES ANTILLES FRANÇAISES	33
TABLEAU 5 : DONNEES DES ETUDES ESCAL, CALBAS ET RESO CONCERNANT LA CONTAMINATION DES DENREES SUSCEPTIBLES D'ETRE CONSOMMEES PAR LA POPULATION ANTILLAISE ADULTE	34
TABLEAU 6 : COMPARAISON ENTRE L'INGESTION DE FOURRAGE ET DE SOL CHEZ DIFFERENTES ESPECES D'ELEVAGE	44
TABLEAU 7 : COMPARAISON DE LA FONCTION DIGESTIVE DE LA VOLAILLE ET DU PORC	53
TABLEAU 8 : DIGESTIBILITE DES LIPIDES CHEZ LA VOLAILLE ET LE PORCIN	56
TABLEAU 9 : DISTRIBUTION DU CHLORDECONE ET D'AUTRES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS DANS LE FOIE ET LE GRAS ..	61
TABLEAU 10 : CARACTERISTIQUES DES DIFFERENTES LIPOPROTEINES	62
TABLEAU 11 : REPARTITION ENTRE LE CHLORDECONE ET LES LIPOPROTEINES PAR RAPPORT A D'AUTRES POLLUANTS ORGANIQUES	63
TABLEAU 12 : RECAPITULATIF DES VALEURS DE BIODISPONIBILITE ABSOLUE ET DE BIODISPONIBILITE RELATIVE OBTENUES AVEC LES DIFFERENTES METHODES DISPONIBLES.....	78
TABLEAU 13 : CARACTERISATION DES SOLS : GRANULOMETRIE, MATIERE ORGANIQUE, CEC (LABORATOIRE D'ANALYSE DES SOLS D'ARRAS)	98
TABLEAU 14 : CARACTERISATION ANALYTIQUE DES SOLS	98
TABLEAU 15 : COMPOSITION DES QUATORZE ALIMENTS EXPERIMENTAUX.....	101
TABLEAU 16 : PERFORMANCES DES POULES PONDEUSES PENDANT LA PERIODE D'EXPOSITION.....	109
TABLEAU 17 : IMPACT DE L'ALIMENT SUR LA CONCENTRATION DE CHLORDECONE DE L'ŒUF, DU GRAS ABDOMINAL ET DU FOIE	110
TABLEAU 18 : PARAMETRES DE LA REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DE L'ŒUF ET DU GRAS ABDOMINAL ($\mu\text{G}/\text{KG}$) A L'INGESTION DE CHLORDECONE ISSU DE L'ANDOSOL, DU NITISOL OU DE L'HUILE ($\mu\text{G}/\text{J}$)1 ET ESTIMATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE (BR)2 DU CHLORDECONE DANS L'ANDOSOL ET LE NITISOL	115
TABLEAU 19 : POTENTIEL DE « TRANSFERT » DE CHLORDECONE VERS L'ŒUF	116
TABLEAU 20 : COMPOSITION ET CARACTERISTIQUES DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX POUR PORCELET SEVRE	125
TABLEAU 21 : CONTROLE DES CARACTERISTIQUES DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX (NIVEAU D'INCORPORATION DE SOL ET TENEURS EN I-HCL)	133
TABLEAU 22 : IMPACT DE L'ALIMENT SUR LA CONCENTRATION DE CHLORDECONE DU FOIE ET DU GRAS	136
TABLEAU 23 : PARAMETRES DE LA REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DANS LE FOIE ET LE GRAS SOUS-CUTANE ($\mu\text{G}/\text{KG}$) A L'INGESTION DE CHLORDECONE ISSU DE L'ANDOSOL, DU NITISOL OU DE L'HUILE ($\mu\text{G}/\text{J}$)1 ET ESTIMATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE (BR)2 DU CHLORDECONE DANS L'ANDOSOL ET LE NITISOL	140
TABLEAU 24 : COMPARAISON DE LA CONTAMINATION EN CHLORDECONE DE LA POULE PONDEUSE ET DU PORCELET.....	149

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : CARTOGRAPHIE SOLS (A) ET DES ZONES POTENTIELLEMENT CONTAMINEES EN CHLORDECONE (B) EN MARTINIQUE...	25
FIGURE 2 : CARTOGRAPHIE DES SOLS (A) ET DES ZONES POTENTIELLEMENT CONTAMINEES EN CHLORDECONE (B) EN GUADELOUPE	26
FIGURE 3 : DONNEES DE L'ETUDE ESCAL CONCERNANT LES HABITUDES DE CONSOMMATION ALIMENTAIRE DE LA POPULATION DE MARTINIQUE.....	36
FIGURE 4 : DONNEES DE L'ETUDE CALBAS CONCERNANT LES HABITUDES DE CONSOMMATION ALIMENTAIRE DE LA POPULATION DE GUADELOUPE.....	36
FIGURE 5 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA STRUCTURE DE TYPE FRACTAL DE L'ARGILE ALLOPHANE PRESENTE DANS LES ANDOSOLS.....	45
FIGURE 6 : REPRESENTATION D'UNE LIPOPROTEINE PLASMATIQUE.....	64
FIGURE 7 : SCHEMA DE LA VOIE DES LIPOPROTEINES ET DEVENIR DU CHLORDECONE	65
FIGURE 8 : BIODISPONIBILITE DES POLLUANTS DU SOL ET TRANSFERT VERS LES ORGANISMES TERRESTRES	68
FIGURE 9 : SCHEMA DE LA METHODE DE L'AREE SOUS LA COURBE (AREA UNDER THE CURVE)	72
FIGURE 10 : REPRESENTATION GRAPHIQUE DE LA REPONSE OBTENUE APRES INGESTION DES MATRICES SOL OU HUILE CONTAMINEES	73
FIGURE 11 : CONFORMATION TRIDIMENSIONNELLE DE CERTAINS POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS.....	76
FIGURE 12 : CARACTERISATION DES SOLS : GRANULOMETRIE, MATIERE ORGANIQUE	99
FIGURE 13 : MODALITES EXPERIMENTALES	103
FIGURE 14 : DISPOSITIF EXPERIMENTAL	104
FIGURE 15 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DES ALIMENTS (VALEURS MESUREES VS ATTENDUES)	107
FIGURE 16 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DES ALIMENTS (VALEURS « MESUREES » VS ATTENDUES).....	107
FIGURE 17 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DE L'ŒUF SELON L'ALIMENT	111
FIGURE 18 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU GRAS ABDOMINAL SELON L'ALIMENT.....	112
FIGURE 19 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU FOIE SELON L'ALIMENT	112
FIGURE 20 : REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DE L'ŒUF A L'INGESTION DE CHLORDECONE	117
FIGURE 21 : REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU GRAS ABDOMINAL A L'INGESTION DE CHLORDECONE	117
FIGURE 22 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE L'ORGANISATION DE L'EXPERIMENTATION	129
FIGURE 23 : PROCEDURE EXPERIMENTALE UTILISEE POUR CHAQUE ROULEMENT DE PORCELETS	130
FIGURE 24 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX (VALEURS MESUREES VS ATTENDUES)	134
FIGURE 25 : CONSOMMATION DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX POUR PORCELET SEVRE	134
FIGURE 26 : PRISE DE POIDS (COMPARAISON DES GAINS MOYENS QUOTIDIEN OU GMQ).....	134
FIGURE 27 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU GRAS SOUS-CUTANE SELON L'ALIMENT.....	137
FIGURE 28 : CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU FOIE SELON L'ALIMENT	137
FIGURE 29 : REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU FOIE A L'INGESTION DE CHLORDECONE	141
FIGURE 30 : REPONSE DES CONCENTRATIONS DE CHLORDECONE DU GRAS SOUS-CUTANE A L'INGESTION DE CHLORDECONE	141

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : GENERALITES CONCERNANT LES ANDOSOLS ET LES NITISOLS	163
ANNEXE 2 : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS	164
ANNEXE 3 : PREPARATION DES SOLS	165
ANNEXE 4 : COMPOSITION DE L'ALIMENT DE BASE POUR POULE PONDEUSE.....	168
ANNEXE 5 : PREPARATION DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX POUR POULE PONDEUSE	168
ANNEXE 6 : PREPARATION DE LA SOLUTION D'HUILE CONTAMINEE EN CHLORDECONE POUR LA FABRICATION DES ALIMENTS POUR POULE PONDEUSE	169
ANNEXE 7 : METHODE DEVELOPEE PAR L'ANSES DE MAISONS-ALFORT SUR LE DOSAGE DES RESIDUS DE CHLORDECONE DANS LES DENREES D'ORIGINE ANIMALE (METHODE POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS 04).....	170
ANNEXE 8 : COMPARAISON ENTRE LA QUANTITE D'ANDOSOL DE NITISOL ET DE CHLORDECONE INGERE AVEC LES TENEURS EN CHLORDECONE DU FOIE, DU GRAS ET DE L'ŒUF CHEZ LA POULE PONDEUSE	171
ANNEXE 9 : PREPARATION DES ALIMENTS EXPERIMENTAUX POUR PORCELET SEVRE.....	172
ANNEXE 10 : PREPARATION DE L'HUILE CONTAMINEE NECESSAIRE POUR LA FABRICATION DES ALIMENTS POUR PORCELET SEVRE	173
ANNEXE 11 : TEMPERATURE DES ALIMENTS GRANULES POUR POULE PONDEUSE ET POUR PORCELET, A LA SORTIE DE LA PRESSE	174
ANNEXE 12 : COMPARAISON ENTRE LA QUANTITE D'ANDOSOL DE NITISOL ET DE CHLORDECONE INGERE AVEC LES TENEURS EN CHLORDECONE DU FOIE ET DU GRAS CHEZ LE PORCELET	175

INTRODUCTION GENERALE

Les polluants présents dans l'environnement peuvent être transférés le long de la chaîne alimentaire et présenter un risque de contamination chez l'Homme. En milieu terrestre, le sol est considéré comme un réservoir de polluants. Il s'agit d'une matrice capable de piéger notamment les contaminants organiques en raison des teneurs de certains composants tels que : la matière organique, le carbone organique, l'argile. Par exemple, dans les Antilles françaises, un polluant organique persistant, le chlordécone, a contaminé l'environnement : le sol, l'eau, les végétaux et les animaux. Cependant cette molécule n'est plus produite ou émise dans l'environnement depuis 1993, date de son interdiction. La contamination humaine au chlordécone est due à l'interaction entre le sol contaminé en chlordécone et les matrices végétales et animales qui sont directement en contact avec le sol et les eaux lors du lessivage des sols.

Les teneurs en chlordécone du sol sont au moins 5 fois plus élevées que celles des végétaux. Or les animaux élevés en plein air peuvent être contaminés en chlordécone. Les teneurs en chlordécone peuvent dépasser les limites maximales (fixées à 10 µg/kg de poids frais pour les organes dont la teneur en graisse est inférieure à 10% du poids frais total, 100 µg/kg de matière grasse dans les organes dans lesquels la teneur en graisse est supérieure à 10% du poids frais total et à 20 µg/kg de poids frais pour l'œuf) dans les denrées. Il a été montré que les animaux d'élevage sont susceptibles d'ingérer du sol dans certaines conditions telles que le climat, une réduction du couvert végétal ou une restriction alimentaire. En particulier, les animaux monogastriques ont un comportement d'exploration du sol. Les poules pondeuses sont des prédateurs de la pédofaune et les porcins sont des animaux « fouisseurs ». A titre indicatif, les niveaux d'ingestion de sol observés chez la poule pondeuse peuvent atteindre 25 % de la ration journalière.

Le chlordécone est une molécule lipophile qui s'accumule préférentiellement dans le foie plutôt que dans le gras (Cohn *et al.*, 1978 ; Egle *et al.*, 1978). En ce qui concerne l'accumulation de chlordécone dans l'organisme monogastrique, il est possible que le chlordécone suive en grande partie la même voie que celle du métabolisme lipidique.

La composition et la structure du sol seraient susceptibles de limiter la biodisponibilité de ce composé. Il existe en effet dans les Antilles françaises 3 grands types de sols d'anciennes bananeraies dont la contamination en chlordécone est avérée : ce sont les

andosols, les nitisols et les ferrisols. Dans cette étude, nous avons évalué la biodisponibilité du chlordécone des sols antillais provenant d'anciennes bananeraies chez l'animal d'élevage monogastrique. Certains terrains sont en effet susceptibles d'être reconvertis en zone de culture traditionnelle créole, où l'élevage est pratiqué.

Ce document de thèse comporte en première partie une synthèse bibliographique qui présente les informations connues et les lacunes concernant la molécule de chlordécone, les origines de la contamination antillaise par ce polluant, l'accumulation de chlordécone chez le monogastrique et la biodisponibilité de ce contaminant chez l'animal d'élevage. La biodisponibilité du chlordécone présent dans les sols antillais a été évaluée chez deux espèces d'animaux monogastriques, la poule pondeuse et le porcelet. Les résultats obtenus chez chacune de ces espèces sont présentées en deuxième et troisième parties. Dans la quatrième partie ces résultats sont discutés.

**PARTIE I : APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE DE LA
BIODISPONIBILITE DU CHLORDECONE DANS LES SOLS
ANTILLAIS**

PARTIE I : APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE DE LA BIODISPONIBILITE DU CHLORDECONE DANS LES SOLS ANTILLAIS

I- Un polluant organique persistant : Le Chlordécone

I-1 Historique

I-1-1 Aux Etats Unis

Le chlordécone a été découvert en 1951 et breveté en 1952 aux Etats-Unis. Le produit fut distribué par la société Dupont de Nemours sous le nom commercial *Kepon* ou *GC-1189* tandis que la synthèse était effectuée par la société *Allied chemicals*. Le chlordécone est un produit dont l'utilisation principale était agricole, afin de lutter contre certains parasites de cultures tels que le doryphore, le ver taupin de la pomme de terre, le mildiou, la tavelure du pommier, le charançon du bananier. Il entrait également dans la composition du mirex, un insecticide destiné à lutter contre les fourmis, et celle du dechlorame, un produit retardant destiné à lutter contre les incendies. Environ 55 formulations différentes, contenant différents dosages de la substance active, furent commercialisées (Fintz, 2009).

Il a été estimé qu'environ 1600 tonnes de matières actives, soit 94,5 % de chlordécone, ont été produites par trois usines américaines une dans le Delaware, une en Pennsylvanie et une en Virginie à Hopewell. En 1974, la société *Allied Chemicals* chargea la société *Life Sciences Products* de la production du *Kepon* dans son usine d'Hopewell, en Virginie, afin de satisfaire la demande en chlordécone. La production a été interrompue à Hopewell en 1975 suite à des défaillances dans le dispositif d'hygiène et de sécurité, à la pollution de l'environnement immédiat de l'usine (notamment de la James River et la Chesapeake Bay), et aux effets toxiques aigus constatés chez les ouvriers. La catastrophe à Hopewell a été à l'origine de l'interdiction de la commercialisation et de la production de chlordécone aux Etats-Unis dès 1976.

I-2-2 Dans les Antilles françaises

Le chlordécone a été utilisé dans les Antilles françaises en particulier pour lutter contre l'insecte ravageur de culture : le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus*. Son application était localisée : au niveau du bulbe, lors de la plantation du bananier, puis à la surface du sol, autour du pseudotrunc de l'arbre (Snegaroff, 1977). Plusieurs autorisations provisoires de ventes du chlordécone ont été accordées en France, par la Commission des Toxiques, à partir du 3 avril 1971 d'abord sous la forme d'appât de 27 mg de chlordécone par boîte d'appât pour lutter contre les blattes, en 1972 pour un an. Une nouvelle autorisation a été obtenue en 1976 afin de lutter contre le charançon du bananier, pour une dose d'application spécifiée à 30 g/pied de banane ou 75 kg/ha de chlordécone à 5 % de substance active : *Kepone 5 %* (Fintz, 2009). Suite aux cyclones Allen (1979) et David (1980) qui se sont abattus sur les Antilles françaises et qui ont conduit à la prolifération du charançon du bananier, la commercialisation d'un autre produit appelé *Curlone*, contenant du chlordécone a été autorisée en 1981. L'utilisation du chlordécone a été définitivement interdite en 1993, dans les Antilles françaises.

La contamination des sols et des rivières a été rapportée pour la première fois en 1977, en Guadeloupe (Snegaroff, 1977). En 1999, lors d'une campagne d'analyse de la qualité des eaux menées par la DIREN, des quantités non négligeables de chlordécone ont été retrouvées dans certains captages d'eau superficielle ou souterraine (Le Deaut et Procaccia, 2009).

Conclusion

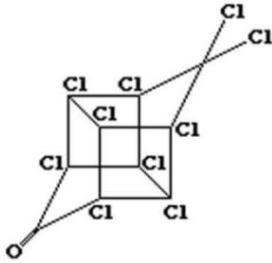
*Le chlordécone est un composé synthétique breveté aux Etats-Unis et principalement utilisé comme agent biocide dans le milieu agricole. Ce composé a également été exporté dans les Antilles françaises pour lutter contre un insecte ravageur, le charançon du bananier : *Cosmopolites sordidus*. Sa commercialisation et son utilisation ont été interdites en 1993, en raison de sa toxicité, mais le chlordécone est toujours présent en quantités non négligeables dans l'environnement antillais.*

I-2 Propriétés et toxicité du chlordécone

Le décachloro-octahydro-1,3,4-méthéno-2H-cyclobuta(cd)pentalène-2-one ou chlordécone ou Kepone (nom commercial américain), dont la formule chimique est $C_{10}Cl_{10}O$ (Tableau 1) est un composé organochloré (Faroon et Kueberuwa, 1995). Cabidoche *et al.* (2009) ont estimé que le temps de décontamination des sols antillais en chlordécone ; c'est à dire sa disparition suite au lessivage des sols ; était compris entre 60 et 100 ans dans les nitisols, 300 et 400 dans les ferrisols et 500 à 700 ans dans les andosols. Les temps de demi-vie moyen du chlordécone dans ces différents sols antillais étaient : environ 20 ans pour le nitisol, 60 ans pour le ferrisol et 130 ans pour l'andosol. Le chlordécone a été classé dans la famille des polluants organiques persistants (polluants organiques persistants) et inclus dans la convention de Stockholm en 2009 depuis la conférence sur les produits chimiques à Genève (Tableau 1).

Les effets du chlordécone ont pu être répertoriés chez l'Homme en 1976, après la catastrophe de Hopewel, durant laquelle des ouvriers d'une usine de production de chlordécone furent contaminés suite à des défaillances du système d'hygiène et de sécurité. On parla de « syndrome du chlordécone », caractérisé par des atteintes testiculaires et neurologiques tels que : des tremblements des membres, une perte de coordination motrice, des troubles de l'humeur et de la mémoire récente, le mouvement anarchique des globes oculaire, pour décrire les troubles des ouvriers victimes d'une exposition aiguë au chlordécone. Suite à des études menées sur 133 ouvriers, des effets dermiques (rougeur et peau érythémateuse), oculaires (vision troublée, mouvement oculaire rapide et aléatoire), neurologiques (tremblements, nervosité et anxiété, difficultés visuelles, mouvement oculaire rapide et aléatoire, ataxie, problème de mémoire récente, maux de tête) et une perte de poids (supérieure à 27 kg pour 10 individus ayant des teneurs en chlordécone dans le sang supérieures à 2 $\mu\text{g/L}$) ont été constatés (Faroon et Kueberuwa, 1995).

Tableau 1 : Caractéristiques du chlordécone

Chlordécone	
Formule	
Famille	Organochlorés
Caractère lipophile	Log Kow égal à 5,4
Stabilité	Température de sublimation égale à 350 °C
Persistance	Demi-vie maximale dans le sol estimée à 130 ans (Cabidoche <i>et al.</i> , 2009)
	Demi-vie dans le sang : 165 jours (Cohn <i>et al.</i> , 1978)
	Demi-vie dans le gras : 125 jours (Cohn <i>et al.</i> , 1978)
Utilisation	Lutte contre les ravageurs de cultures (ex : charançon du bananier dans les Antilles françaises)
Réglementation	Interdiction définitive de vente et d'utilisation depuis 1993
Classement	Polluant Organique Persistant inclus à la convention de Stockholm en 2009

Le chlordécone est considéré comme cancérigène possible chez l'Homme et été classé dans la catégorie 2B par le Centre International de Recherche sur le Cancer, en 1979, mais non génotoxique, en l'absence de preuve chez l'Homme malgré des données animales concordantes. L'étude Karuprostata (Multigner *et al.*, 2010) a permis de déterminer au moins trois facteurs potentiels, présents en simultanément, augmentant le risque de développer un cancer de la prostate :

i/ la localisation des individus dans des zones d'anciennes bananeraies contaminées au chlordécone

ii/ dont au moins un membre de la famille présentait un cancer

iii/ et un taux de chlordécone dans le sang supérieur à 0,96 µg/L).

Des valeurs de doses journalières tolérables ont été déterminées afin de définir la dose à ne pas dépasser en cas d'ingestion (chronique ou aiguë) de chlordécone. **En 2003, l'AFSSA a proposé une première dose journalière tolérable avec un seuil de 0,5 µg/kg de poids corporel /jour lors d'une exposition chronique par voie orale et une deuxième dose journalière tolérable avec un seuil de 10 µg/kg de poids corporel dans le cas d'une exposition aiguë**, en se basant sur des études de neurotoxicité à court terme chez le rat (AFSSA, 2003) (Tableau 3).

Chez l'animal, les principaux effets indésirables du chlordécone répertoriés quelle que soit la durée de l'exposition (aiguë ou chronique) sont des tremblements, une hyperexcitabilité (neurotoxicité), des atteintes hépatiques et rénales, des effets reprotoxiques dont notamment une dégradation de la spermatogénèse. Les effets critiques, observés pour les doses les plus faibles, sont la néphrotoxicité dans le cas d'une exposition chronique et la neurotoxicité pour l'exposition aiguë (AFSSA, 2005).

Le chlordécone est facilement absorbé par l'organisme et principalement séquestré au niveau du foie chez l'Homme et l'animal (Cohn *et al.*, 1978 ; Egle *et al.*, 1978). Ceci pourrait être dû à la capacité du chlordécone à se lier à des lipoprotéines de haute densité et à l'albumine comme cela a été observé chez le rat et le porc (Soine *et al.*, 1982, 1984). Le foie est un organe cible qu'il est important de considérer en cas de contamination des individus en chlordécone. La durée de rétention du chlordécone dans l'organisme est longue. La demi-vie du chlordécone est estimée à 165 jours dans le sang et 125 jours dans le gras chez l'Homme (Cohn *et al.*, 1978), et à 25 jours dans le lait de vache (Smith et Arant, 1967). Le chlordécone est un composé métabolisé en chlordécone-OH chez l'Homme, la gerbille et le porc (Soine *et al.*, 1983 ; Faroon et Kueberuwa, 1995). Chez le porc, jusqu'à 20 % du chlordécone total quantifié (chlordécone + chlordécone-OH) dans la vésicule biliaire et le plasma était conjugué (Soine *et al.*, 1983).

Conclusion

Le chlordécone est un pesticide organochloré lipophile, persistant dans l'environnement. Les effets toxiques du chlordécone ont été mis en évidence chez l'Homme suite à une exposition aiguë des ouvriers produisant cette substance. Des effets dermiques ont également été mis en évidence avec une dose journalière tolérable correspondant à 0,5 µg/kg p.c./jour. Il a ensuite été considéré comme Polluant Organique Persistant (polluants organiques persistants) en 2009, dans la Convention de Stockholm.

II- Le problème des résidus de chlordécone dans les sols antillais

II-1 La population Antillaise toujours exposée au chlordécone

Suite au constat de la contamination des eaux, des études ont été menées en Guadeloupe et en Martinique. Elles ont révélé une imprégnation de la population antillaise au chlordécone. Par exemple, l'étude HIBISCUS, menée en Guadeloupe chez des femmes enceintes et leur nourrisson, a révélé que le chlordécone était présent dans 90 % des échantillons de sang maternel et du cordon et dans 40 % des échantillons de lait maternel. Le chlordécone a été détecté dans 100 % des échantillons de gras abdominaux (Multigner *et al.*, 2006).

Une partie de la population antillaise serait notamment touchée par le cancer de la prostate. Belpomme *et al.* (2009) ont reporté et comparé le risque de développer un cancer de la prostate dans différentes régions, en 2002. Ils ont constaté que l'espérance de vie pour l'ensemble de ces régions était proche et qu'il y avait une tendance à une augmentation du cancer de la prostate en Martinique et en Guadeloupe. Les auteurs ont également constaté que l'augmentation de la fréquence du cancer de la prostate au cours du temps était linéaire et qu'elle était plus faible en France métropolitaine (avec une pente de 2,6) qu'en Martinique (avec une pente de 6,7). Même si la population antillaise présenterait des prédispositions génétiques de développer un cancer de la prostate, l'augmentation du nombre de cancers de la prostate ne serait pas uniquement expliquée par ce seul facteur génétique (Belpomme *et al.*, 2009).

L'étude Karuprostate (Multigner *et al.*, 2010) a été menée pour déterminer les facteurs augmentant le risque de développer un cancer de la prostate. Les auteurs ont constaté que le risque de développer un cancer était plus élevé chez les sujets ayant vécu dans la région Ouest de la Guadeloupe, présentant des niveaux de chlordécone élevés ($>0,96 \mu\text{g/L}$) dans le sang et dont au moins un membre de la famille était atteint par un cancer. Les auteurs ont constaté que pour des teneurs en chlordécone dans le sang inférieures à $0,96 \mu\text{g/L}$, il n'y avait pas de relation significative avec le passé familial de l'individu face au risque de cancer (Multigner *et al.*, 2010). Les enfants antillais âgés de 0 à 7 mois exposés de manière chronique au chlordécone présenteraient une capacité de mémorisation et une vitesse d'apprentissage plus faibles comparé à des enfants de métropole (Dallaire *et al.*, 2012).

II-2 Cartographies des zones contaminées

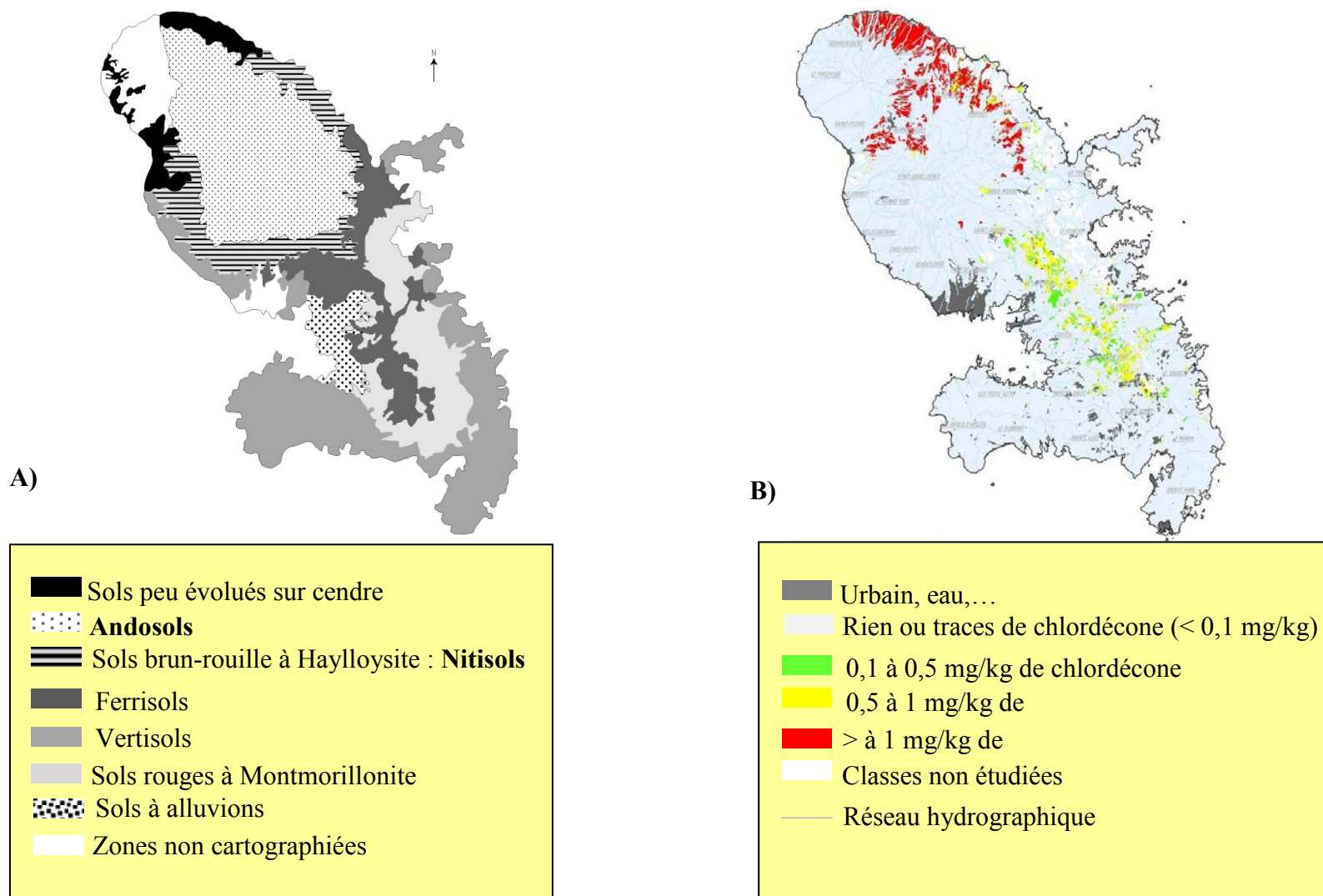
Une cartographie des zones potentiellement contaminées par le chlordécone, en Martinique et en Guadeloupe, a été établie suite à certains prélèvements de sols effectués dans des zones préalablement identifiées comme étant «à risque» et en fonction des caractéristiques des sites suivantes : sol friable à forte teneur organique, soles bananières, conditions climatiques telle que la pluviométrie (Figures 1 et 2). Les zones potentiellement contaminées (Nord de la Martinique et Ouest de la Guadeloupe) correspondent aux zones d'anciennes bananeraies qui avaient été traitées au chlordécone.

Les principaux sols situés dans ces zones sont des andosols, des nitisols et des ferrisols, sols argileux dont les caractéristiques sont différentes. La culture de la banane représentait environ 39 % et 19 % de la Surface Agricole Utile de Martinique et de Guadeloupe, respectivement entre 1970 et 1993. Les zones supposées fortement contaminées par le chlordécone correspondaient à respectivement 8 et 9 % de la surface agricole utile de Martinique et de Guadeloupe. Cela correspondrait à 15 et 19 % de la surface agricole utile dans ces mêmes îles, respectivement, en considérant également les zones moyennement contaminées. Un sol qualifié de fortement contaminé présente une teneur en chlordécone égale ou supérieure à 1 mg/kg. Cependant, le niveau moyen de contamination de ces sols qualifiés de fortement contaminés sur lesquels le chlordécone a été régulièrement épandu de 1972 à 1993 est de 10 mg/kg.

Dans le cas de la Guadeloupe, la cartographie des sols potentiellement contaminés était validée par la DAAF-SA via des mesures des teneurs en chlordécone des sols. En ce qui concerne les sols de Martinique, la cartographie des zones supposées contaminées ont été établies en se référant partiellement aux données de cartographie IGN de 1984 et en considérant l'hypothèse que les applications de chlordécone étaient conformes à celles recommandées et que ces applications étaient fonction du niveau d'infestation en charançon de la zone considérée (Le Deaut et Procaccia, 2009 ; Cabidoche et Lesueur Jannoyer, 2011) (Tableau 2).

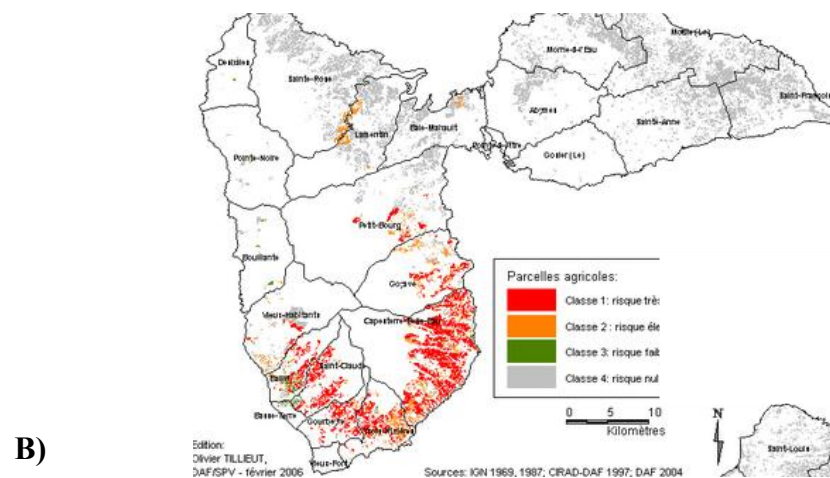
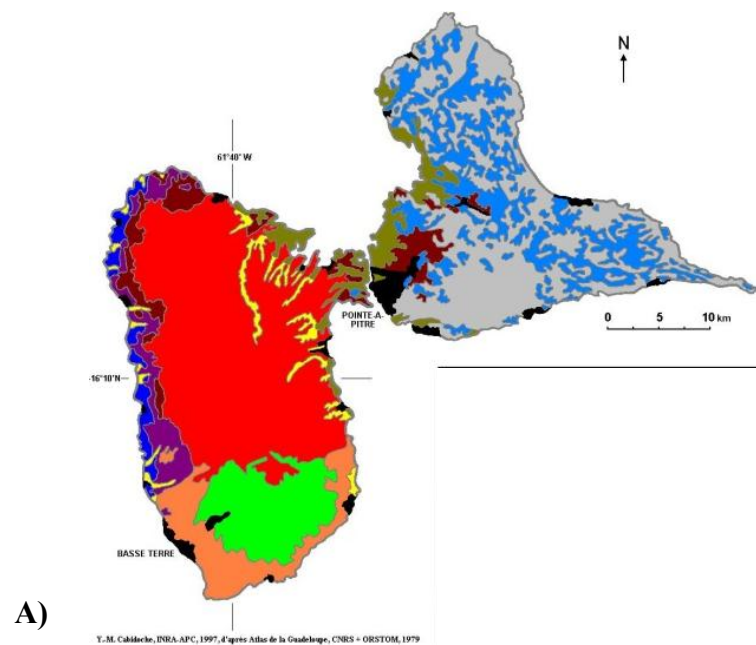
Conclusion : *Les zones qualifiées de moyennement et fortement contaminées en chlordécone sont le Nord de la Martinique et l'Ouest de la Guadeloupe, et représentent près d'un cinquième de la surface agricole utile de chacune des îles.*

Figure 1 : Cartographie sols (A) et des zones potentiellement contaminées en chlordécone (B) en Martinique



(GEODE, Caraïbes, UAG ; (BRGM, 2004))

Figure 2 : Cartographie des sols (A) et des zones potentiellement contaminées en chlordécone (B) en Guadeloupe



	Sols vertiques à Smectite Ca, Mg, Na
	Sols vertiques à Smectite et à Halloysite
	Sols ferrallitiques à Halloysite friables/compacts
	Sols brun-rouille à Halloysite : Nitisol
	Andosols à Allophanes
	Sols peu profonds calci-magnésiques
	Vertisols et sols vertiques à Smectite Ca
	Fluviatiles
	Marines, salées et hydromorphes, à sulfures

Parcelles agricoles :	
	Classe 1 : risque très élevé (4,760 ha)
	Classe 2 : risque élevé (1,630 ha)
	Classe 3 : risque faible (180 ha)
	Classe 4 : risque nul à négligeable (6,730 ha en Basse-Terre)

(Carte des sols de Guadeloupe - Y.M. Cabidoche INRA-APC Guadeloupe, IGN 1969, 1987 ; CIRAD-DAF 1997 ; DAF 2004).

Tableau 2 : Evaluation de la superficie des zones moyennement et fortement contaminées en chlordécone

Iles	Surface Agricole Utile (surface agricole utile) (ha)	Surface en bananeraies entre 1970 et 1993 (ha) % surface agricole utile	Surfaces moyennement* et fortement contaminées en chlordécone (ha) % surface agricole utile totale	Surfaces fortement** contaminées en chlordécone (ha) % surface agricole utile totale
Martinique	32000	12400 (39 %)	6200 (19 %)	2510 (8 %)
Guadeloupe	34500	6570 (19 %)	5200 (15 %)	3100 (9 %)

(Le Deaut et Procaccia, 2009)

*Sols présentant des concentrations supérieures à 0,25 mg de chlordécone/kg

** Sols présentant des concentrations supérieures à 1 mg de chlordécone/kg, seuil

II-3 Origines de la contamination humaine

II-3-1 Contamination humaine via l'ingestion directe de sol

Les sols de bananeraies qui ont été traités au chlordécone sont toujours contaminés, parfois à des teneurs élevées pouvant dépasser les 1 mg chlordécone/kg. Certaines zones traitées en chlordécone ont été reconverties en jardins familiaux. L'Homme, en particulier le jeune enfant, est susceptible d'ingérer du sol de manière directe. L'ingestion de sol intervient lors de la consommation d'aliments poussant dans le sol : légumes et légumes-racines, fruits non nettoyés. Cette ingestion de sol intervient également lors l'ingestion de particules de poussières présentes dans l'air lors de jeux en extérieur à la récréation ou dans le jardin familial, mais le plus souvent lorsque les enfants mettent leurs mains « souillées » à la bouche après un contact avec le sol. L'adhérence des particules de sol est plus élevée lorsque les mains sont humides, ce qui est souvent le cas chez l'enfant. Bergstrom *et al.* (2011) ont déterminé, en condition expérimentale, que la quantité moyenne de sol adhérente aux mains était comprise entre 53 et 1253 mg dans le cas d'un sol sec et entre 732 et 22530 mg lorsque celui-ci était humide, chez l'adulte. Yamamoto *et al.* (2006) ont constaté que la quantité moyenne de particules de sol adhérentes était de 26,2 mg, chez l'enfant en situation de jeux en extérieur.

Les valeurs d'ingestion de sol par l'enfant déterminées par Davis *et al.* (1990), Calabrese *et al.* (1997) et Davis et Mirick (2006) étaient comprises entre 38,1 et 1576 mg/jour. Davis et Miric (2006) ont également estimé l'ingestion de sol chez les parents et constaté que celle-ci n'était pas négligeable, comprise entre 23 et 625 mg/jour. Stanek *et al.* (2012) ont effectué une méta-analyse à partir de 4 études menées aux Etats-Unis, sur des sites différents, pour lesquelles les méthodes d'évaluation de l'ingestion de sol étaient identiques. Les auteurs ont extrait de ces données que l'ingestion moyenne de sol par le jeune enfant était d'environ 25,5 mg/jour et comprise entre 0 et 73,1 mg/jour. Les quantités de sol ingérées augmentaient en fonction de l'âge (elles étaient en moyenne de 3,8 mg/jour environ dans le cas des enfants âgés de 1 à 2 ans et de 40,9 mg/jour chez des enfants âgés de 4 à 8 ans).

Il existe des espèces modèles qui permettent d'estimer le risque d'exposition au chlordécone via l'ingestion de sol, chez l'enfant. Le modèle rongeur semble peu approprié (coprophagie, préestomac, présence continue d'aliment dans l'estomac contrairement à l'Homme et au porcelet) (Weiss et LaVelle, 1991).

En revanche, le porc est un modèle animal qui présente un tractus gastro-intestinal proche de celui de l'Homme. Rowan *et al.* (1994) ont constaté que la digestibilité de l'azote et d'acides aminés (80 %) étaient similaires chez l'Homme et le porc au niveau iléal et fécal. Nejdfor *et al.* (2000) ont constaté que le passage de molécules (mannitol et fluorescéine isothiocyanate (FITC)-dextran 4.400) a été plus élevé chez le rat que chez l'Homme et le porc.

Le modèle porcelet a été utilisé pour évaluer la biodisponibilité des éléments traces métalliques présents dans le sol chez le jeune enfant dans plusieurs études (Casteel *et al.*, 1997 ; Casteel *et al.*, 2006 ; Caboche *et al.*, 2009 ; Denys *et al.*, 2012). Il pourrait être intéressant d'estimer le risque d'exposition au chlordécone suite à l'ingestion directe de sol par l'enfant situé dans des zones contaminées.

Conclusion

L'Homme, en particulier le jeune enfant, est susceptible d'être contaminé en chlordécone par l'ingestion directe de sol, (en particulier lors de la mise des mains non lavées à la bouche), s'il joue sur des terrains contaminés en chlordécone. La physiologie gastro-intestinale du porcelet est proche de celle de l'Homme. Cette espèce peut être utilisée comme modèle de l'enfant pour estimer le risque d'exposition de l'Homme aux polluants.

II-3-2 Contamination humaine via l'ingestion de produits végétaux et animaux

II-3-2-1 Sources de contamination alimentaire au chlordécone

La population antillaise peut être contaminée suite à l'ingestion de chlordécone via l'eau et l'alimentation. Dans les Antilles françaises, étant donné la situation de gestion de crise, des limites maximales ont été fixées. Une limite maximale de 50 µg/kg de poids frais correspondant aux 8 principaux aliments contributeurs de la contamination de la population antillaise par le chlordécone et une valeur limite de 200 µg/kg de poids frais pour les poissons et crustacés, ananas ont été proposées par l'AFSSA en 2005. La réglementation européenne n°396/2005 a fixé des limites maximales pour le chlordécone respectives de 10 µg/kg poids frais pour les végétaux importés et provenant des régions tempérées, de 20 µg/kg de poids frais pour les autres végétaux antillais. Pour les produits animaux les limites maximales de chlordécone sont de **100 µg/kg de matière grasse dans les produits contenant un taux de matière grasse supérieur à 10% du poids frais du tissu**, tel que le gras périrénal et de **10 µg/kg de poids frais dans les produits dont la teneur en matière grasse est inférieure à 10% du poids frais du tissu. Dans le cas de l'œuf la limite maximale a été fixée à 20 µg de chlordécone/kg de poids frais.** Suite à l'arrêté du 30 juin 2008, publié dans le journal officiel le 4 juillet 2008, **le gouvernement français a décidé d'appliquer la réglementation européenne aussi bien sur le territoire antillais qu'en métropole** (Plan d'action chlordécone, 2009) (Tableau 3).

Les teneurs en chlordécone répertoriées dans les végétaux les plus contaminés et dans les sols associés sont présentées dans le tableau 4 (Cabidoche *et al.*, 2006)*.

**Etant donné que les données de contamination des végétaux ont été exprimées en mg/kg de poids frais, les teneurs en chlordécone ont été calculées et exprimées en mg/kg de matière sèche afin de comparer ces teneurs avec celles du sol associé. La teneur en eau pour la plupart des végétaux est comprise entre 80 et 90% (CNRS). Celle-ci a été estimée (Bastin et Henken, 1997, Bricas et al., 1997) ou supposée égale à 80 %.*

Tableau 3 : Doses Journalières Tolérables (DJT) et Limites Maximales du chlordécone

Doses Journalières Tolérables (DJT)		
Exposition chronique	0,5 µg/kg p.c.	
Exposition aiguë	10 µg/kg p.c.	
Limites Maximales du chlordécone (LM)		
<i>Gestion de crise dans les Antilles françaises (2005-2008)</i>		
	µg/kg	
	poids frais	
Aliments contributeurs à l'exposition chronique*	50	
Autres aliments très contaminés peu consommés **	200	
<i>Réglementation européenne n°396/2005 applicable au territoire français dès septembre 2008</i>		
	µg/kg	µg/kg
	poids frais	matière grasse
Végétaux de régions tempérées	10	
Autres végétaux tropicaux	20	
Produits animaux		
Teneurs en matière grasse inférieure à 10 % du poids frais	10	
Teneurs en matière grasse supérieure à 10 % du poids frais		100
Œuf	20	

(AFSSA, 2005 ; Réglementation Européenne 396/2005 ; Plan d'action Chlordécone, 2009)

* Tomate, concombre, melon, dachine, patate douce, igname, carotte, poulet

** Poissons et crustacés, ananas

Les teneurs en chlordécone ont été au moins 5 fois plus élevées dans le sol que dans les plantes (dans le cas du légume-racine mère). Il ressort de ces données que les fruits et les légumes peuvent être contaminés. Les légumes-racines sont les denrées végétales les plus contaminées par le chlordécone. Les niveaux de chlordécone ont été de 25 à 2800 fois plus élevés dans le sol que dans le fourrage (Cabidoche *et al.*, 2006). Cependant, dans le cas des systèmes d'élevage créole, les animaux peuvent être nourris avec des produits résiduels non commercialisés, ou non consommés par l'Homme, dont les teneurs en chlordécone sont plus élevées que celles du fourrage et qui peuvent ainsi présenter une voie de contamination supplémentaire.

L'étude RESO (RESidus Organochlorés) a été menée afin de déterminer parmi les aliments consommés ceux qui seraient les plus fortement contaminés en chlordécone (Tableau 5). Le niveau de contamination le plus élevé en chlordécone chez les végétaux concerne les légumes-racines, car ils sont directement au contact du sol contaminé. En ce qui concerne les denrées animales, ce sont les produits de la mer qui sont les plus contaminés au chlordécone (avec respectivement en moyenne 49,2 et 14,4 μg chlordécone/kg de poids frais en Martinique et en Guadeloupe) (AFSSA, 2007).

Dans le cas de la viande, les teneurs moyennes en chlordécone reportées ont été en dessous des valeurs limites de 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids frais. Elles étaient respectivement de 12,7 et 2,17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids frais en Martinique et en Guadeloupe, même si des teneurs maximales en chlordécone de 43,7 et 48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids frais ont été respectivement reportées en zone contaminée et en zone non contaminée de Martinique. Cependant, le nombre d'échantillons de viande analysés (61 et 87 échantillons analysés dans le cas des zones contaminée et non contaminée de Martinique et de 54 échantillons analysés dans le cas de la Guadeloupe) (AFSSA, 2007), indique une tendance mais suggère qu'il ne faut pas négliger le risque de contamination posé par l'ingestion de denrées animales d'origine terrestre, en provenance notamment de circuits courts ou de l'élevage de particuliers.

Tableau 4 : Teneurs maximales en chlordécone observées dans les végétaux et les sols associés des Antilles françaises

Produits non pelés (analysés entiers)	Teneurs en chlordécone observées dans les denrées (janvier 2006) (μg chlordécone/kg poids frais)	% eau dans les denrées	Teneurs en chlordécone calculées dans les denrées (janvier 2006) (μg chlordécone/kg matière sèche)	Teneurs en chlordécone dans le sol (μg chlordécone/kg matière sèche)	Rapport des teneurs en chlordécone sol/plante estimé
<i>Racines et tubercules</i>					
○ Igname	69	60 à 75*	92	2250	24,4
○ Madère	230	80 (hyp)	288	1400	4,86
○ Patate douce	300	80 **	375	2250	6,00
○ Navet	40	80 (hyp)	50	1510	30,2
○ Radis	55	95 **	58	410	7,07
<i>Fruits</i>					
○ Ananas	160	87**	184	1880	10,2
○ Banane (première main)	17	74**	23	3400	148
○ Goyave	< 10		—	9300	—
○ Pamplemousse	12	91**	13	13900	1069
<i>Légumes</i>					
○ Concombre	12	96**	13	—	—
○ Cive	120	80 (hyp)	150	1430	9,53
Canne à sucre (2 premiers entre nœuds)					
	690	80 (hyp)	863	7700	8,92
Fourrages					
○ <i>Axonopus sp.</i> ("gazon")	< 1	80 (hyp)	1	3500	3500
○ <i>Pennisetum purpureum</i> ("Merker")	6 (feuilles) et 70 (tige)	80 (hyp)	8 (feuilles) et 89 (tige)	5600	700 (feuilles) et 62,9 (tige)
○ <i>Ipomea sp.</i> ("manjé lapin")	14	80 (hyp)	18	430	23,9

(Cabidoche *et al.*, 2006, Bastin et Henken, 1997, CNRS).* (Bricas *et al.*, 1997), ** (Bastin et Henken, 1997)

Tableau 5 : Données des études ESCAL, CALBAS et RESO concernant la contamination des denrées susceptibles d'être consommées par la population antillaise adulte

Denrées	Martinique							Guadeloupe			
	Nb cat.	[chlordécone] (µg/kg de poids frais) zone contaminée	[chlordécone] moy (µg/kg de poids frais) zone contaminée	Nb cat.	[chlordécone] (µg/kg de poids frais) zone non contaminée	[chlordécone] moy (µg/kg de poids frais) zone non contaminée	Consommation moyenne de la population adulte (g/jour)	Nb cat.	[chlordécone] (µg/kg de poids frais) zone contaminée	[chlordécone] moy (µg/kg de poids frais) zone contaminée	Consommation moyenne de la population adulte (g/jour)
Cucurbitacées	5	0,4 – 10,2	4,6	5	0,00 – 11,9	5,34	139	3	0,70 – 30,9	14,4	218
Autres fruits aériens	5	0,9 – 31,0	7,06	5	1,00 – 44,0	10,6	545	8	0,30 – 8,30	1,55	747
Autres légumes aériens	9	0,4 – 14,0	2,24	12	1,00 – 36,6	5,21	353	10	0,40 – 8,10	2,16	324
Légumes-racines	8	0,3 – 110	32,5	8	0,90 – 48,7	24,2	178	9	0,60 – 136	29,8	142
Viandes	8	1,1 - 43,7	12,7	9	0,00 – 48,0	13,4	250	14	0,50 – 12,6	2,17	198
Produits de la pêche et de la mer	2	15,2 – 83,2	49,2	5	0,00 – 15,0	3,84	153	14	0,80 – 54,3	14,4	192
Œufs	1	1,4	1,4	1	1,1	1,1	14,4	1	0,8	0,8	14
Produits laitiers	1	0,5	0,5	2	0,50 – 4,10	2,3	256	1	0,4	0,4	301
Eau	1	0,03	0,03	1	0,03	0,03	1331	1	0,03	0,03	430
Autres boissons	—	—	—	—	—	—	1177	2	0,15 - 0,23	0,19	806
Autres	—	—	—	1	1	1	135	4	0,20 - 0,90	0,55	172
TOTAL							4532				3544

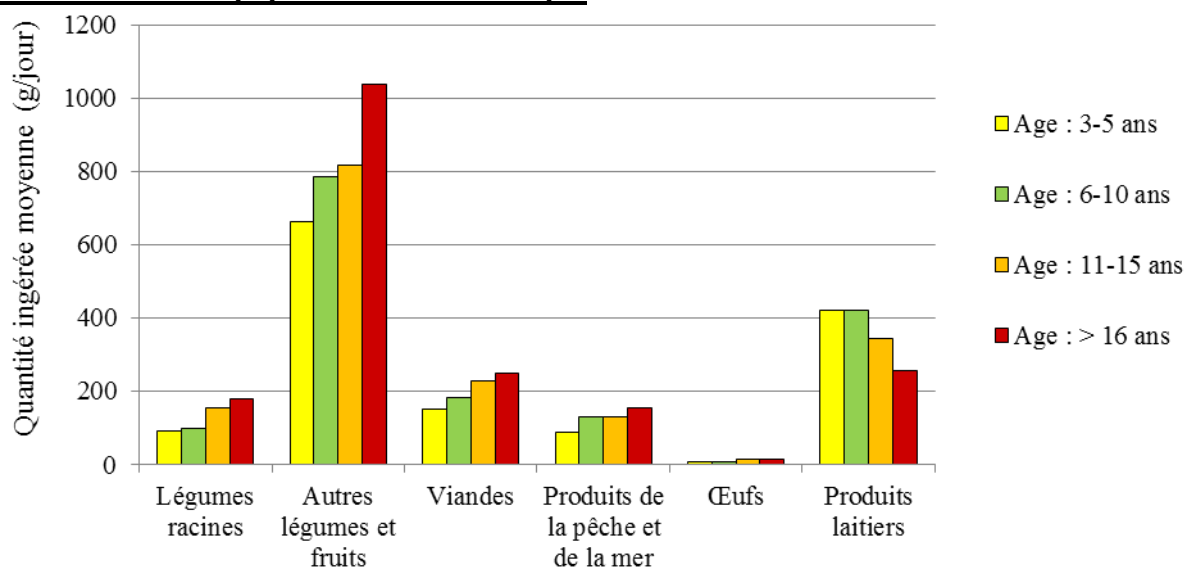
(AFSSA, 2007)

Les études données des habitudes alimentaires de Martinique et de Guadeloupe, (ESCAL et CALBAS) et des données de contamination des denrées (RESO) sont présentées dans ce tableau. Les teneurs en chlordécone dans les denrées alimentaires situées dans les zones de Martinique et de Guadeloupe, contaminées ou non en chlordécone (exprimées en µg/kg de poids frais) sont présentées en relation avec la quantité journalière moyenne de chaque catégorie d'aliment (exprimées en g/jour) consommée par la population.

En effet, suite au plan d'action chlordécone entre 2008-2010, un échantillon de chair de volaille issu d'un circuit court présentait une teneur en chlordécone supérieure à la limite maximale (144 µg/kg de poids frais). Les teneurs en chlordécone chez la volaille élevée sur une parcelle de sol contaminé à 1,7 mg/kg de chlordécone étaient supérieures à la limite maximale, avec en moyenne 103 µg/kg de poids frais dans la chair au bout de 24 semaines et entre 808 et 1093 µg/kg de poids frais dans des œufs prélevés un fois par semaine pendant 8 semaines (Clostre et Lesueur-Jannoyer, 2011). Les teneurs en chlordécone retrouvées dans ces œufs contaminés étaient particulièrement élevées et indiquent que, pour des particuliers élevant des volailles en extérieur, le risque de consommer des produits contaminés en chlordécone ne semble pas négligeable.

En parallèle de l'étude RESO, les études ESCAL (Etudes sur la Santé des Comportements ALimentaires) et CALBAS (Comportements ALimentaires dans la région de BASse-terre) ont été menées pour déterminer les habitudes alimentaires de la population antillaise et ainsi définir les aliments contribuant principalement à la contamination de la population par le chlordécone (AFSSA, 2007). Un récapitulatif des résultats de ces études est présenté dans les figures 3 et 4 et le tableau 5. Les habitudes alimentaires des enfants âgés de 3 à 15 ans ont été enregistrées durant ces études et ont été reportées dans les figures 3 et 4. Plus les individus sont âgés et moins ils consomment de produits laitiers, tandis que la consommation des autres catégories d'aliments augmente en fonction de l'âge. Seules les habitudes alimentaires des individus adultes sont présentées dans le tableau 5, pour des raisons de clarté. Parmi les produits plus fréquemment consommés par la population antillaise, des « contributeurs » majeurs à l'exposition par le chlordécone ont été identifiés par l'AFSSA en 2005 et sont le concombre, le melon, la tomate, la carotte, la dachine, la patate douce, l'igname et la chair de poulet. Certaines de ces denrées végétales, contributrices de la contamination par le chlordécone, sont susceptibles d'être offertes aux animaux, dans le cadre de l'élevage créole traditionnel.

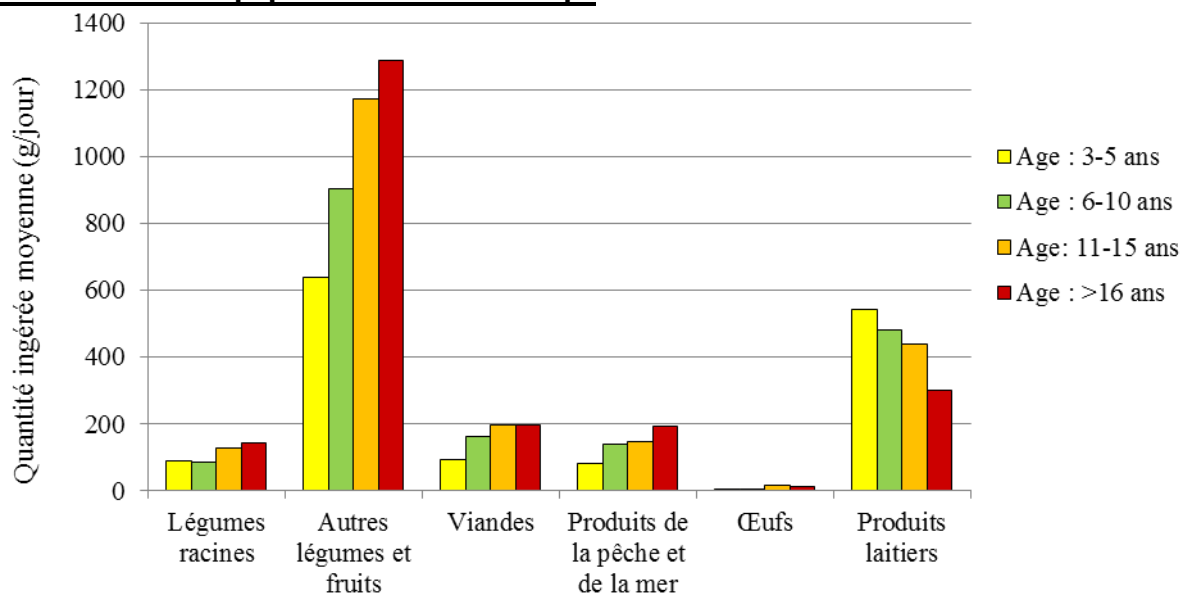
Figure 3 : Données de l'étude ESCAL concernant les habitudes de consommation alimentaire de la population de Martinique



(AFSSA, 2007)

Les quantités de chaque catégorie d'aliment consommée (exprimées en g/jour) par les enfants de 3 à 5 ans (jaune), 6 à 10 ans (vert), 11 à 15 ans (orange) ; 16 ans et plus (rouge) de Martinique sont représentées sur ce diagramme.

Figure 4 : Données de l'étude CALBAS concernant les habitudes de consommation alimentaire de la population de Guadeloupe



(AFSSA, 2007)

Les quantités de chaque catégorie d'aliment consommée (exprimées en g/jour) par les enfants de 3 à 5 ans (jaune), 6 à 10 ans (vert), 11 à 15 ans (orange) ; 16 ans et plus (rouge) de Guadeloupe sont représentées sur ce diagramme.

Plusieurs études ont été effectuées afin de déterminer l'exposition de la population antillaise au chlordécone. L'étude mère – enfant TI-MOUN (signifiant « petit môme » en créole), a été menée sur les habitudes alimentaires et l'évaluation de l'exposition au chlordécone de nourrissons guadeloupéens suivis jusqu'à l'âge de 18 mois (ANSES, 2011). L'exposition des enfants au chlordécone a été estimée en prenant en compte la quantité de chaque aliment consommé et les teneurs en chlordécone estimées dans les aliments, à partir des données obtenues lors de l'étude RESO. L'étude TI-MOUN estime que l'ingestion maximale de chlordécone chez les enfants jusqu'à l'âge de 18 mois serait en dessous de la limite tolérable d'exposition chronique (fixée à 0,5 µg de chlordécone/kg de poids corporel /jour) du fait que l'alimentation des nourrissons est encore peu diversifiée et que le lait acheté est très faiblement contaminé (ANSES, 2011).

Le programme de santé Jafa (JARDins FAMILIAUX) en Martinique, a été effectué entre 2008-2010 afin de déterminer parmi certaines familles possédant un jardin familial, le risque de contamination par le chlordécone via la consommation des denrées cultivées, en particulier les légumes-racines (Vincent *et al.*, 2011). Seuls les foyers rencontrés plus de 3 fois ont été pris en compte, soit 6112 foyers. Environ 25 % d'entre eux (1502 foyers) avaient un jardin familial. Environ 80 % de ces jardins familiaux ont fait l'objet d'une analyse de sol. Parmi ces jardins, 75 % n'étaient pas concernés par des mesures éventuelles de restriction. Dans 11 % des cas, les teneurs en chlordécone dans les légumes présentaient des valeurs susceptibles de dépasser la limite maximale mais sans conduire à une exposition de la population supérieure à 0,5 µg/kg de pc. Dans 11 % des cas restants, les familles consommaient régulièrement certains légumes dont la teneur en chlordécone pouvait potentiellement conduire à une exposition supérieure à 0,5 µg de chlordécone/kg de poids corporel. Dans ce dernier cas, des mesures d'accompagnement, visant à limiter la consommation de légumes-racines à deux fois par semaine, ont été mises en place (Vincent *et al.*, 2011). Aucune mesure n'a été évoquée en ce qui concerne l'élevage d'animaux en plein air par des particuliers.

Conclusion

Le chlordécone est toujours présent dans l'environnement antillais. Le chlordécone a été retrouvé lors de l'étude épidémiologique HIBISCUS menée chez la mère et l'enfant. Le nombre de cancers de la prostate pourrait être associé à une contamination au chlordécone de la population antillaise. Cette contamination de la population au chlordécone serait principalement d'origine alimentaire. L'étude de détermination des teneurs en chlordécone dans certaines catégories d'aliments (RESO) a permis de déterminer que les principales denrées contaminées par le chlordécone sont les légumes-racines et les produits de la mer. En parallèle, les études sur les habitudes alimentaires de la population antillaise ESCAL et CALBAS ont permis de définir les 8 principaux aliments contributeurs à l'exposition au chlordécone, dont la chair de poulet. Il ne faut pas négliger le risque de contamination posé par les produits d'origine animale, notamment dans le cas de l'élevage en circuit court ou dans le cas de l'élevage effectué par des particuliers, difficilement contrôlables.

II-3-2-2 Origine de la contamination des produits animaux

II-3-2-2-1 Les pratiques d'élevage antillais dans les zones bananières

Il existe plusieurs pratiques d'élevage aux Antilles. Historiquement, en Guadeloupe, l'élevage, en particulier de bovins, était associé à l'économie due aux plantations, via le labour des champs de canne à sucre, de bananes et d'épices (Xande, 1999). Les animaux étaient maintenus au « piquet » le reste de l'année dans des zones de type savane, avec un apport de fourrage grossier, issu de la coupe de la canne à sucre. Ces pratiques d'élevage du bétail « au piquet » ont été conservées par des exploitations paysannes familiales (dont la taille est le plus souvent inférieure à 3 ha et peut atteindre 10 ha) et surtout chez des éleveurs possédant moins de 5 animaux.

Les exploitations paysannes familiales comportent 3 classes :

- i/ les « jardins *bo kay* » ou jardins créoles (surface < 100 m², zone représentant moins de 5 % de l'espace mis en valeur par les agriculteurs, enrichissement organique élevé (fertilisation), d'origine ménagère ou animale (via les déjections des porcs, moutons et bovins élevés))
- ii/ les systèmes de cultures continues

iii/ les systèmes de culture à jachère.

Dans le cas des jardins créoles et des terrains mis en jachère, des animaux (généralement des bovins et des petits ruminants, parfois des porcins et des poules dans le cas des jardins créoles) peuvent également être présents afin de fertiliser les terrains (Guiran et Castellanet, 1993 ; Xande, 1999). La jachère consiste à laisser la terre au repos lorsque les conditions environnementales sont défavorables à la culture ou à l'association de cultures continues. Ces jachères sont le plus souvent mises à disposition pour le pâturage des petits ruminants et/ou des bovins lorsque la mise en jachère dépasse plus de 6 mois et que la densité du couvert végétal est suffisante (Guiran et Castellanet, 1993). L'élevage paysan est orienté vers la production de viande à petite échelle et l'auto-consommation des familles notamment lors des fêtes. Ces animaux sont généralement nourris avec des résidus issus des cultures de la ferme et des déchets ménagers (Xande, 1999).

Généralement, la jachère est exploitée en pâturage tournant au piquet. Ceci représente un faible temps d'entretien du terrain et un faible coût pour l'alimentation des animaux. Environ 80 à 100 % des surfaces en herbe des exploitations paysannes sont des jachères pâturées. En raison de la pression foncière, certains agriculteurs sont contraints de rechercher des terres de métayage (Guiran et Castellanet, 1993 ; Galan *et al.*, 2008a et b).

Aux Antilles, certaines cultures sont associées à l'élevage dans le but d'apporter du fumier aux cultures. En Martinique, par exemple, l'élevage de porcins est associé aux cultures d'aubergines-tomates. Au sud de la Martinique, dans les zones irriguées, l'élevage de bovins peut être une source de production de fumier. En Guadeloupe, certains producteurs d'igname apportent du fumier provenant de leur élevage. Les animaux se nourrissent d'herbe lors de la saison humide et de résidus des cultures de canne, produite également par l'exploitation lors de la saison sèche. Ainsi, lorsque la jachère est pâturée, celle-ci reçoit la plupart des déjections animales (Guiran et Castellanet, 1993).

En 2006, environ 47 % des bovins abattus en Guadeloupe étaient issus d'exploitations de moins de 5 vaches, c'est à dire que ces animaux appartenaient à des éleveurs sans terrain, pratiquant l'élevage sur piquet. La Direction de l'Agriculture et de la Forêt a répertorié environ 20 000 ha de « surfaces agricoles non cultivées » mais sur lesquelles des animaux, appartenant à des personnes sans terrain agricole, peuvent être mis « au piquet » (Galan *et al.*, 2008a).

L'élevage d'animaux (vaches, moutons, chèvres, porcs et volailles) est présent dans les systèmes d'élevage créoles. Traditionnellement, les chèvres, moutons, bétails et porcs créoles sont élevés attachés à un piquet ce qui induit un chargement instantané très élevé, compris entre 4 à 6 vaches /ha selon Xande *et al.* (1999). Il existe également une pratique marginale de pâturage à proximité des cultures de canne à sucre. La superficie maximale répertoriée est de 5 ha pour ces petites exploitations. Le système majoritaire d'élevage dans ce type d'exploitation de canne à sucre est de 19 têtes de bétail, moins de 10 chèvres créoles, quelques poules et un ou deux porcs.

Il existe plusieurs types d'élevage porcin en Guadeloupe. Le principal est un système d'élevage intensif. Les autres formes d'élevage sont assimilées à de l'élevage traditionnel, avec des porcs de race créole nourris avec des déchets agricoles et ménagers et élevés dans des conditions rudimentaires. Dans le cas des élevages de petite taille, les animaux peuvent être mis en extérieur, attachés à un piquet. Zébus *et al.*, (2005) indiquent que le recensement agricole de 2000 (SCEES, 2001) a recensé 1933 exploitations agricoles possédant des porcs en Guadeloupe (soit 16 % de la totalité des exploitations). Environ 90 % de ces élevages possédaient au maximum 3 truies mères, 8 % des élevages possédaient 4 à 19 truies-mères et les 2 % restant possédaient plus de 20 truies mères (ce dernier type d'exploitation correspond aux systèmes d'élevage intensif développé en métropole).

Les poules pondeuses et les poulets de chairs sont élevés en bâtiment semi-ouverts, ou par des particuliers (Galan *et al.*, 2008a). Ces pratiques d'élevages sont similaires en Martinique (Galan *et al.*, 2008b). La volaille peut être abattue en fonction des besoins familiaux (Xande *et al.*, 1999).

Il existe en Martinique et en Guadeloupe des races d'élevage dites « créoles » qui sont adaptées aux conditions d'élevage antillais et à leur milieu insulaire. Le porc créole représente environ 20 % de la production porcine en Guadeloupe. Cette race possède une croissance plus faible que la race Large White (LW) d'origine européenne pour une consommation journalière d'aliment similaire. Pour des porcs créoles et Large White respectivement âgés de 190 et 156 jours, l'épaisseur du gras sous-cutané dorsal est 2 fois plus élevée dans le cas du porc créole. Ainsi la carcasse du porc LW est plus maigre que celle du porc créole (Renaudeau et Mourot, 2007). Cette capacité du porc créole à contenir plus de dépôts graisseux pourrait être due à une taille des adipocytes qui serait plus élevée. De plus, le porc créole contient plus de gras au niveau intramusculaire que le porc WL. Dans le cas d'une contamination au chlordécone, la consommation de porc créole pourrait représenter un risque plus élevé que celle du porc LW en raison de sa teneur en gras plus élevée. Il existe également

des volailles de race créole. Les animaux de race créole possèdent des caractéristiques sont différentes selon la zone géographique considérée. A titre indicatif, dans le cas de volailles présentes en Guyane, le taux de croissance et la prise pondérale ont tendance à être plus élevés pour les volailles de la race Rhodes Island Red (race d'originaire des Etats-Unis) que celles de la race créole guyanaise. Le taux de ponte est environ 3 fois plus faible chez les volailles de race créole guyanaises que celles de race Rhodes Island Red et leur consommation d'aliment est 2 fois plus faible (Asiedu et Weever, 1993). Selon Segura-Correa *et al.* (2004), les volailles créoles du Mexique sont caractérisées par leur faible taux de croissance, un indice de consommation élevé, une faible production d'œufs de petite taille, dans des conditions d'élevage semi-intensif ou en extérieur. Les auteurs ont croisé des poules créoles mexicaines et des poules de souche Hubbard. Le poids des volailles créoles mexicaines ainsi que leur gain de poids moyen journalier étaient environ 3 fois plus faibles que dans le cas des volailles Hubbard. En revanche l'indice de consommation était environ 2 fois plus élevé chez les volailles créoles mexicaines. Il existe enfin des ruminants de race créole. Les bovins créoles sont élevés afin de produire de la viande. Les bovins créoles résistent aux parasites tropicaux et aux contraintes du milieu (température, humidité). Ils présentent une production moyenne, une faible croissance et un indice de consommation élevé (Gauthier *et al.*, 1984). Le caprin créole est également élevé pour produire de la viande. Il présente une croissance faible et une faible résistance aux parasites tropicaux (Chemineau *et al.*, 1984).

Conclusion

Dans les Antilles françaises, une pratique traditionnelle d'élevage des animaux « au piquet » est pratiquée par des particuliers. Presque la moitié des bovins abattus en Guadeloupe en 2006 étaient issus de ce type d'élevage. Ces pratiques d'élevage traditionnel d'animaux en extérieur (bétail, poules, porcins) sont à prendre en considération surtout qu'il n'est pas exclu que ces pratiques d'élevage aient lieu sur des sols contaminés en chlordécone.

II-3-2-2-2 Contamination des animaux d'élevage et des produits associés suite à l'ingestion involontaire de sol

Nous avons constaté, à partir des données des études RESO, ESCAL et CALBAS (Tableau 5) que les denrées alimentaires d'origine animale pouvaient également être contaminées en chlordécone. Les teneurs en chlordécone étaient plus élevées dans le sol que dans le fourrage (Tableau 4). En effet, les teneurs en chlordécone peuvent être 25 à 2800 fois plus élevées dans le sol que dans le fourrage.

Elevés en extérieur, les animaux d'élevage peuvent ingérer du fourrage contaminé mais également et involontairement du sol et s'exposer ainsi aux contaminants à des teneurs non négligeables (Rychen *et al.*, 2008). Le chlordécone présent dans le sol est potentiellement biodisponible et pourrait être transféré vers les tissus et les produits animaux. Par exemple, une vache peut ingérer quotidiennement entre 500 et 1 500 g de sol/jour, en métropole, suivant certains facteurs tels que la saison ou le climat (Healy, 1968 ; Thornton et Abrahams, 1983 ; Laurent *et al.*, 2005 ; Jurjanz *et al.*, 2012).

Un tableau comparatif de l'ingestion moyenne de sol et de fourrage observée lors de plusieurs études a été établi pour différentes espèces de rente afin d'évaluer l'importance potentielle de cette matrice sol dans la contamination des animaux (Tableau 6). Thornton et Abrahams, (1983) ont constaté que la quantité de sol ingérée chez la vache a été faible (comprise entre 1 et 4 % de la ration alimentaire ingérée/jour) au début de l'été en raison de conditions climatiques sans pluie et lorsque la densité du couvert végétal a été élevée, en région tempérée. En revanche, au début du printemps suivant, lorsque la densité du couvert végétal a été très faible, les quantités de sol ingérées n'ont pas été négligeables (jusqu'à 18 % de la ration journalière était du sol). Mayland *et al.* (1977) ont également constaté que les vaches étaient capables d'ingérer des quantités importantes de sol. Ces quantités correspondaient à 14 % de la ration alimentaire journalière en juin et 20 % en août. Adams et Morales-Garcia (2008) ont noté une ingestion journalière de sol correspondant à 6 % de l'ingestion totale chez la vache, et à 10 % chez le mouton et la chèvre sans préciser les conditions environnantes. Jurjanz *et al.* (2012) ont constaté que l'ingestion de sol a augmenté lorsque la densité du couvert végétal a diminué, et ce d'autant plus dans le cas des animaux n'ayant pas reçu un complément d'alimentation durant la période de déficit. Jurjanz *et al.* (2012) ont constaté que l'ingestion de sol pouvait atteindre au moins jusqu'à 10,4 % de la ration alimentaire journalière, chez la vache laitière. Les animaux monogastriques élevés en

plein air peuvent également ingérer des quantités non négligeables de sol. Par exemple, Fries *et al.* (1982) ont indiqué que les porcs élevés en extérieur pouvaient ingérer au moins 8 % de leur alimentation par jour en sol. Chez la poule, l'ingestion de sol a été susceptible d'atteindre 30 g par jour, ou représenter ainsi au moins jusqu'à 25 % de la ration alimentaire journalière ingérée, lorsque la densité du couvert végétal est faible ou lors d'un déséquilibre alimentaire (Jondreville *et al.*, 2011b ; Waegeners *et al.*, 2009). Ces valeurs d'ingestion indicatives ont été observées dans certaines conditions et il n'est pas impossible que certains animaux puissent ingérer des quantités supérieures. Ce tableau indique ainsi nettement que l'ingestion de sol par les animaux d'élevage n'est pas négligeable.

Etant donné que ces pratiques d'élevage en plein air existent aux Antilles (notamment dans le cas de l'élevage effectué par des particuliers) il est nécessaire de déterminer le risque de contamination de ces animaux via l'ingestion de sol (Tableau 6). Il s'avère que le sol est nettement plus contaminé que le fourrage (Tableau 4), et de ce fait, les animaux élevés en plein air sur les sites d'anciennes bananeraies antillaises sont susceptibles d'être contaminés suite à l'ingestion involontaire de sol. Par ailleurs, la nature des argiles présentes dans les sols antillais constitue un facteur de variation de la capacité de rétention du chlordécone.

Conclusion

Les animaux élevés en plein air peuvent ingérer des quantités non négligeables de sol selon certaines conditions. La quantité de sol ingérée peut atteindre au moins 25 % (valeur indicative) de la ration journalière de l'animal dans le cas de la poule pondeuse. De ce fait, il semble indispensable d'évaluer le risque de transfert de chlordécone vers les produits animaux via l'ingestion de sol.

Tableau 6 : Comparaison entre l'ingestion de fourrage et de sol chez différentes espèces d'élevage

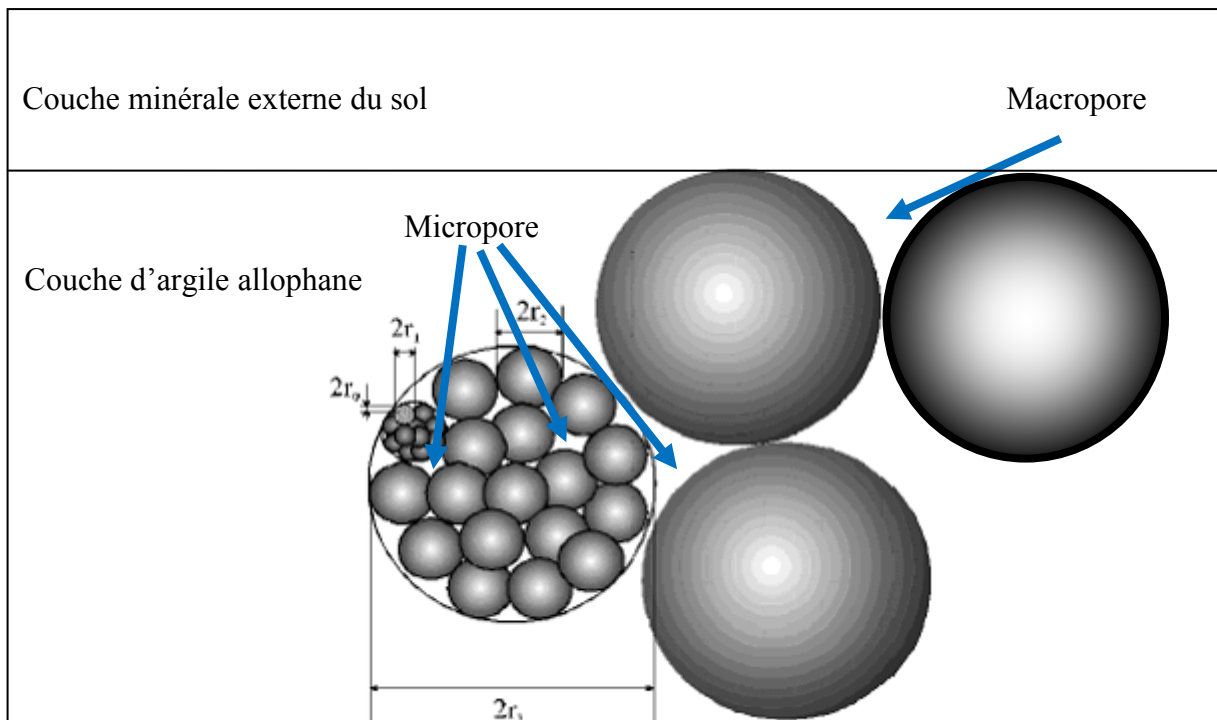
Espèce	Ingestion moyenne de fourrage (kg/jour)	Ingestion sol (kg/jour)	Ingestion sol (% de quantité ingérée)	Références
	13,1	1,3	10,4	Jurjanz <i>et al.</i> (2012)
Vache	13,8	0,83	6,0	Adams et Morales-Garcia (2008)
	—	—	1,0 à 18 (en juin et avril)	Thornton <i>et al.</i> (1983)
	—	—	14 et 20 % (juin et août)	Mayland <i>et al.</i> (1977)
Chèvre	1,18	0,12	10	Adams et Morales-Garcia (2008)
Mouton	1,98	0,20	10	Adams et Morales-Garcia (2008)
Porc	—	—	8,0	Fries <i>et al.</i> (1982)
Poule pondeuse	—	0,03	—	Waegeners <i>et al.</i> (2009)
		0,03	25	Jondreville <i>et al.</i> (2011b)

Les quantités de fourrage et de sol ingérées par jour (kg/jour) chez les animaux d'élevage ainsi que la part d'ingestion de sol correspondant à la ration alimentaire journalière (%) sont présentées dans ce tableau.

II-3-2-2-3 Le risque de contamination par le chlordécone en fonction de la nature du sol

Comme indiqué précédemment, les sols les plus contaminés de Martinique et de Guadeloupe sont les andosols et les nitisols et correspondent à des sites de culture de la banane (ancienne ou actuelle) sur lesquels le chlordécone a été appliqué. Les principales caractéristiques, la genèse, la localisation, l'environnement et le type d'utilisation de ces deux sols sont présentés en annexe 1. Cabidoche *et al.* (2009) ont évalué la durée d'élimination du chlordécone dans ces deux types de sols, en estimant la capacité de lixiviation du sol, c'est à dire leur capacité à libérer le chlordécone du sol. Les quantités de chlordécone lessivées durant la période d'étude ont été 3 à 4 fois plus élevées pour les nitisols que pour les andosols. Cela serait dû au fait que ces deux sols présentent une structure argileuse différente. En effet, les andosols contiennent des argiles dites allophanes, dont la structure ménage une surface de contact importante avec les contaminants, via un réseau de micropores formés par l'enchevêtrement de motifs particuliers répétés de type fractal (Figure 5). A l'inverse, les argiles présentes dans les nitisols sont disposées en feuillets. Cette structure, qui ménage une faible porosité conduit à une moindre capacité de rétention des composés comme le chlordécone (Cabidoche *et al.*, 2009).

Figure 5 : Représentation schématique de la structure de type fractal de l'argile allophane présente dans les andosols



(D'après Woignier, 2007)

Dorel *et al.* (2000) ont constaté que la porosité des sols andosols et nitisols labourés était altérée comparé à la porosité des sols de cultures pérennes, telles que celles des bananes. Dans le cas de l'andosol, le labour altère uniquement la structure des macropores tandis que dans le cas du nitisol elle altère la structure de l'ensemble des pores quelle que soit leur taille. En effet lorsque une pression (1 - 1000 kPa) a été appliquée sur ces sols, le « vide » n'a pas varié pour des basses pressions dans le cas de l'andosol (1 – 10 kPa) et n'a pas varié quelle que soit la pression dans le cas du nitisol, ce qui signifie que la porosité a été altérée pour les macropores de l'andosol (taille comprise entre 15 et 100 μm) et pour toute les tailles de pores dans le cas du nitisol. Il pourrait ainsi être envisageable que le chlordécone présent dans les sols fortement labourés soit nettement plus disponible que le chlordécone présent dans des sols de cultures pérennes. Ces pratiques de cultures pourraient alors conduire à un risque d'exposition au chlordécone plus élevé. En raison de l'altération de la porosité due au labour dans le cas du nitisol, il est possible de supposer que le chlordécone présent dans le nitisol serait plus disponible que le chlordécone présent dans l'andosol.

Clostre *et al.* (2011) ont constaté que le taux de transfert du chlordécone du sol vers le concombre a été au moins 3 fois plus élevé lorsque les végétaux étaient cultivés sur un ferrisol et un nitisol (1 %) plutôt que sur un andosol (0,05 %). Le transfert du chlordécone pour un autre cucurbitacée, le giraumon a été plus élevé que pour le concombre (3 %), le chlordécone n'étant pas réparti de manière homogène dans le végétal mais principalement accumulé au niveau de la peau. De même, pour les légumes-racines (patate douce, igname, dachine), les teneurs en chlordécone de la peau étaient plus élevées que celles de la pulpe. Le transfert de chlordécone du sol vers la patate douce et la dachine a été 2 fois plus élevé lorsque les légumes-racines étaient cultivés dans un nitisol ou un ferrisol plutôt que dans un andosol. Le transfert de chlordécone du sol vers l'igname a été 3,6 fois plus élevé lorsque l'igname était cultivée dans un nitisol ou un ferrisol plutôt que dans un andosol.

Ainsi, le chlordécone présent dans les sols antillais, selon leur nature, serait plus ou moins biodisponible. Il convient donc de déterminer le risque de transfert de chlordécone vers les produits animaux en déterminant la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans le sol chez les animaux d'élevage. Etant donné que l'élevage d'animaux par des particuliers n'est pas négligeable, nous avons choisi d'évaluer la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans des sols antillais chez deux espèces de monogastriques, la poule pondeuse (en raison de ses niveaux d'ingestion de sol pouvant atteindre au moins jusqu'à 25 % de la ration alimentaire journalière et de la contamination avérée sur le terrain, de certains produits tels

que les œufs) (Clostre et Lesueur-Jannoyer, 2011) et le porcelet (animal également monogastrique mais jeune dont la chair est consommée). Les caractéristiques de ces deux espèces seront développées puis la notion de biodisponibilité ainsi que la méthode d'évaluation retenue seront déterminées. Les résultats concernant l'évaluation de la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans des sols antillais chez la poule pondeuse et chez le porcelet seront ensuite présentés et discutés.

Conclusion

Les sols antillais qui ont été traités au chlordécone sont toujours contaminés par le chlordécone. Cependant, il existe différents sols antillais (en particulier des andosols et des nitisols) possédant des structures distinctes permettant de retenir différemment le chlordécone. Une partie du chlordécone présent dans le sol serait ainsi retenu par certaines structures du sol et ne serait pas biodisponible pour les animaux d'élevage susceptibles de l'ingérer. Cet effet du sol diffère selon sa nature, l'andosol fixant fortement le chlordécone comparé au nitisol. Etant donné qu'il est possible de supposer que des élevages d'animaux monogastriques pourraient être conduits dans des conditions favorables à l'ingestion de sol, il est légitime de s'interroger sur le devenir du chlordécone ingéré via le sol, chez ces animaux. Il convient donc d'estimer la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans ces différents sols pour estimer le risque de transfert de chlordécone ingéré vers les produits animaux.

Le chlordécone est une molécule lipophile qui peut contaminer les animaux en plein air notamment suite à l'ingestion involontaire de sol. Peu d'informations sont disponibles sur cette molécule chez l'animal d'élevage. Étant donné son caractère lipophile, le chlordécone suit probablement la même voie d'absorption que celle des acides gras. L'humus du sol contient des lipides en faibles quantités (1,2 à 6,3 % en moyenne dans des sols agricoles européens selon Stevenson 1966). Plus le pH d'un sol serait acide et plus la quantité de lipides dans ce sol augmenterait (Stevenson, 1966). Les différentes catégories de lipides sont les cires, les acides organiques, les composés hydrocarbonés, les graisses et les phospholipides, les porphyrines, les stéroïdes, les triterpénoïdes et les caroténoïdes. Par exemple, les teneurs en lipides quantifiées par Madeleine *et al.* (2011) dans un sol européen d'origine agricole étaient de 26 g/kg de matière sèche.

L'apport en lipides chez les animaux élevés selon le système créole est faible, étant donné que l'alimentation offerte aux animaux provient principalement des résidus de cultures, (légumes-racines, canne à sucre) non commercialisables. La teneur en lipides des légumes-racines, (connus pour leur grande capacité de réserve) peut atteindre environ 3 % du poids frais (Alinnor et Akalezi, 2010). La teneur en gras des tiges de canne à sucre est de 1 % environ (Xande *et al.*, 2009). Les animaux reçoivent de l'alimentation industrielle sous forme de granulés, occasionnellement. Par exemple, Xande *et al.* (2009) ont nourri des porcs créoles avec des déchets de canne à sucre (tiges), et un complément en protéines provenant d'un aliment à base de soja et de haricots. Cette alimentation contenait presque 3 fois moins de gras qu'une alimentation commerciale, de granulés. La croissance des porcs ayant reçu les tiges de canne à sucre a été environ 2 fois plus faible que ceux qui ont reçu l'aliment commercial.

Dans le chapitre suivant, nous nous intéresserons à la digestion chez le monogastrique, en particulier celle des lipides, afin de déterminer si celle-ci peut être différente selon l'espèce (volaille et porc) et le stade physiologique de l'animal (jeune en croissance, adulte mûre). Nos études ayant été focalisées sur la poule pondeuse et le porcelet, le chapitre suivant concernera l'étude de la digestion des lipides chez ces deux espèces. Nous verrons également si la digestion lipidique du système digestif de porcelet peut être similaire de celle d'une poule pondeuse, ou non. Ensuite, nous aborderons l'absorption, la distribution, le métabolisme et l'excrétion du chlordécone chez les espèces d'animaux monogastriques.

III- Physiologie digestive des animaux monogastriques

III-1 Généralités

Etant donné que le chlordécone est une molécule lipophile, nous allons nous intéresser à la physiologie digestive des animaux monogastriques et en particulier à la digestion lipidique. Nous verrons ensuite les différences physiologiques qu'il existe entre deux espèces de monogastriques, la volaille et le porc, espèces animales élevées en extérieur aux Antilles en particulier dans le cas des jardins créoles.

L'ingestion de lipides diminue la motilité gastrique et induit la sécrétion de sels biliaires et pancréatiques ce qui altère le lumen. La digestion lipidique est le résultat de 3 processus séquentiels impliquant :

- i/ la dispersion de globules gras en une grossière émulsion ayant une grande surface de contact
- ii/ l'hydrolyse enzymatique qui conduit à la production de glycéryls éthers d'acide gras (triglycérides)
- iii/ la dispersion des produits de la digestion lipidique en une forme absorbable par l'organisme

Les lipases sont des enzymes responsables de l'induction de l'hydrolyse des triglycérides en diglycérides et en acides gras (Charman *et al.*, 1997). La présence de bile peut améliorer la biodisponibilité de composés qui sont à l'origine peu solubles dans l'eau en augmentant leur taux de dissolution et/ou leur solubilité. Une augmentation du taux de dissolution peut intervenir via :

- i/ une diminution de l'énergie au niveau de la zone d'interface entre le composé solide et le milieu de dissolution, en augmentant l'humidification ce qui conduit à une augmentation de la surface de contact
- ii/ une augmentation de la solubilité via une solubilisation du chlordécone sous forme de micelles

Cependant, la solubilisation du chlordécone dans les sels biliaires conduit à une diminution du coefficient de partage du chlordécone. En général, l'augmentation de l'humidification a lieu lorsque les valeurs de concentrations des sels biliaires sont en-dessous de la concentration

critique de micelles tandis que l'augmentation de la solubilisation micellaire a lieu lorsque les valeurs des concentrations des sels biliaires sont au-dessus de cette valeur critique (Charman *et al.*, 1997).

Suite à la contraction antrale puis au vidage du compartiment gastrique, les produits amphiphiles de digestion et les produits de digestion dégradés sont libérés et émulsifiés avant de rejoindre le duodénum. Les sels biliaires s'absorbent à la surface de l'émulsion brute, la stabilisant et ainsi allant jusqu'à réduire la taille de la gouttelette lipidique. Ensuite, la majorité des triglycérides hydrolysés sont formés sous l'action de la lipase pancréatique, activée en présence d'une colipase et de sels biliaires. La colipase est une enzyme qui agit à la surface de la gouttelette lipidique émulsifiée pour produire quantitativement deux monoglycérides et deux acides gras. Les acides gras induisent la liaison entre un complexe lipase et colipase afin d'effectuer l'émulsion en surface, ce qui induit le processus de lipolyse. Les phospholipides sont hydrolysés en lipophospholipides par la phospholipase A2 avant d'être absorbés. La majorité des phospholipides atteint le tractus digestif via la sécrétion biliaire (Charman *et al.*, 1997). Les sels biliaires et les phospholipides participent à cette émulsion des triglycérides et des nutriments liposolubles.

Les produits de la lipolyse sont ensuite incorporés dans des sels biliaires micellaires. Les micelles sont formées spontanément par l'association de sels biliaires et de molécules amphiphiles insolubles tels que les monoglycérides, les chaînes d'acides gras de taille moyenne, les longues chaînes d'acides gras insaturés et les phospholipides. Les parties hydrophobes de ces micelles ont la capacité de solubiliser les longues chaînes d'acides gras, tels que les diglycérides, les vitamines liposolubles, et les cholesteryls esters. Les micelles facilitent l'absorption des lipides. Les produits de la digestion (surtout les produits lipidiques provenant de la digestion) induisent la contraction de la vésicule biliaire suite à l'action de la cholecystokinine et la relaxation du sphincter d'Oddi. Ceci conduit à l'expulsion de la bile avec un flux élevé. Les micelles traversent ensuite la barrière intestinale par diffusion passive avant d'être absorbées (Charman *et al.*, 1997). Le transport des acides gras à travers le cytosol des cellules absorbantes est influencé par des protéines de liaison aux acides gras qui ont une affinité plus élevée pour les acides gras insaturés que pour les acides gras saturés et *a priori* pas d'affinité pour les acides gras de chaînes courtes ou moyennes. A partir des cellules absorbantes, des lipoprotéines sont sécrétées dans le fluide interstitiel, passent au travers des cellules de la lamina propria et sont ensuite transportées au travers des cellules endothéliales et des capillaires (Krogdahl, 1985).

III-2 La digestion chez l'animal monogastrique

III-2-1 A l'échelle des organes impliqués

III-2-1-1 Chez la volaille

Les aliments pénètrent à l'intérieur du bec de l'animal où ils sont légèrement lubrifiés. Le compartiment buccal contient peu de salive et aucune α -amylase¹. Les aliments traversent ensuite l'œsophage qui présente un renflement, appelé le jabot, lieu dans lequel les aliments sont lubrifiés et subissent une faible dégradation microbienne. Puis les aliments arrivent dans le proventricule, qui contient des glandes de sécrétions gastriques. Les aliments sont ensuite broyés dans le gésier de façon mécanique, grâce aux cailloux et au sable qu'il contient, et chimique, en raison de son activité protéolytique (Longland, 1991). Ensuite, les composés sont émulsionnés lorsque le chyme² atteint l'intestin grêle (constitué du duodénum, du jéjunum et de l'iléon) afin d'être mélangés avec les sécrétions biliaires et pancréatiques.

Le jéjunum est le principal site d'absorption chez les oiseaux (Hurwitz *et al.*, 1973). Chez la dinde, le jéjunum joue un rôle majeur dans l'absorption lipidique. La capacité d'absorption de ce segment intestinal peut être utilisée à travers des mouvements d'aller-retour (rétrogrades) du chyme. Chez la dinde, il a été montré que la majeure partie du contenu de l'intestin grêle a été propulsé en arrière (mouvement rétrograde) jusqu'au gésier deux à quatre fois par heure (Dzuick et Duke, 1972 cité par Krogh, 1985). Via l'enregistrement de potentiels myoélectriques, Clench et Mathias (1995), ont constaté que chez le poulet, lorsque les stocks d'aliments au niveau de l'estomac étaient vides, la contraction des muscles intestinaux induisait une propulsion des aliments en arrière du tractus digestif suivie d'une contraction des muscles de l'estomac, 60 secondes plus tard.

¹ α -amylase : enzyme capable de briser les liaisons $\alpha(1-4)$ glycosidiques de l'amylose et de l'amylopectine pour donner des molécules de maltose

² Chyme : ensemble constitué par de la nourriture partiellement digérée, de l'eau, de l'acide chlorhydrique et diverses enzymes de digestion

La nuit, deux à trois phases d'inhibition de l'activité du gésier peuvent être observées. Chez la poule immature, il y a une inhibition des contractions du gésier qui sont suivies par des décharges électriques de potentiels isolés ce qui induit des contractions rapides dans les directions orale-aborale et rétrograde. Chez la poule mature non pondeuse, l'absence d'inhibition de l'activité motrice du gésier conduit à une diminution des décharges de potentiels isolés et les contractions en direction rétrograde disparaissent. Les contractions propagées sur une courte distance dans le sens oral-aboral persistent. Chez la poule mûre, pondeuse, lors de l'expulsion de l'œuf, l'activité motrice gastro-intestinale est inhibée (ce qui correspond à une distension du cloaque), puis est réactivée après expulsion de l'œuf (Roche et Decerprit, 1977).

L'intestin contient une flore bactérienne dont la densité est plus élevée dans la partie distale (gros intestin) que dans la partie proximale (duodénum) (Longland, 1991). Les produits non digérés atteignent les caeca et le colon, où les capacités de fermentation et d'absorption des produits finaux sont limitées. Les matières non digérées sont enfin excrétées par le cloaque à l'extérieur de l'animal (fèces) (Tableau 7).

III-2-1-2 Chez le porcelet

Les aliments sont mis en bouche et lubrifiés par de la salive qui contient des α -amylases contrairement à la volaille. Les aliments traversent ensuite l'œsophage qui sécrète un mucus, à partir des glandes tubulo-acineuses, ce qui contribue également à la lubrification des aliments avant qu'ils n'atteignent l'estomac. L'estomac est un organe différencié en plusieurs régions : œsophagienne, cardiaque, gastrique et pylorique. Il permet à la fois le stockage transitoire des aliments et la digestion enzymatique par protéolyse et le broyage mécanique de l'aliment, afin de faciliter sa digestion dans l'intestin grêle. Le chyme atteint ensuite l'intestin grêle, site majeur de la digestion enzymatique (duodénum et partie proximale du jéjunum) et de l'absorption (partie distale du jéjunum et iléon).

Les produits de la lipolyse sont incorporés à des phospholipides et des sels biliaires pour former des micelles. Ceux-ci pénètrent au travers des cellules intestinales par diffusion, puis sont incorporés dans des vésicules biliaires au niveau du réticulum endoplasmique avant de sortir de la cellule intestinale. Ruckebusch et Bueno (1976) ont constaté que l'activité de l'intestin était plus longue lorsque les porcs recevaient un seul repas par jour (activité post-prandiale de 6h) comparé à ceux qui recevaient 2 repas par jour (activité post-prandiale de 2 – 3 h) ou étaient nourris *ad libitum* (5 – 15 min).

Tableau 7 : Comparaison de la fonction digestive de la volaille et du porc

Volaille	Porc
Peu de salive (lubrification des aliments) (1).	Salive (lubrification des aliments) contient de l' α -amylase (1).
L'œsophage contient un diverticulum, le jabot, lieu d'humidification et d'une faible activité microbienne. Le proventricule situé à la fin de l'œsophage, contient des glandes de sécrétion gastriques et est accolé au gésier. Le gésier est capable de broyer les aliments à l'aide de sable et de cailloux et possède une activité protéolytique (1). Emulsion des aliments si présence de lipases (2).	L'œsophage sécrète du mucus (à partir des glandes tubuloacinaires), lubrification de l'aliment pour son passage dans l'estomac. L'estomac est différencié régions œsophagienne, cardiaque, gastrique et pylorique, c'est un organe de stockage transitoire et la première région de l'activité digestive enzymatique (protéolyse et broyage mécanique de l'aliment afin de faciliter la digestion dans l'intestin grêle (1).
Intestin grêle (composé du duodénum, jéjunum, iléon) plus petit que celui du porc, de structure générale similaire (1). Emulsion des aliments lors du mélange du chyme et des sécrétions biliaires et pancréatiques. Existence d'un mouvement rétrograde (vers le gésier) et oral-aboral des aliments. Transport des micelles au travers de la muqueuse intestinale. Le jéjunum est le site majeur de l'absorption chez les oiseaux (2). Microflore associée augmente progressivement dans le segment intestin grêle vers le gros intestin (1).	Intestin grêle (composé du duodénum, jéjunum, iléon) est le site majeur de la digestion enzymatique et de l'absorption. Existence uniquement d'un mouvement oral-aboral des aliments. Microflore associée augmente progressivement dans le segment intestin grêle vers le gros intestin (1, 2).
Possède un large cæcum et un petit colon. Les cæca jumeaux sont des organes musculaires possédant une faible microflore. Le colon a une capacité de fermentation et d'absorption des produits finaux limitée (1).	Fermentation microbienne maximale dans le gros intestin, produits finaux absorbés au travers de la muqueuse intestinale (1).
Excrétion des matières non digérées via le cloaque (1).	Excrétion des matières non digérées via le rectum et l'anus (1).

(1): (Longland, 1991). (2) : (Krogdhal, 1985).

Contrairement à la volaille, il n'existe pas de mouvement rétrograde des aliments vers l'estomac, uniquement un mouvement oral-aboral. La flore microbienne associée à l'intestin augmente progressivement de l'intestin grêle vers le gros intestin. Celle-ci est élevée dans le gros intestin. Les produits finaux sont absorbés au travers de la muqueuse intestinale. Les matières non digérées sont excrétées via le rectum et l'anus (Tableau 7).

III-2-2 A l'échelle cellulaire

III-2-2-1 Chez la volaille

L'effet retardateur du gras sur le vidage gastrique et le taux de passage du chyme dans l'intestin a été reporté par Krogdahl en 1985. L'auteur cite que ces effets ont été mis en évidence chez la poule par Mateos et Sell (1981) et Mateos *et al.* (1982). Un ajout de 0 à 30 % de gras dans un aliment a induit une diminution linéaire du taux de transit de l'ingéré contenant de l'oxyde de chrome, un marqueur de digestibilité. Ces observations ont été en accord avec les résultats obtenus par Duke et Evanson (1972), cités par l'auteur, montrant que la motilité gastrique a été inhibée au niveau du duodénum suite à l'ajout l'huile de maïs, chez la dinde. Il a été supposé que ces diminutions des taux de passage du chyme dans l'intestin seraient des adaptations pour optimiser l'utilisation des lipides.

Chez la volaille, les lipoprotéines synthétisées dans la paroi intestinale sont drainées de l'intestin vers la veine porte. Parmi les lipoprotéines, les volailles possèdent des portomicrons à la place des chylomicrons (Krogdahl, 1985). La taille des chylomicrons est comprise entre 50 et 500 nm de diamètre chez les mammifères, ceci dépend de la proportion de gras dans l'alimentation (Bensadoun et Rothfeld, (1972) cités par Fraser *et al.*, (1986)). La densité des portomicrons est inférieure à 1,006 g/mL et leur taille est voisine de celle des chylomicrons chez le rat (Bensadoun et Rothfeld, 1972 cité par Fraser *et al.*, 1986 et Krogdahl, 1985). La différence entre les portomicrons et les chylomicrons serait le mode de passage pour atteindre la circulation sanguine. Les portomicrons passeraient directement de la lamina propria au travers de la veine portale par voie intracytoplasmique plutôt qu'au travers de pores entre les cellules (Fraser *et al.*, 1986).

III-2-2-2 Chez le porcelet

Selon Krogdahl (1985), les expérimentations sur le porcelet ont indiqué que le gras conduit à une diminution du taux de passage du chyme dans l'intestin. Il est possible que cet effet des lipides sur le taux de passage puisse augmenter la digestibilité d'autres nutriments en prolongeant le temps d'exposition aux enzymes et aux sites d'absorption (Krogdahl, 1985). Parmi les lipoprotéines, les mammifères possèdent des chylomicrons qui entrent dans la lumière des capillaires lymphatiques intestinaux à travers des pores entre les cellules endothéliales lymphatiques adjacentes qui s'ouvrent pendant l'absorption. Les chylomicrons atteignent la circulation sanguine en passant par le conduit de la lymphe au niveau thoracique et la plupart d'entre eux traversent ensuite les poumons et les capillaires intestinaux, avant d'atteindre la circulation portale (Fraser *et al.*, 1986).

III-2-3 A l'échelle moléculaire : Digestibilité des lipides chez la volaille et le porc

La poule et le porcelet sont deux espèces de monogastriques mais qui présentent un stade de maturité de leur système digestif différent. Etant donné que la poule possède un système digestif totalement mûre contrairement au porcelet, il est possible de supposer que les capacités de digestion de la poule pondeuse seraient plus efficaces que celles du porcelet. Afin de pouvoir estimer l'écart possible entre les capacités de digestion de ces deux espèces, une comparaison entre les capacités à digérer certains composés présents dans un aliment tels que les lipides, a été réalisée (Tableau 8).

Tableau 8 : Digestibilité des lipides chez la volaille et le porc

Animal	Age début jours	Age Fin jours	huile seule g/kgpoids vif	Gras dans l'aliment %	Digestibilité du gras %	Référence
Porcelet	7	23	—	≤10	62 (iléon)	Carlson et Bayley (1972)
Porcelet	0	0,5	5,7	—	95 - 98	Chiang <i>et al.</i> (1989)
Porcelet	21	28	—	9	93 – 97	Orban et Harmon (2000)
Porcelet	21	26 ou 54	—	10	63,8 - 82,2	Hamilton et McDonald (1969)
Porcelet	3	38	—	10 ou 5	87 - 93,96	Li <i>et al.</i> (1990)
Porcelet	21	49	—	8	64,82 - 88,79	Cera <i>et al.</i> (1988)
Poule	280	299	—	4,79	75 - (iléon) 88 (tot tractus)	Wahlström <i>et al.</i> (1999)
Poule	245	301	—	9,98	77,6 - 88,4	Atteh <i>et al.</i> (1987)
Poule	168	189 ou 280	—	2,8 - 5,1	79,65 - 97,2	Van Krimpen <i>et al.</i> (2010)
Poulet	1	21	—	15,1 et 18,1	90 – 92	Camden <i>et al.</i> (2001)

Les teneurs en gras (%) des aliments ou d'huile seule (g/kg poids vif) ingérés en conditions expérimentale par le porc et la volaille, sont présentées en relation avec les quantités de gras digérées (%). La digestibilité du gras est similaire chez le porc et la volaille

II-2-3-1 Chez la volaille

Chez la volaille, la digestibilité du gras est élevée. Camden *et al.* (2001) ont constaté que la digestibilité du gras a été de 90 et 92 % respectivement pour les aliments supplémentés en calcium et phosphate, ou non chez le poulet. Wahlström *et al.* (1999) ont nourri des poules pondeuses avec du granulé ou de la pâtée. La digestibilité du gras a été de 75 % au niveau de l'iléon et de 88 % au niveau de la totalité du tractus digestif. Atteh *et al.* (1987) ont évalué la digestibilité d'aliments supplémentés avec 0 à 20 % d'huile de colza chez la poule pondeuse. Les auteurs ont constaté une perte de poids dans le cas de poules nourries avec un aliment contenant une quantité d'huile de colza supérieure à 10 % dans leur alimentation. De plus, les auteurs ont constaté que les valeurs de digestibilité du gras étaient plus faibles lorsque l'aliment contenait une quantité d'huile de colza plus élevée. La digestibilité du gras a été comprise entre 77,6 % (dans le cas des poules nourries avec un aliment contenant 20 % d'huile de colza) et 88,4 % (dans le cas des poules nourries avec un aliment contenant 5 % d'huile de colza). Van Krimpen *et al.* (2010) ont constaté que les valeurs de digestibilité du gras ont été comprises entre 79,6 et 87,2 % pour des poules nourries avec différents aliments enrichis en protéines.

Dans le cas de la volaille, la digestibilité du gras a été comprise entre 75 et 90 %.

II-2-3-2 Chez le porcin

Carlson et Bayley (1972) ont donné un aliment contenant peu de gras ou 10 % de suif pendant 23 jours à des porcelets âgés de 7 jours. L'absorption des acides gras était de 62 % au niveau de l'iléon. Hamilton et Mc Donald (1969) ont constaté que la digestibilité du gras avait tendance à augmenter avec l'âge (augmentation des valeurs de digestibilité de 3 à 8 % entre les 21^{ème} et 49^{ème} jours). Les valeurs de digestibilité étaient similaires quel que soit le sexe. Le pourcentage de gras digéré (huile de noix de coco, huile de colza, lard, suif) a été compris entre 63,8 (pour le suif) et 82,2 % (pour l'huile de colza). Cera *et al.* (1988) ont également constaté que la digestibilité du gras augmentait avec l'âge et avait tendance à être plus élevée dans le cas où la source de gras était de l'huile plutôt que du lard ou du suif. Cela serait dû au fait que l'huile est plus riche en acide gras insaturés, supposés facilement digérés par le porcelet. Dans le cas de l'huile, le pourcentage de gras digéré a été de 79 % à la fin de la

première semaine et a atteint 89 % au bout de la quatrième semaine de régime. Dans le cas du suif, le pourcentage de gras digéré a été compris entre 65 % (la première semaine) et 82 % (la quatrième semaine). Chiang *et al.* (1989) ont administré de l'huile de poisson à des porcelets nouveaux nés et ont constaté que le taux d'absorption de cette huile était élevé, égal à 95 % que l'animal ait été nourri ou mis à jeun. Orban et Harmon (2000) ont constaté que la digestibilité du gras était plus élevée lorsque de la bile de porc était ajoutée à de l'aliment chez le porcelet (97 % du gras était digéré pour un aliment contenant 0,45 % de bile contre 93 % dans le cas contrôle).

La digestibilité des lipides chez le porcelet a été comprise entre 62 et 97 % pour l'ensemble des études reportées dans ce document. Pour des porcelets âgés d'au moins 21 jours, il est possible de dire que la digestibilité des lipides a été d'au moins 63 %.

Conclusion

Les capacités digestives du porcelet, animal non mûre, seraient efficaces pour digérer certains composés en particulier des lipides, presque autant que les capacités digestives de la poule pondeuse. En effet, les valeurs de digestibilité des lipides ont été comprises entre 62 – 97 % chez le porcelet et entre respectivement 75 – 97 % chez la volaille. Cependant il reste à déterminer si ces capacités digestives très performantes du porcelet dès 21 jours d'après les études référencées dans le cas de composés extrait d'un aliment, seraient également efficaces pour assimiler d'autres composés tels que les polluants organiques persistants comme le chlordécone issu d'une matrice telle qu'un sol qui contient des composants capables de retenir les contaminants.

IV- Absorption Distribution Métabolisme et excrétion du chlordécone chez le monogastrique

Le chlordécone est une molécule lipophile facilement absorbée par l'organisme et principalement séquestrée au niveau du foie chez l'Homme et l'animal (Cohn *et al.*, 1978 ; Egle *et al.*, 1978), avec un temps de rétention dans l'organisme long (la demi-vie du chlordécone est estimée à 165 jours dans le sang et 125 jours dans le gras chez l'Homme) (Cohn *et al.*, 1978). Cette répartition préférentielle du chlordécone au niveau du foie est différente de celles des autres polluants organiques persistants. En effet hormis le chlordécone, les teneurs en polluants organiques persistants dans les tissus sont généralement plus élevées dans le gras que dans le foie chez l'animal monogastrique (Ferrario et Byrne 2000 ; Furusawa et Morita, 2000 ; Huyghebaert *et al.*, 2002 ; Covaci *et al.*, 2004 ; Pirard et de Pauw 2005 ; Hakk *et al.*, 2010) (Tableau 9). Il existe une voie d'excrétion biliaire et non biliaire (excrétion de chlordécone dans les fèces) (Boylan *et al.*, 1979).

La plupart des polluants organiques persistants sont liés à des protéines de faibles densités et de très faibles densités (Hjelmborg *et al.*, 2008). La capacité de rétention du chlordécone au niveau du foie est peut être due à la capacité du chlordécone à être lié à des lipoprotéines de haute densité et à l'albumine chez le rat et le porc (Soine *et al.*, 1982, 1984). Belfiore *et al.* (2007) ont développé un modèle concernant la séquestration du chlordécone par l'organisme (sang, gras et foie) en prenant en compte leurs données (administration par voie orale d'une dose unique de 40 mg chlordécone/kg chez le rat et mesure des teneurs en chlordécone dans le sang, gras, foie, rein, muscle, plasma, les jours 1, 14 ou 30 suivants) et celles de Egle *et al.* (1978), Soine *et al.* (1982, 1984), Hewitt *et al.* (1986). Les auteurs ont constaté que le modèle qui correspondait aux données recueillies devait inclure une constante de liaison au niveau du sang et du foie. Ceci conforte l'existence d'un système de liaison du chlordécone avec des protéines au niveau du foie.

Afin d'identifier le comportement du chlordécone dans l'organisme, il convient d'aborder le métabolisme des lipides et des lipoprotéines. Les acides gras sont soit oxydés afin d'être dégradés pour fournir de l'énergie, soit stockés sous forme de triglycérides. Les ester de glycérols (molécules larges et insolubles) sont métabolisés en acides gras par des lipases avant de pouvoir entrer dans la cellule et être transportés. Les adipocytes assimilent les acides gras et synthétisent les triglycérides tandis que le muscle a besoin de l'énergie provenant des acides gras. Le gras et l'huile issus de l'alimentation et les lipides

(hydrophobes) synthétisés dans le foie et le tissu adipeux sont transportés dans le plasma sanguin (aqueux) pour atteindre les organes et les tissus cibles par des lipoprotéines. Les lipoprotéines sont des particules constituées d'un noyau interne contenant des lipides non polaires (triacylglycérols et cholesterylesters) et recouvert par des lipides amphiphiles (les phospholipides et le cholestérol) et des apoprotéines (Figure 6). Les apoprotéines peuvent être classées en deux groupes principaux : les hydrophobes et les amphiphiles*. Elles sont impliquées dans la stabilisation des lipides au sein des complexes de lipoprotéines et éventuellement comme des effecteurs des protéines lipases. Les lipoprotéines sont classées par catégories en fonction de leur densité (Marais, 2009) (Tableau 10).

Hjelmborg *et al.* (2008) ont reporté que les polluants organiques tels que le chlordécone étaient susceptibles d'être véhiculés au travers de l'organisme grâce à des lipoprotéines. Pour cela ils ont reporté les résultats d'interaction obtenus *in vitro*, entre les lipoprotéines et les polluants organiques dont le chlordécone (Tableau 11). Il est possible de constater dans ce tableau que les lipoprotéines de faibles et de très faibles densités transportaient généralement 2 fois plus de polluants organiques lipophiles (dont le log Kow était au moins égal à 3,8) que les protéines de haute densité. La seule exception était le chlordécone, car 80 % des lipoprotéines qui étaient capables de le transporter étaient des protéines de haute densité. Ainsi, ceci explique que le chlordécone soit préférentiellement accumulé dans le foie contrairement aux autres polluants organiques tels que les polluants organiques persistants. Lee *et al.* (2008), ont constaté que le chlordécone altère la répartition du cholestérol dans le plasma, le foie et la vésicule biliaire (pour des doses élevées de 5 et 15 mg/kg). Le chlordécone a conduit à une diminution de l'accumulation de cholestérol au niveau rénal et hépatique et une augmentation de l'excrétion biliaire de 300 %. Le chlordécone a induit une augmentation du cholestérol au niveau des protéines du plasma qui ne sont pas des protéines de haute densité. Le chlordécone n'agit ni au niveau du récepteur SRB-I** (Scavenger Receptor class B type I) ni à celui de la protéine de transport ABC-G8** (Adénosine triphosphate-Binding Cassette Transporter G8), leurs quantités étant similaires en présence ou non de chlordécone (Lee *et al.*, 2008). Une représentation schématique du transport du chlordécone et des autres polluants organiques persistants par les lipoprotéines est indiquée dans la figure 7.

* possèdent une partie hydrophile et une partie hydrophobe

**Le récepteur SRB-I est connu comme étant un des récepteurs aux protéines de hautes densités, qui est impliqué dans la consommation sélective à la fois des ester de cholestérols et des autres lipides à partir des protéines de hautes densités en favorisant l'élimination des protéines de hautes densités liées au cholestérol à partir du plasma. Une déficience en SRB-I réduit le taux d'élimination des protéines de hautes densités liées au cholestérol à partir du plasma. Les protéines de transport ABCG5 et ABCG8 sont coexprimés et sont des hétérodimères obligatoires qui induisent le transport du cholestérol à partir des hépatocytes vers la bile et probablement vers les entérocytes au travers de la lumière intestinale (Lee *et al.*, 2008).

Tableau 9 : Distribution du chlordécone et d'autres polluants organiques persistants dans le foie et le gras

Polluant	Organisme	Concentration de polluants organiques persistants du foie	Concentration de polluants organiques persistants du gras	Rapport concentrations de polluants organiques : gras /foie	Références
		ng/g de poids frais	ng/g de poids frais		
Dieldrine	Poule pondeuse	1,05	2	1,90	Furusawa (2000)
p-p'DDE	Poule pondeuse	29,4	111	3,78	Furusawa (2000)
o-p'DDT	Poule pondeuse	13,8	–	–	Furusawa (2000)
pp'-DDT	Poule pondeuse	7,2	62	8,61	Furusawa (2000)
BDE 47	Poule pondeuse	9,00E+02	1,68E+04	18,67	Hakk <i>et al.</i> (2010)
Chlordécone	Rat			0,58 - 0,16	Egle <i>et al.</i> (1978)
Chlordécone	Rat			0,11 - 0,3	Plaa <i>et al.</i> (1987)
PCDD	Poulet	9,51E+02	1,70E+04	17,84	Ferrario et Byrne (2000)
PCDD	Poule pondeuse	1,90E+03	3,40E+04	17,84	Pirard et De Pauw (2005)
PCDD	Poule pondeuse	3,81E+03	6,79E+04	17,84	Pirard et De Pauw (2005)
PCDD/F	Poule pondeuse	7,22E-02	2,16E-01	2,99	Pirard et De Pauw (2005)
PCB	Poule pondeuse	7,33E-03	9,96E-02	13,59	Pirard et De Pauw (2005)
PCB	Poule pondeuse	190,74	1877,76	9,84	Huyghebaert <i>et al.</i> (2002)
PCB	Porc	8,94E-01	3,90E+00	4,36	Covaci <i>et al.</i> (2004)
HCH	Porc	7,02E+00	2,06E+01	2,93	Covaci <i>et al.</i> (2004)
DDT	Porc	6,08E+00	1,73E+02	28,43	Covaci <i>et al.</i> (2004)

DDE : DichloroDiphényldichloroEthylène; DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane, PCDD : Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins, PCDF : Polychlorinated Dibenzo Furans, PCB : PolyChloroBiphényl

Ce tableau présente les concentrations de polluants organiques persistants du foie et du gras (ng/g de poids frais) d'animaux monogastriques (rongeur, volaille, porc) ainsi le rapport des concentrations de chlordécone du gras sur celles du foie. Les données montrent que les teneurs en polluants organiques sont plus élevées dans le gras que dans le foie, excepté pour le chlordécone.

Tableau 10 : Caractéristiques des différentes lipoprotéines

	CM	VLDL	IDL	LDL	HDL
Taille (nm)	75 – 1200	30 – 80	25 – 35	18 – 26	3 – 12
Densité (g/mL)	< 0,95	0,95 – 1,006	1,006 – 1,0019	1,020 – 1,063	1,063 – 1,210
Apoprotéines	B48 CII CIII E AIV	B100 CII E CIII AI	B100 E	B100	AI AII AIV CI CII CIII
Noyau lipidique	triglycérides >> CE	triglycérides > CE	triglycérides = CE	CE >> triglycérides	CE
Régulation	LPL, CETP	LPL, CETP	HL, CETP	LCAT, HL, CETP	LCAT, HL, CETP
Récepteurs	LRP	LRP	LRP, LDLR	LDLR	SRBI
Transport	Triacylglycérol et cholestérol vers les tissus	Lipides du foie vers les autres tissus		Lipides du foie vers les autres tissus	Cholestérol des tissus vers le foie

CM : chylomicron ; VLDL : very-low-density lipoprotein ; IDL : intermediate-density lipoprotein ; LDL : low-density lipoprotein ; HDL : high-density lipoprotein ; CE : cholesterol ester ; LPL : lipoprotein lipase ; HL : hepatic lipase ; LCAT : lecithin cholesterol acyltransferase ; LRP : low-density lipoprotein receptor-related protein ; LDLR : low density lipoprotein receptor ; SRBI : scavenger receptor B1 ; CETP : cholesterol ester transfer protein.

(Marais, 2009)

Tableau 11 : Répartition entre le chlordécone et les lipoprotéines par rapport à d'autres polluants organiques

Composé	log Kow	Distribution %					Références
		Albumine	Albumine et globuline	HDL	LDL	VLDL	
Aldicarb	1,1	94,3		4,1	1,6		Maliwal et Guthrie (1981)
Nicotine	1,1	93,8		3,7	2,5		Maliwal et Guthrie (1981)
Carbaryl	2,3	98,7		<1%	<1%		Maliwal et Guthrie (1981)
Carbofuran	2,3	96,8		1,8	1,4		Maliwal et Guthrie (1981)
Lindane	3,7	37		25	38		Maliwal et Guthrie (1981)
γ HCH	3,72		46	24	14	16*	Gomez-Catalan <i>et al.</i> (1991)
Parathion	3,8	67		12	21		Maliwal et Guthrie (1981)
Diazinon	3,8	56		13	31		Maliwal et Guthrie (1981)
Dieldrine	5,4	12		38	50		Maliwal et Guthrie (1981)
Dieldrine	5,4			31	52	17	Maliwal et Guthrie (1982)
chlordécone	5,41			80	15	5	Maliwal et Guthrie (1982)
chlordécone	5,41		46 (Very High density)	30	20	6	Soine <i>et al.</i> (1982)**
chlordécone	5,41			77	11	11	Soine <i>et al.</i> (1982)***
HCB	5,73		46	20	21	13*	Gomez-Catalan <i>et al.</i> (1991)
pp' DDE	6,51		60	15	15	10*	Gomez-Catalan <i>et al.</i> (1991)
PCB153	6,7		29	19	25	14	Shireman (1998)
PCB153	6,7			33	53	14	Maliwal et Guthrie (1982)
PCB153	6,7		31	27	19	23	Vomachka <i>et al.</i> (1983)
TCDD	6,8		13	25	30	15	Shireman et Wei (1986)
DDT	6,9	35		30	35		Maliwal et Guthrie (1981)

* avec Chylomicron ; **Chez l'humain ; ***Chez le rat

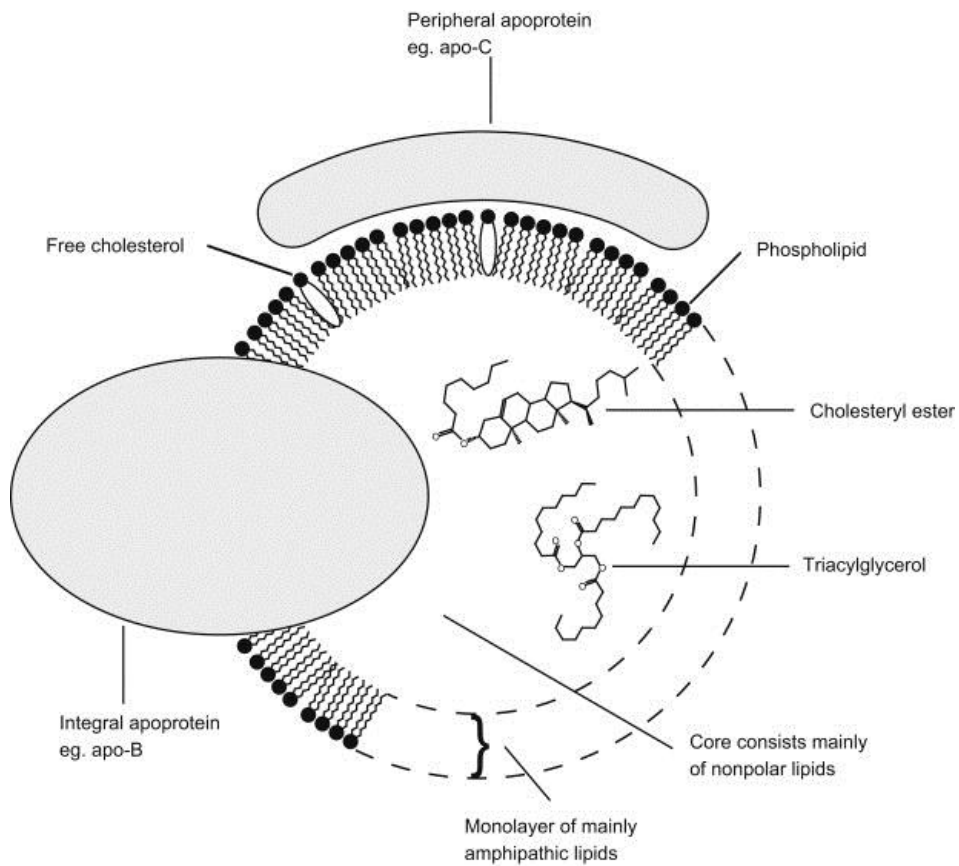
Kow : Octanol Water partition coefficient ; HDL: High Density Lipoprotein, LDL : Low Density Lipoprotein, VLDL : Very Low Density

Lipoprotein, HCB : HexaChloroBenzene, PCB : PolyChloroBiphenyl, TCDD: 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin, DDT :

dichlorodiphenyltrichloroethane

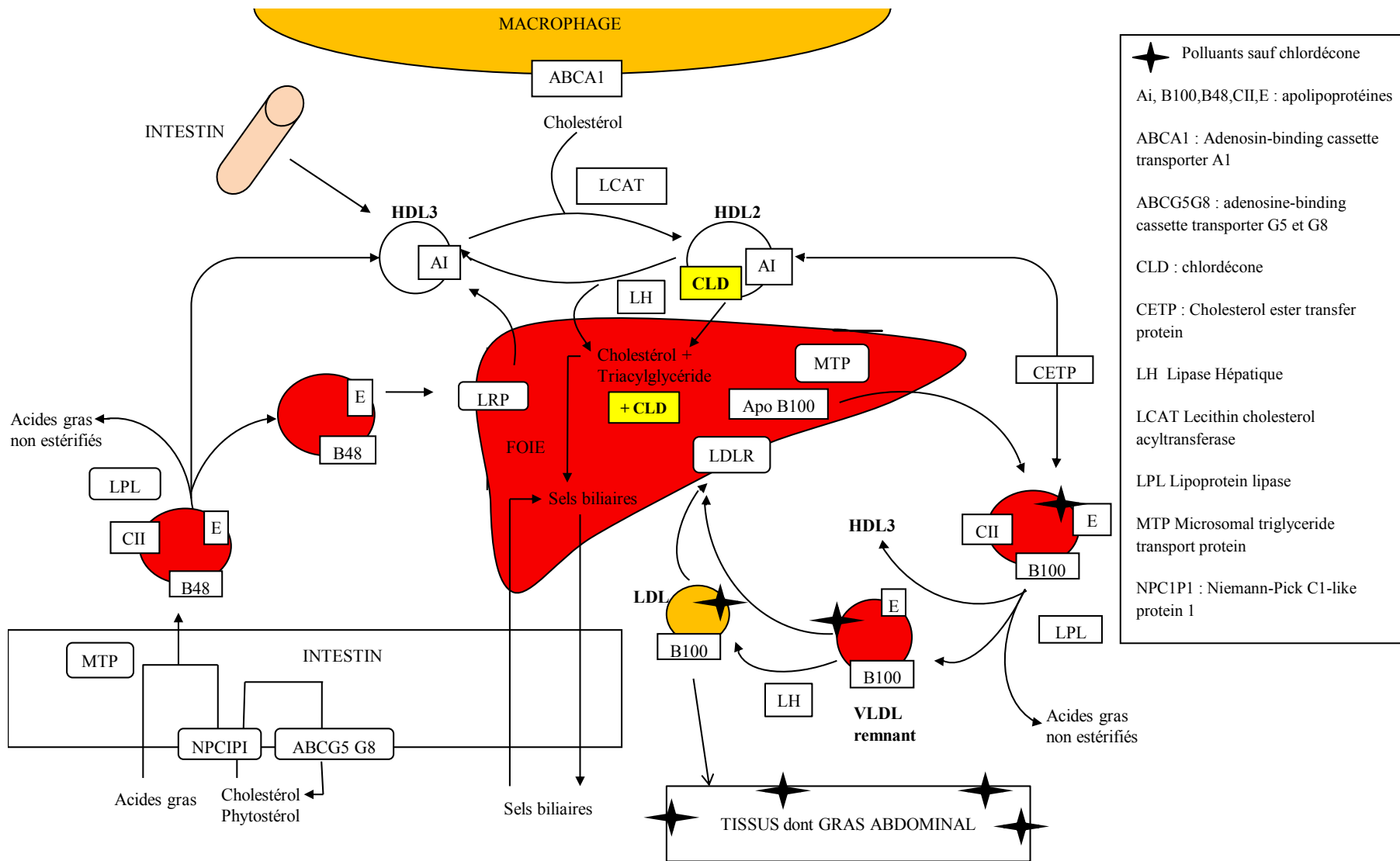
Ce tableau présente la distribution des polluants organiques avec différentes lipoprotéines (exprimé en %). Le tableau montre que les polluants organiques sont principalement liés avec des protéines de faible densité et de très faible densité excepté le chlordécone qui est principalement lié à des lipoprotéines de haute densité (Hjelmborg et al., 2008)

Figure 6 : Représentation d'une lipoprotéine plasmatique



(Mayes, 1993 ; Brewer *et al.*, 198 cités par Hjelmberg *et al.*, 2008)

Figure 7 : Schéma de la voie des lipoprotéines et devenir du chlordécone



Conclusion : *le chlordécone est une molécule lipophile qui est accumulée principalement au niveau du foie suite à son transport via des lipoprotéines de haute densité.*

Les animaux sont susceptibles d'être contaminés suite à l'ingestion de chlordécone en particulier via le sol, si celui-ci provient d'anciennes bananeraies traitées au chlordécone. Sur ces sites antillais, il existe des types de sols très différents par leur structure et leurs caractéristiques (andosol, nitisol, ferrisol). Or certains composés du sol (matière organique, argile) sont capables de retenir plus ou moins les contaminants organiques tels que le chlordécone. Il est ainsi possible de supposer qu'une partie du chlordécone présent dans les sols antillais serait fortement retenu par des composés organiques lipophiles, et ainsi peu biodisponible pour l'animal d'élevage. Cette notion de biodisponibilité sera développée dans le chapitre suivant.

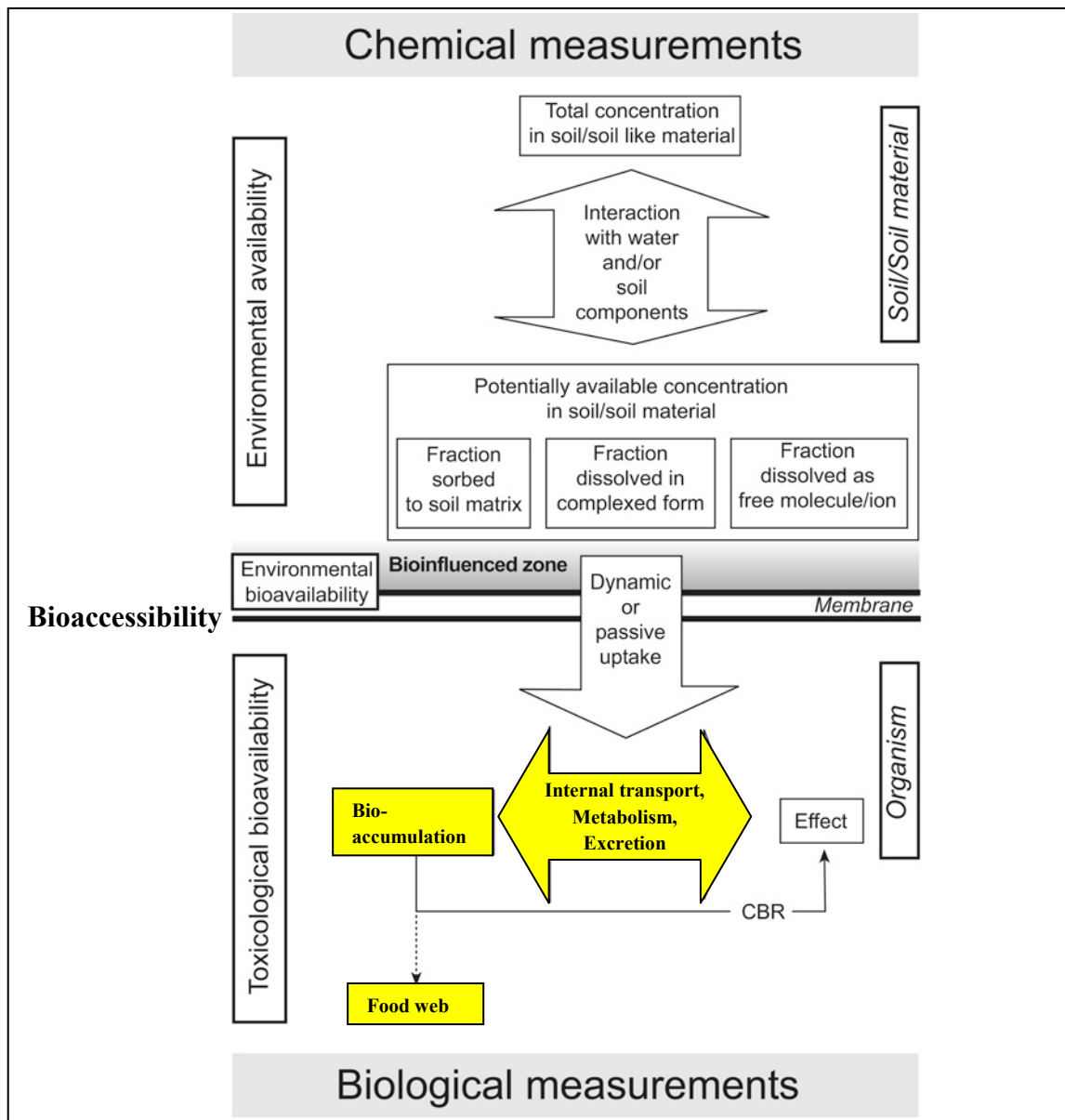
V- Définition de la biodisponibilité

La notion de biodisponibilité est assez complexe. De nombreuses définitions co-existent dans la littérature. Selon la définition donnée dans la norme de l'« International Organization for Standardization » n° 11074 (ISO, 2005), la biodisponibilité correspond à « *la part des contaminants présents dans le sol qui peuvent être absorbés ou métabolisés par des récepteurs humains ou écologiques, ou bien être disponibles pour interagir avec les systèmes biologiques* ». Cependant, cette définition ne reflète pas une quantité mesurable. La biodisponibilité est fonction de l'organisme cible, de la spécificité des contaminants et d'autres facteurs tels que le temps d'exposition, le transfert des contaminants du sol vers les organismes, l'accumulation de ces contaminants chez les organismes cibles et les effets de post-contamination. Dans un but plus pratique, certaines définitions conceptuelles ont été formulées : « *la biodisponibilité est le flux des contaminants vers le biote* » (Gary, 2009, cité par Harmsen, 2007), « *la biodisponibilité est le taux de produits chimiques présents sous différentes formes dans le sol que les plantes ou les autres organismes peuvent assimiler* » (Warrington, 1997, cité par Harmsen, 2007) et « *la biodisponibilité est le taux auquel le composé chimique peut être transporté vers une population biologique spécifique* » (Shor, 2000, cité par Harmsen, 2007).

La biodisponibilité peut donc être définie soit en termes de flux ou de taux ($\text{mol. m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) soit en termes de quantité (mol. kg^{-1}). Il est préférable de mesurer des flux ou des taux pour évaluer la biodisponibilité. En pratique, ceci est généralement difficile à réaliser de manière directe (Harmsen, 2007). La biodisponibilité est un processus dynamique qui peut être décrit selon les points suivants (Figure 8) :

- la disponibilité des contaminants dans le sol (i.e., la disponibilité environnementale)
- l'assimilation des contaminants par l'organisme (i.e., biodisponibilité environnementale) et entre organismes. Pour cela l'intérêt porte sur le transfert des contaminants de la matrice ingérée vers les tissus, compartiments, produits d'excrétion (ex : lait, urine) (Lanno *et al.*, 2004 ; Peijnenburg *et al.*, 1997).

Figure 8 : Biodisponibilité des polluants du sol et transfert vers les organismes terrestres



(Harmsen, 2007 ; adapté de ISO/DIS, 2006)

Nous nous intéresserons uniquement à la notion de biodisponibilité chez les organismes terrestres supérieurs. De manière générale, la biodisponibilité est « *la fraction d'une dose qui atteint la circulation sanguine* ». Nous utiliserons également la définition énoncée par Fries *et al.* (1989) : « *la biodisponibilité est la fraction d'un composé administré qui peut être métabolisée, stockée ou excrétée* ».

Il est nécessaire de distinguer la biodisponibilité absolue de la biodisponibilité relative. La **biodisponibilité absolue (BA)** est définie comme étant « *la fraction de la dose de polluants organiques persistants issue d'une matrice d'étude ingérée qui à partir du tractus gastro-intestinal, de la peau ou des poumons, atteint la circulation systémique* » (NEPI, 2000). La **biodisponibilité relative (BR)** se réfère à « *la comparaison de la biodisponibilité des polluants présents dans une matrice d'étude (ici le sol) par rapport à une matrice de référence (par exemple de l'huile contaminée) ayant les mêmes concentrations de polluants organiques persistants que la matrice étudiée* » (NEPI, 2000).

VI- Méthodes disponibles pour l'étude de la biodisponibilité

VI-1 Méthodes d'évaluation de la biodisponibilité absolue

Pour évaluer la biodisponibilité réelle d'un composé, il convient de déterminer la **biodisponibilité absolue (BA)**. Les méthodes ont été développées pour des polluants appartenant à la famille des polluants organiques persistants peuvent de ce fait s'appliquer au chlordécone, composé pour lequel ce type d'étude n'a pas été mené auparavant. Pour cela, 2 groupes d'individus sont contaminés soit par ingestion de la matrice étudiée (le sol) contaminée par les polluants organiques persistants, soit par injection par voie intraveineuse d'une solution de polluants organiques persistants (diluée dans une solution émulsif/éthanol/eau (1/1/8)) de concentration identique à celle des polluants organiques persistants présents dans la matrice étudiée (Pu *et al.*, 2006). Chaque groupe reçoit une dose unique de polluants organiques persistants, selon l'un des 2 modes d'administration. Des échantillons de sang sont ensuite prélevés à des pas de temps définis afin de faire une cinétique (généralement établie sur une période de 72 h) de la concentration de polluants organiques persistants dans le sang (Pu *et al.*, 2006). Les aires sous la courbe (Area Under the Curve : AUC) sont calculées pour chaque modalité.

La biodisponibilité absolue est ensuite calculée selon la formule suivante :

$$BA (\%) = \frac{\text{AUC après ingestion de la matrice étudiée contaminée par le(s) polluants}}{\text{AUC après injection intraveineuse d'une solution contenant le(s) polluants}} \times 100$$

Cette méthode permet de caractériser précisément la biodisponibilité. L'inconvénient réside dans la nécessité d'analyser un nombre élevé de prélèvements de sang pour obtenir une cinétique pertinente, d'obtenir une prise d'essai suffisante (volume sanguin) et d'obtenir des niveaux de contaminants sanguins qui soient quantifiables.

VI-2 Méthodes d'évaluation de la biodisponibilité relative

D'autres méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des polluants organiques persistants d'un sol sont basées sur l'étude de la **biodisponibilité relative (BR)** et peuvent également être appliquées dans le cas du chlordécone. Ces méthodes d'évaluation de la biodisponibilité ont pour objectif d'estimer la capacité de rétention des contaminants par la matrice étudiée (dans notre cas le sol). Pour cela, un premier groupe d'animaux est nourri avec la matrice contaminée par des polluants organiques persistants, le second groupe ingère une matrice de référence (généralement de l'huile) dont le profil de contamination par les polluants organiques persistants est identique à celui de la matrice étudiée. Dans le cas de l'évaluation de la biodisponibilité relative, une comparaison est réalisée entre les teneurs en polluants organiques persistants dans un compartiment, un organe cible, ou un produit d'excrétion donnés suite à l'ingestion de polluants organiques persistants issus d'une matrice étudiée par rapport à l'ingestion d'une matrice de référence.

La matrice étudiée peut être soit contaminée de façon artificielle, soit environnementale. Dans le cas où le sol est contaminé artificiellement, les polluants organiques persistants sont incorporés à la fois à la matrice sol et à la matrice de référence. Les concentrations finales de polluants organiques persistants sont identiques pour chaque congénère, dans chacune des matrices. Dans le cas d'une contamination environnementale, le sol contaminé est directement prélevé sur un site d'intérêt. Concernant la matrice de référence, deux alternatives sont envisageables :

- soit une partie du sol étudié est conservée et les polluants organiques persistants du sol sont extraits par ASE (Accelerated Solvant Extraction) et incorporés directement à l'huile,
- soit suite à l'analyse de l'ensemble des catégories de polluants organiques persistants présents dans un sol testé, des molécules de synthèse de même nature que celles présentes dans le sol contaminé sont sélectionnées et incorporées à l'huile. Dans le cas du chlordécone il n'y a qu'une seule forme et c'est cette dernière méthode qui est adoptée.

L'hypothèse de départ pour évaluer la biodisponibilité du chlordécone présent dans le sol est que la biodisponibilité du chlordécone présent dans l'huile est maximale, considérée égale à 100 %, et plus élevée que la biodisponibilité du chlordécone présent dans le sol.

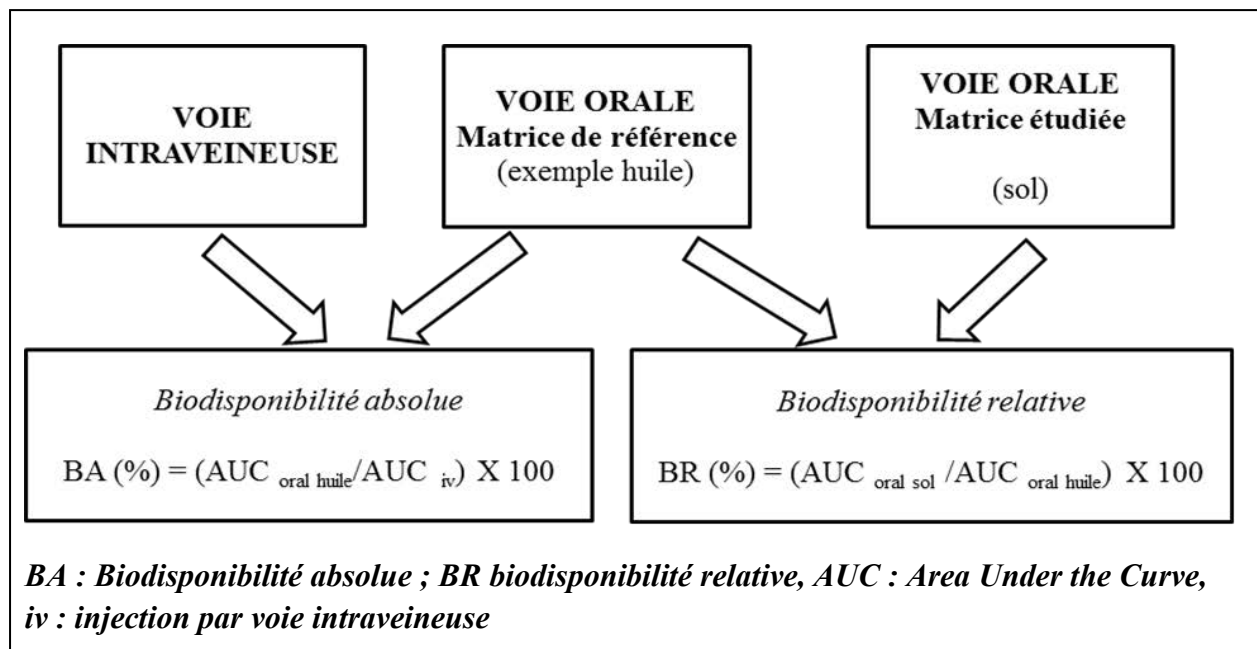
VI-2-1 Etude de la biodisponibilité relative à l'aide de la méthode des aires sous la courbe

Plusieurs méthodes sont disponibles pour évaluer la BR. Suite à l'exposition des animaux via l'alimentation avec ces 2 types de matrices (étudiée et référence) il est possible de réaliser une cinétique des teneurs en polluants organiques persistants dans le sang comme dans le cas de l'évaluation de la BA (cf. § VI-1 A) et de faire le rapport des aires sous la courbe. La BR est alors calculée selon la formule suivante :

$$\text{BR (\%)} = \frac{\text{AUC matrice étudiée contaminée par les polluants organiques (voie orale)}}{\text{AUC matrice de référence contaminée par les polluants organiques (voie orale)}} \times 100$$

L'approche AUC permet d'évaluer à la fois la BA et la BR (Figure 9) (Pu *et al.*, 2006), mais comme nous l'avons vu précédemment, elle est peu appliquée, en raison de son coût analytique élevé (en raison de la nécessité d'avoir de nombreux points de prélèvements) et des contraintes analytiques (obtenir un volume sanguin suffisant pour effectuer l'analyse et atteindre un seuil de quantification suffisant du contaminant dans l'échantillon).

Figure 9 : Schéma de la méthode de l'aire sous la courbe (Area Under the Curve)



VI-2-2 Etude de la biodisponibilité relative à l'aide de la méthode de la comparaison des pentes

Il existe une autre approche basée sur la comparaison des pentes obtenues entre deux conditions d'exposition (l'ingestion de la matrice étudiée par rapport à l'ingestion de la matrice de référence), suite à la détermination des concentrations de polluants organiques persistants dans les produits d'excrétion (lait, œuf, urine), dans les organes et ou les tissus. Selon Littel *et al.* (1997), l'objectif de la biodisponibilité relative est de comparer l'accumulation et éventuellement l'excrétion d'un contaminant ingéré via la matrice sol et via une forme de référence. Cette approche est basée sur l'hypothèse que la concentration d'un composé dans un tissu est directement proportionnelle à la dose absorbée. Donc, la détermination de la BR doit se faire dans le domaine de la courbe dose-réponse obtenue (Litell *et al.*, 1997). Si des réponses linéaires sont obtenues, la BR est le ratio entre les pentes des courbes dose-réponse pour le sol contaminé et la forme de référence (voir l'équation ci-dessous).

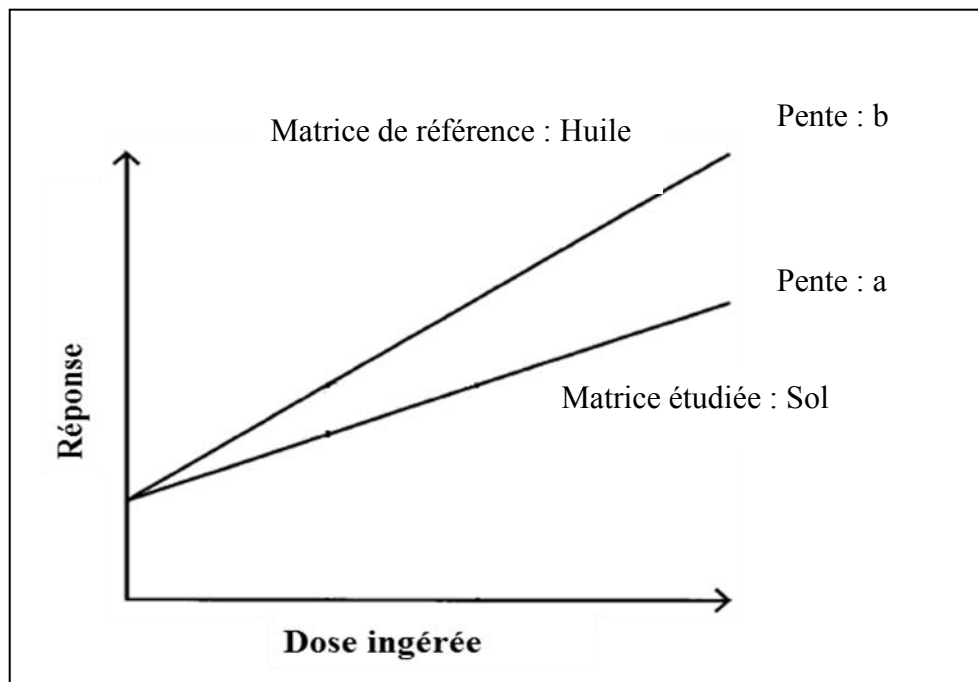
$$BR (\%) = \frac{\text{Pente de la courbe dose-réponse obtenue pour la matrice sol (a)}}{\text{Pente de la courbe dose-réponse obtenue pour la forme de référence (b)}} \times 100$$

Pour appliquer cette méthode de calcul, il est important de respecter plusieurs conditions :

- Le modèle dose-réponse utilisé pour ajuster les données doit être identique pour la forme de référence et pour la matrice sol et la détermination de la BR se fait dans la partie linéaire du modèle ;
- Toutes les courbes dose-réponse obtenues pour le même contaminant et pour le même compartiment cible doivent avoir des valeurs d'ordonnée à l'origine non significativement différentes les unes des autres (Caboche, 2009).

La BR peut ainsi être évaluée en mesurant l'excrétion des polluants organiques persistants dans les produits d'excrétion. Pour cela, les individus sont nourris avec des doses de concentrations croissantes de polluants organiques persistants à différentes périodes. Des prélèvements des produits d'excrétion sont réalisés au cours du temps, pour chaque période de contamination. Des droites doses-réponses, correspondant aux concentrations de polluants organiques persistants excrétés quotidiennement dans les produits d'excrétion (par exemple, le lait) en fonction de la dose journalière de polluants organiques persistants ingérée sont ensuite obtenues pour chaque modalité étudiée. C'est-à-dire qu'une droite dose réponse est obtenue suite à l'ingestion de la matrice testée, le sol, et qu'une autre droite dose réponse est obtenue suite l'ingestion de la matrice de référence, l'huile (Figure 10).

Figure 10 : Représentation graphique de la réponse obtenue après ingestion des matrices sol ou huile contaminés



(Littel *et al.*, 1997)

Cette méthode d'évaluation de la BR permet d'effectuer des expositions chroniques et de tester des doses faibles de contaminants.

Par extension, il est possible d'évaluer la BR en comparant les concentrations de polluants organiques persistants mesurées dans les organes suite à l'ingestion de la matrice étudiée (sol) par rapport à la matrice de référence (huile) en fin d'exposition, selon la formule suivante :

$$\text{BR (\%)} = \frac{\text{Fraction de la dose de polluants organiques ingérée}_{(\text{matrice étudiée})} \text{ séquestrée dans le(s) organe(s)}}{\text{Fraction de la dose de polluants organiques ingérée}_{(\text{matrice référence})} \text{ séquestrée dans le(s) organe(s)}} \times 100$$

Ceci a été effectué par Budinsky *et al.* (2008), Shu *et al.* (1988), Wittsiepe *et al.* (2007), Finley *et al.* (2009).

Conclusion

Plusieurs méthodes semblent pertinentes pour évaluer la biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol. Deux méthodes pour évaluer l'effet du sol sur la biodisponibilité du chlordécone présent dans le sol existent. Elles s'appuient sur le concept de biodisponibilité relative. L'une est basée sur des cinétiques sanguines pour une dose d'exposition fixe, l'autre sur la comparaison des pentes des lois de réponses tissulaires vs exposition établie à un temps donné d'exposition.

VII-Valeur de biodisponibilité absolue et de biodisponibilité relative des polluants organiques du sol

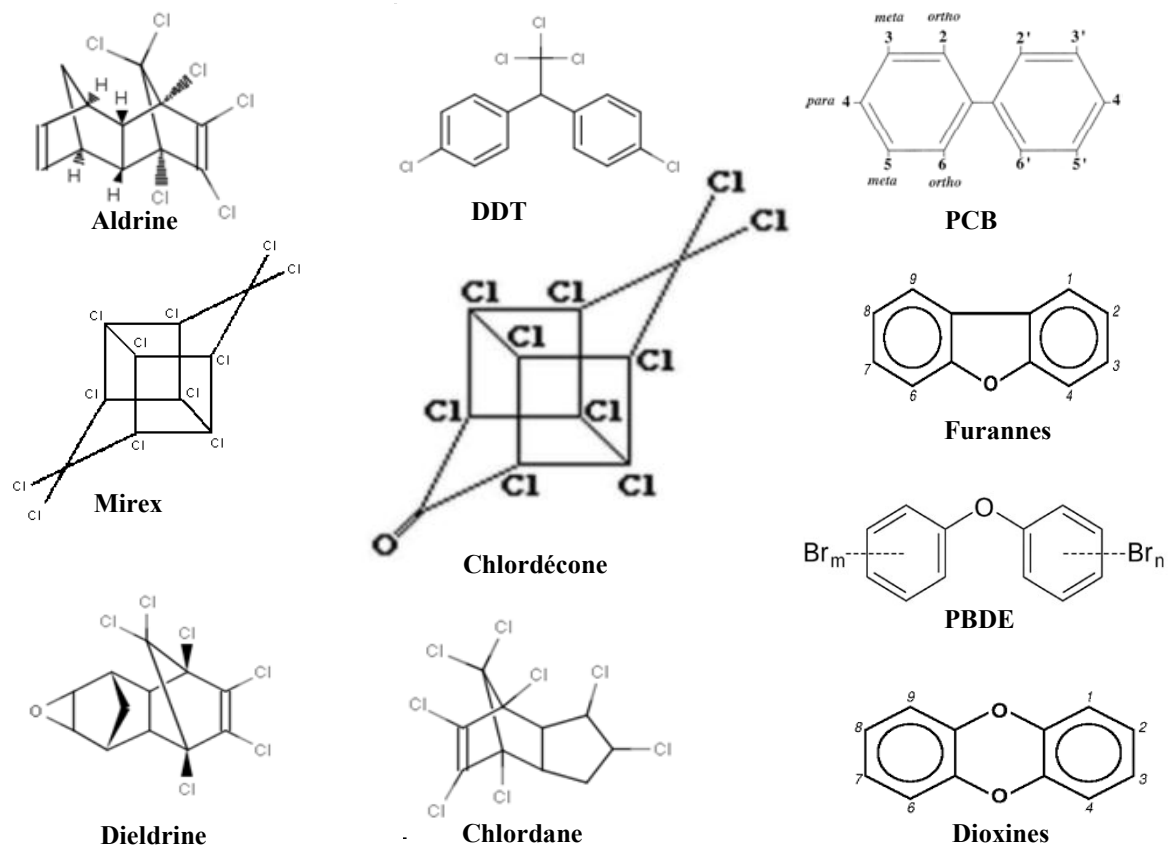
VII-1 Valeurs de biodisponibilité absolue des polluants organiques persistants du sol

Le chlordécone fait partie de la famille des Polluants Organiques. Cependant le comportement et les caractéristiques physico-chimiques de cette molécule sont très différents de celles des autres polluants organiques persistants. Quelques caractéristiques physico-chimiques pouvant renseigner sur les variations du chlordécone et d'autres polluants organiques persistants ont été présentées dans le tableau en annexe 2 et la figure 11. Contrairement aux PolyChloroBiphényles et PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans qui sont des composés présentant une conformation bidimensionnelle, le chlordécone présente une conformation tridimensionnelle (Figure 11). Son log de Kow de 5,4 est proche de ceux des 2,3,7,8-TetraChloro Dibenzo-p-Dioxin et de PCB légers (Di, tri et tétrabiphényles).

Le chlordécone est une molécule très persistante dans l'environnement. En effet, le temps de demi-vie du chlordécone dans le sol est compris entre 10 et 125 ans. Dans le cas des autres polluants référencés, le temps de demi-vie serait plus faible, la valeur maximale étant estimée à environ 20 ans. Ce temps de demi-vie plus long dans le cas du chlordécone que dans le cas des autres polluants organiques persistants pourrait être lié à la structure tridimensionnelle de cette molécule de chlordécone comparé aux autres polluants organiques persistants qui présentent une structure bidimensionnelle. Aux vues des caractéristiques des différentes molécules, il est difficile de trancher concernant le comportement de la molécule de chlordécone. Il n'est pas exclu de supposer en raison de l'encombrement stérique du chlordécone et de sa persistance élevée dans les sols que la biodisponibilité du chlordécone dans les sols soit plus proche des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans et des PolyChloroBiphényles. En l'état des connaissances actuelles il n'est pas possible de conclure sur le comportement de cette molécule par rapport à celui d'autres polluants organiques persistants.

Cependant, il est intéressant pour information, de présenter les valeurs de biodisponibilité obtenues avec les autres polluants organiques persistants afin d'obtenir un ordre de grandeur qui pourrait être espéré dans le cas du chlordécone.

Figure 11 : Conformation tridimensionnelle de certains polluants organiques persistants



DDT : DichloroDiphénylTrichloroEthane; PBDE : Poly Bromo DiphenylEther

Pu *et al.* (2006) ont appliqué l'approche Area Under the Curve chez le rat (Tableau 12). Après avoir contaminé artificiellement plusieurs sols présentant des caractéristiques différentes, les valeurs de BA obtenues ont été comprises entre 53 et 70 % pour les PolyChloroBiphényles. Dans cette étude, le temps de maturation des PolyChloroBiphényles dans le sol a toujours été faible (24 h) et le sol a été mis en solution aqueuse. Nous pouvons nous interroger sur la création de liaisons fortes entre les polluants organiques persistants et le sol.

Dans le travail de Pu *et al.* (2006), la matrice « huile » a été administrée seule par gavage, ce qui a induit des diarrhées chez les animaux. Les auteurs ont suggéré qu'une partie des polluants organiques persistants a été éliminée avec l'huile non absorbée. Il n'a pas été possible de déterminer un effet éventuel des constituants du sol sur la biodisponibilité des PolyChloroBiphényles. Ces données de biodisponibilité présentées via la méthode Area Under the Curve sont difficilement exploitables. Finley *et al.* (2009) ont évalué la biodisponibilité absolue des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans présents dans 6 sols en comparant les teneurs en PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans obtenues dans le foie suite à l'ingestion de sol par rapport aux teneurs en PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans obtenues dans le foie suite à l'injection de PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans par voie intraveineuse, en fin d'expérimentation. Les valeurs de BA ont été comprises entre 11 et 38 %. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 12.

Conclusion

Les résultats d'évaluation de la biodisponibilité absolue obtenus dans le cas des polluants organiques persistants ne permettent pas en l'état actuel d'estimer la biodisponibilité du chlordécone chez les animaux d'élevage étant donné que les propriétés connues du chlordécone sont difficilement extrapolables à celles des autres polluants organiques persistants et de la variation des valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans les sols (11 – 38 %).

Tableau 12 : Récapitulatif des valeurs de biodisponibilité absolue et de biodisponibilité relative obtenues avec les différentes méthodes disponibles

Méthode d'évaluation	Espèce modèle	Contaminants	Biodisponibilité	Limites	Références
Méthode Area Under the Curve	Rat	PCB	BA : 53 à 70 %	Temps de maturation faible Sol en suspension Diarrhées (ingestion d'huile seule)	Pu <i>et al.</i> (2006)
	Rat	PCDD/F	BA : 11 à 38%	—	Finley <i>et al.</i> (2009)
Méthode Area Under the Curve	Rat	PCB	BR : 87 à 127,4%	Temps de maturation faible Sol en suspension Diarrhées (ingestion d'huile seule)	Pu <i>et al.</i> (2006)
Méthode de comparaison des concentrations de polluants organiques persistants dans les organes et tissus et produits d'excrétion	Rat	PCDD/F	BR : 43%	Sol en solution aqueuse	Shu <i>et al.</i> (1988)
	Rat	PCDD/F	BR : 37 à 66%	Digestibilité huile	Budinsky <i>et al.</i> (2008)
	Rat	PCDD/F	BR : 17 à 50%	Aliment (contenant du sol) hétérogène Sol en solution aqueuse	Finley <i>et al.</i> (2009)
	Porcelet	PCDD/F	BR : 20 à 42%	—	Wittsiepe <i>et al.</i> (2007)
	Porcelet	PCDD/F	BR : 23 à 27%	Digestibilité huile	Budinsky <i>et al.</i> (2008)

BA : Biodisponibilité absolue, BR : Biodisponibilité relative, PCB : PolyChloroBiphenyls, PCDD/F : PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans

VII-2 Valeurs de biodisponibilité relative des polluants organiques persistants du sol

VII-2-1 Valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants du sol obtenues chez les animaux de laboratoire

Aucune étude d'évaluation de la biodisponibilité relative du chlordécone n'a été menée jusqu'à présent. Les résultats concernant la biodisponibilité relative d'autres polluants organiques persistants que le chlordécone présents dans le sol seront présentés. Les deux tiers des études appliquant une méthode d'évaluation de la biodisponibilité relative sur les polluants organiques persistants ont été menées chez le rongeur. Pu *et al.* (2006) qui ont utilisé l'approche Area Under the Curve pour évaluer la biodisponibilité (cf § VII-1) ont également eu recours à cette approche afin d'évaluer la biodisponibilité relative, chez le rat. Les valeurs indicatives de BR données par les auteurs ont été comprises entre 87 et 127 % pour les PolyChloroBiphényles (Pu *et al.*, 2006). Il n'a pas été possible de conclure concernant l'effet des constituants du sol sur la biodisponibilité des PolyChloroBiphényles à partir de cette étude, en raison des paramètres expérimentaux évoqués précédemment (cf § VII-1).

Shu *et al.* (1988) ont constaté que la BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans présents dans un sol issu d'une contamination environnementale (originaire de Times Beach* et mélangé avec du sol non contaminé pour obtenir les différentes doses de PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans) a été de 43 % chez le rat et était indépendante de la dose de TetraChloro Dibenzo-p-Dioxin administrée. Cependant aucune caractéristique sur la composition de ce sol n'était disponible (Shu *et al.*, 1988). Budinsky *et al.* (2008), ont évalué la biodisponibilité des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans présents dans 2 sols (un sol situé en plaine inondable sur lequel il y a eu une production de chlore-alcali (« floodplain ») et un sol situé en zone urbaine près d'un site d'incinération), chez le rat. Dans cette étude, la BR a été estimée à partir de la somme des concentrations de PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans obtenues dans le foie et le tissu adipeux. Les BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans issus des sols urbains et de plaines ont été respectivement de 37 et 66 % (Budinsky *et al.*, 2008).

* Times Beach qui manquait de moyen pour l'entretien de ses infrastructures a passé un contrat avec une société de récupération d'huiles usagées. Dans les années 70, la ville fut aspergée d'une substance huileuse afin de lutter contre la poussière. Cette huile était contaminée avec de la dioxine. En 1982, les taux de dioxine étaient 100 fois supérieurs à la normale et la ville a été évacuée. Plus de 265 000 tonnes de sols contaminés ont été enlevées entre 1996 et 1997 (Sénéchal, 2007).

Finley *et al.* (2009) ont constaté que la biodisponibilité des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans a varié de 17 à 50 % (et a été en moyenne de 38 %) dans 5 échantillons de sols prélevés sur un site d'exploitation industriel, chez le rat (Finley *et al.*, 2009) (Tableau 12).

VII-2-2 Valeurs de biodisponibilité relative des polluants organiques persistants du sol obtenues chez les animaux d'élevage

Seulement un tiers des études d'évaluation de la biodisponibilité relative des polluants organiques persistants présents dans le sol ont été effectuées avec des animaux d'élevage.

Wittsiepe *et al.* (2007) ont évalué la BR de 17 PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans présents dans un sol arable traité avec des boues originaires du port de Hambourg, chez le porcelet. La BR des différents congénères de PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans du sol a varié de 19,7 à 42 %. Dans les conditions testées, le sol a réduit la biodisponibilité des polluants organiques persistants de 70 % en moyenne (Wittsiepe *et al.*, 2007). Budinsky *et al.* (2008), ont évalué la biodisponibilité des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans de 2 sols, un sol urbain et un sol situé en zone inondable « floodplain ». Dans cette étude, la BR a été estimée à partir de la somme des concentrations de PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans obtenues dans le foie et le tissu adipeux. Les BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans issus des sols urbains et « floodplain » ont été comprises entre 23 – 27 % chez le porc (Budinsky *et al.*, 2008) (Tableau 12).

Conclusion

Seulement un tiers des études d'évaluation de la biodisponibilité relative ont été menées chez des animaux d'élevage. Les autres études concernent les animaux de laboratoire (rongeurs). Quelle que soit l'espèce, la biodisponibilité des polluants organiques persistants liés au sol a été principalement évaluée en mesurant les concentrations de polluants organiques persistants retrouvées dans les organes, généralement le foie et le tissu adipeux car ce sont les principaux organes de stockage de ces polluants. Les valeurs de la biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol étaient très variables mais restent élevées et il est possible de supposer qu'il en sera de même pour le chlordécone.

VIII- Facteurs de variation de la biodisponibilité des polluants organiques persistants

VIII-1 Effet du degré de chloration des polluants organiques persistants du sol sur la biodisponibilité

De même que dans la partie précédente, étant donné le manque de données concernant l'impact de facteurs sur la biodisponibilité du chlordécone, nous aborderons les facteurs pouvant diminuer ou non la biodisponibilité des polluants organiques persistants autres que le chlordécone.

Traag *et al.* (2004), Hoogenboom *et al.* (2006), Wittsiepe *et al.* (2007), Budinsky *et al.* (2008), et Finley *et al.* (2009) n'ont pas observé d'effet de la chloration sur les valeurs de BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins présents dans le sol. Par exemple Traag *et al.* (2004) et Hoogenboom *et al.* (2006) ont constaté que les niveaux de dioxines ont augmenté dans l'œuf et le gras lorsque le degré de chloration des congénères des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins a augmenté hormis pour les congénères 1,2,3,7,8,9-Hexa Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins et 1,2,3,6,7,8-Hexa Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins. Wittsiepe *et al.* (2007) ont constaté que les valeurs de BR des Penta Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins présents dans le sol ont été plus élevées dans le cas des congénères 1,2,3,7,8-Penta Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins et Octa Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins que pour le 1,2,3,7,8,9-Hexa Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins alors que ce congénère est plus chloré que le 1,2,3,7,8-Penta Chlorinated Dibenzo-para-Dioxins. Dans le cas des PolyChlorinated Dibenzo furans, Traag *et al.* (2004), Hoogenboom *et al.* (2006), Wittsiepe *et al.* (2007), Budinsky *et al.* (2008), et Finley *et al.* (2009) n'ont pas observé de lien entre des valeurs de la BR de chaque congénère de Penta Chlorinated Dibenzo furans dans le sol en fonction du degré de chloration. Par exemple, Budinsky *et al.* (2008) ont constaté que les valeurs de BR des Penta Chlorinated Dibenzo furans dans le sol « floodplain » ont été les plus élevées (avec une valeur de 89 % dans le cas du congénère le moins chloré : le 2,3,7,8-Tetra Chlorinated Dibenzo furans).

VIII-2 Facteurs associés aux caractéristiques du sol influençant la biodisponibilité des polluants organiques persistants du sol

Différents facteurs liés aux caractéristiques du sol sont susceptibles de modifier la biodisponibilité des polluants organiques persistants qui sont associés au sol. Cependant actuellement aucune étude n'a testé l'effet de l'âge de la contamination du sol par les polluants organiques persistants sur la biodisponibilité de ces polluants organiques persistants.

Certains constituants du sol (tels que l'argile, la matière organique, le limon, le sable) seraient susceptibles de modifier la biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol. Parmi les études reportées dans ce document, la plupart (généralement les plus anciennes) n'ont pas effectué de caractérisation précise des éléments du sol. De ce fait, il est difficile d'établir un lien entre les constituants du sol et les valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol (Hoogenboom *et al.*, 2006). Dans le reste des études répertoriées, la caractérisation des sols a bien été effectuée mais en raison du fait qu'un seul sol ait été analysé par étude, il n'est pas possible de faire de comparaison (Shu *et al.*, 1988 ; Wittsiepe *et al.*, 2007). Ainsi, il n'est pas possible à l'heure actuelle de déterminer quels sont les effets des constituants des sols sur la biodisponibilité des polluants organiques persistants.

VIII-3 Facteurs associés aux conditions expérimentales influençant les valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants du sol

Plusieurs facteurs autres que le sol lui-même sont susceptibles de modifier les valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants (le mode d'administration des polluants organiques persistants, la dose de polluants organiques persistants, l'espèce modèle...). Le mode d'administration des polluants organiques persistants dans de l'huile seule peut diminuer la biodisponibilité des polluants organiques persistants dans l'huile chez le rat. Ainsi Pu *et al.* (2006) ont observé des valeurs de BR des PolyChloroBiphényles présents dans le sol supérieures à 100 %. L'huile ayant été administrée par gavage sans être incorporée à un aliment, il est possible que la digestion de l'huile contaminée n'ait pas été homogène. De plus, des diarrhées ont été observées chez les animaux ayant reçu l'huile contaminée. Il semblerait que la méthode d'administration des polluants organiques persistants via de l'huile seule ne soit pas adaptée pour évaluer la biodisponibilité des polluants organiques présents

dans le sol et qu'il soit préférable d'incorporer les polluants organiques dans un aliment (Wittsiepe *et al.*, 2007 ; Ounnas *et al.*, 2009).

Shu *et al.* (1988) ont cherché à savoir si la dose de TetraChloroDibenzo-p-Dioxin ingérée influençait les valeurs de BR. Shu *et al.* (1988) qui ont testé l'effet de doses de TetraChloroDibenzo-p-Dioxin via l'ingestion de sol comprises entre 0,003 et 1,45 µg de TetraChloroDibenzo-p-Dioxin / kg de poids corporel ont constaté que les valeurs de BR étaient voisines quelle que soit la dose de TetraChloroDibenzo-p-Dioxin ingérée. Il est ainsi difficile de conclure concernant l'effet de la dose de polluants organiques persistants ingérée sur les valeurs de biodisponibilité.

Le choix du modèle animal peut également modifier les valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol. Budinsky *et al.* (2008) ont évalué la biodisponibilité des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans présents dans deux sols (un sol urbain et un sol « floodplain », situé en zone inondable) chez le rat et le porcelet. Les valeurs de BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo furans ont été plus élevées chez le rat (37 et 66 %) que chez le porcelet (23 et 27 %). La matrice de référence (huile) n'a pas été administrée de la même manière chez le rongeur (l'huile a certainement été administrée seule) et l'espèce porcine (l'huile a été encapsulée et incorporée à une boulette d'aliment). Etant donné qu'il n'y a aucune autre étude qui a réalisé une comparaison inter-espèce, il n'est pas possible de conclure sur un effet espèce concernant la biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol.

Il existerait d'autres facteurs pouvant moduler les valeurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants présents dans le sol tels que :

- i/ le comportement des polluants organiques persistants dans le sol dans le cas de divers mélanges de polluants organiques persistants
- ii/ les espèces modèles ayant différentes caractéristiques digestives (mammifères monogastriques ou polygastriques, oiseaux)
- iii/ et le statut physiologique de l'animal.

Des études nécessitent d'être conduites pour conclure précisément concernant ces différents facteurs.

Conclusion

Le fait que le chlordécone soit une molécule très chlorée ne semblerait pas être un facteur pouvant diminuer la biodisponibilité relative de ce composé dans le sol.

L'effet de l'âge de la contamination du sol dans le cas des polluants organiques persistants n'a pas été testé (pas d'information concernant des sols « anciens » dont la dernière contamination remonterait à plusieurs années). L'âge de la contamination des sols par le chlordécone remonte à plusieurs années, par conséquent ce facteur de variation des valeurs de biodisponibilité est exclu. L'effet de certains composants du sol (tels que l'argile, la matière organique, le limon et le sable) reste à consolider en raison de l'absence d'études dans lesquelles plusieurs sols auraient été testés et dont les caractéristiques des sols seraient renseignées.

Des facteurs associés aux conditions expérimentales choisies tels que l'effet de la dose de polluants organiques persistants ingérée et le choix de l'espèce modèle seraient susceptibles de modifier les valeurs de biodisponibilité. Cela reste à être confirmé, étant donné le peu d'études menées sur ces facteurs.

Il reste à déterminer l'impact de ces facteurs sur la biodisponibilité du chlordécone.

IX- Conclusion de l'étude bibliographique

Le chlordécone est un pesticide organochloré lipophile, classé dans la famille des Polluants Organiques Persistants. Utilisé dans les Antilles françaises pour lutter contre le charançon du bananier *Cosmopolites sordidus*, jusqu'à son interdiction définitive en 1993, le chlordécone est toujours présent dans l'environnement antillais et notamment dans les sols.

La population antillaise est imprégnée, le chlordécone ayant été retrouvé de manière quasiment systématique chez la mère et l'enfant lors de l'étude HIBISCUS. L'exposition de la population au chlordécone serait principalement d'origine alimentaire. Les aliments les plus contaminés sont les légumes-racines et les produits de la mer. Plusieurs études ont permis d'identifier les aliments les plus contributeurs. Au nombre de 8, il s'agit du concombre, de la tomate, du melon, de la carotte, de la patate douce, de la dachine, de l'igname et du poulet. Parmi les sols contaminés, un certain nombre est changé d'affectation et une agriculture familiale d'autoconsommation s'y est implantée.

L'élevage de produits animaux (porcs, volailles, cabris) y est pratiqué. Certaines études ont montré que les animaux pouvaient ingérer du sol. Les pratiques du petit élevage antillais semblent favorables à l'ingestion de sol. Par conséquent, il est nécessaire d'évaluer le risque de transfert du chlordécone vers les produits animaux via le sol. Pour cela, deux modèles animaux monogastriques sont proposés : la poule pondeuse et le porcelet. Ces deux espèces sont susceptibles d'ingérer du sol, donnent des produits largement consommés (muscle, foie, œuf), et ont une bonne capacité digestive vis-à-vis des lipides (facteur favorable à l'absorption du chlordécone).

L'objectif est de tester la rétention potentielle du chlordécone par le sol chez ces 2 espèces en utilisant la méthode de la biodisponibilité relative. Le chlordécone diffère d'autres polluants organiques persistants pour lesquels les interactions avec le sol ont été étudiées et nécessite donc une étude spécifique. Parmi les sols contaminés par le chlordécone, deux sols présentent des propriétés de rétention du chlordécone très différentes, l'andosol et le nitisol. Le premier, en raison de la structure microporeuse de son argile allophane lie fortement le chlordécone, contrairement au second.

Deux expérimentations ont donc été menées à partir de deux sols provenant d'anciennes bananeraies (un andosol et un nitisol) sur lesquels le chlordécone a été épandu, qui sont qualifiés de « fortement contaminés » (les teneurs dépassant 1 mg/kg) et sur lesquels du maraîchage est actuellement pratiqué. Plusieurs problématiques seront abordées dans les chapitres suivants. Il conviendra de déterminer :

1/ si le sol limite la biodisponibilité du chlordécone

2/ si cet effet diffère selon la nature du sol testé (andosol versus nitisol)

3/ si cet effet dépend de l'espèce animale étudiée (poule pondeuse versus porcelet)

4/ d'en déduire l'impact du lien chlordécone-sol quant au risque de transfert vers les denrées d'origine animale issues des élevages monogastriques.

**PARTIES II ET III : EVALUATION DE LA
BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE
L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LA POULE PONDEUSE
ET LE PORCELET**

INTRODUCTION

Le chlordécone est un pesticide organochloré interdit depuis 1993, en raison de sa toxicité chez l'Homme et l'animal et de sa persistance dans l'environnement. Cependant, les sols d'anciennes bananeraies (principalement des andosols, des nitisols et des ferrisols) qui ont été traités au chlordécone demeurent encore contaminés par ce pesticide. En raison de leur teneur élevée en carbone organique (carbone organique), ces sols présentent une affinité élevée avec le chlordécone. Cette affinité entre le chlordécone et le sol varie en fonction de la nature de l'argile qu'il contient. Le nitisol contient de l'argile halloysite appartenant à la famille des aluminosilicates tandis que l'andosol contient de l'allophane, une argile amorphe. L'halloysite est une argile présentant des couches agencées en feuillets. La microstructure de l'allophane est agencée sous forme de particules agrégées de sorte à former un motif de type fractal. Ceci conduit à la présence de micropores ayant un volume et une surface élevés.

Notre hypothèse est que le chlordécone est moins retenu dans le nitisol que dans l'andosol, du fait de ces fortes capacités de rétention physicochimiques (porosité faible du fait de la superposition des couches d'argile en feuillet, teneur en carbone organique plus faible dans le nitisol que dans l'andosol) (Woignier *et al.*, 2007).

Les animaux d'élevage monogastriques élevés en plein air (porcin, volaille) sont susceptibles d'ingérer du sol de manière involontaire. Chez la poule pondeuse, les niveaux d'ingestion de sols peuvent être élevés et atteindre 25 % de la ration alimentaire journalière dans le cas d'une réduction importante du couvert végétal et/ou d'un rationnement alimentaire (Waegeners *et al.*, 2009 ; Jondreville *et al.*, 2011b). Ainsi, le suivi d'un élevage de poules (pendant 8 semaines) sur un sol d'une ancienne bananeraie a révélé que les animaux étaient contaminés et que les teneurs des tissus dépassaient limites maximales autorisées (Clostre et Lesueur-Jannoyer, 2011).

En 2010, le CIRAD a établi une convention avec l'URAFPA afin d'évaluer le potentiel de transfert de chlordécone via le sol chez la volaille, suite à la mise en évidence d'ovoproduits contaminés en chlordécone. En effet, des terrains d'anciennes bananeraies, autrefois traités au chlordécone ont pu être reconvertis par des particuliers en jardins créoles, où la culture et l'élevage sont pratiqués à petite échelle. Ainsi, le CIRAD du Lamentin nous a

fait parvenir deux sols agricoles d'anciennes bananeraies reconvertis en cultures maraichères et dont la contamination par le chlordécone avait été confirmée.

Nous avons donc pu évaluer la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans des sols antillais en prenant comme espèce modèle la poule pondeuse. La biodisponibilité relative du chlordécone consiste à évaluer la réponse de chlordécone dans les tissus chez l'animal obtenue suite à l'ingestion de sol par rapport à la réponse de chlordécone obtenue suite à l'ingestion d'une matrice de référence (huile). Les objectifs étaient de :

i/ déterminer si l'andosol et le nitisol étaient capables de diminuer la biodisponibilité du chlordécone chez la poule pondeuse

ii/ déterminer si le chlordécone présent dans l'andosol (en raison de l'allophane qu'il contient) était moins biodisponible que le chlordécone présent dans le nitisol, chez la poule pondeuse

Dans la troisième partie de ce document de thèse, nous avons décidé d'évaluer la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans les sols antillais chez un autre monogastrique, le porcelet. L'ingestion de sol par le porc a été peu étudiée mais semble non négligeable (Fries *et al.*, 1982). *A priori*, les conditions favorisant l'ingestion de sol par cette espèce pourraient être similaires à celles de la poule pondeuse. Jusqu'à présent, le chlordécone n'a pas été détecté dans la viande porcine. Il faut noter que les dosages ont été réalisés seulement dans des élevages industriels (hors-sol) (Plan d'action chlordécone, 2010). Nos objectifs étaient de :

i/ déterminer si l'andosol et le nitisol étaient capables de diminuer la biodisponibilité du chlordécone chez le porcelet

ii/ déterminer si le chlordécone présent dans l'andosol (en raison de l'allophane qu'il contient) était moins biodisponible que le chlordécone présent dans le nitisol, chez le porcelet

iii/ déterminer si la biodisponibilité du chlordécone présent dans l'andosol et le nitisol était différente selon l'espèce de monogastrique considérée (oiseau, mammifère).

De plus, nous avons choisi de travailler avec le modèle porcelet, animal jeune et non mûre sur le plan digestif, en supposant que les capacités de son système digestif à extraire le chlordécone du sol seraient plus faibles que celles d'un animal adulte. Ainsi, s'il y avait une

diminution de la capacité digestive à extraire le chlordécone du sol chez ce mammifère comparé à l'oiseau, elle serait d'autant plus marquée en prenant un animal non mûre. La biodisponibilité relative du chlordécone serait alors supposée plus faible chez le jeune comparativement à l'adulte. Les deux niveaux d'approche (oiseau, mammifère) envisagés permettront d'avoir une bonne analyse du potentiel de transfert du chlordécone du sol antillais vers les animaux d'élevage monogastriques et d'envisager le cas échéant des pratiques limitant la contamination des produits. Les travaux permettront également de déterminer si les teneurs en chlordécone des produits animaux sont susceptibles de dépasser les limites maximales autorisées : 20 µg/kg de poids frais dans l'œuf, 10µg/kg dans des tissus dont la teneur en gras est inférieure à 10% du poids frais total, tel que le foie, de 100 µg/kg dans des tissus dont la teneur en gras est supérieure à 10% du poids frais total, tel que le gras périrénal. Il est important de noter que jusqu'à présent aucune étude n'a évalué la biodisponibilité du chlordécone présent dans des sols antillais chez l'animal d'élevage monogastrique. *A fortiori*, aucune étude n'a comparé les différences entre les valeurs de biodisponibilité relative du chlordécone présent dans le sol suivant l'espèce monogastrique et son stade de maturation.

**PARTIE II : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE
RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU
NITISOL CHEZ LA POULE PONDEUSE**

PARTIE II : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LA POULE PONDEUSE

Les résultats de cette étude ont fait l'objet de la publication suivante intitulée :

Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound chlordécone in laying hens (*Gallus domesticus*). Jondeville, C., Bouveret, B., Lesueur-Jannoyer, M., Rychen, G., Feidt, C. (2013). Environmental Science and Pollution Research International 20(1), 292- 299.

OBJECTIF

Dans le cadre d'une convention entre le CIRAD du Lamentin et notre unité de recherche, nous nous sommes fixés pour objectif de déterminer si l'andosol ou le nitisol limitent la biodisponibilité du chlordécone chez la poule pondeuse. Les andosols qui contiennent des argiles dites allophanes sont généralement les sols les plus contaminés des Antilles françaises. Les andosols sont connus pour leur capacité de rétention du chlordécone liée à la structure des allophanes qui possèdent une surface de contact élevée avec les polluants via un réseau de micropores formés par l'enchevêtrement de motifs particuliers répétés à différentes échelles. En revanche, les argiles halloysites présentes dans les nitisols sont disposées en feuillets. Cette structure ménage une faible porosité ce qui conduit à une capacité de rétention plus faible des contaminants tels que le chlordécone. Ainsi, **notre hypothèse de travail est que la biodisponibilité relative du chlordécone est plus faible dans un andosol que dans un nitisol chez la poule pondeuse.**

I- MATERIELS ET METHODES

I-1 Principe

La détermination de la BR repose sur la comparaison de la réponse obtenue lors de l'ingestion de doses croissantes du composé présent dans la matrice testée (les deux sols : un andosol et un nitisol) à la réponse obtenue lors de l'ingestion des mêmes doses du composé présent dans une matrice de référence, généralement de l'huile. S'agissant d'un pesticide

organochloré, lipophile et peu métabolisable, les critères de réponse à l'ingestion de chlordécone sont la teneur en chlordécone du foie, du gras et de l'œuf entier (jaune + blanc), chez la poule pondeuse.

Nos deux hypothèses sont les suivantes :

i/ la biodisponibilité du chlordécone présent dans chacun des deux sols est inférieure à la biodisponibilité du chlordécone apporté par de l'huile contaminée

ii/ en raison de l'allophane (structure poreuse) et des matières organiques qu'il contient et qui sont capables de retenir fortement le chlordécone, l'andosol limite davantage la biodisponibilité du chlordécone qu'il contient que le nitisol.

I-2 Matrices contaminées et aliments expérimentaux

I-2-1 Sols

Deux sols agricoles de Martinique, un andosol et un nitisol, séchés, broyés et tamisés à 2 mm, ont été expédiés à l'URAFPA. Les deux sols proviennent d'anciennes bananeraies. La banane a été cultivée jusqu'en 2005 sur l'andosol (la date de cessation de la culture de banane sur le nitisol est inconnue). Les parcelles sur lesquelles les sols ont été prélevés sont actuellement utilisées en maraîchage (concombre, tomate, chou, piment) ou arboriculture (goyave, prune de Cythère). Le calendrier d'épandage de chlordécone sur les sols n'est pas connu mais il est possible de supposer que l'épandage était systématique, au moins annuel (3 kg de matière active/ha soit 30 g de produit commercial par pied). Cet épandage a été interrompu en 1993 (date d'interdiction du pesticide).

Les teneurs en chlordécone (somme des teneurs en chlordécone + chlordécone 5b-hydro) étaient respectivement de 4,8 et 2,5 mg/kg pour l'andosol et le nitisol, pour des teneurs en matière sèche respectives de 870 et 835 g/kg. Les échantillons ont été prélevés dans le pool de 6 kg environ, puis un échantillonnage a été pratiqué selon la méthode décrite en annexe 3. Deux pools d'environ 3 kg chacun ont été constitués pour chaque sol. Le premier a été réservé afin de réaliser la présente expérimentation chez la poule pondeuse tandis que le second a été stocké pour une utilisation ultérieure.

Un échantillon de 100 g de chacun des sols a été constitué selon l'annexe 3 et envoyé au laboratoire INRA d'Arras. Les critères demandés correspondaient aux teneurs en : matière sèche, argile, sables, limons, matière organique, carbone organique, ainsi que le pH des sols. Les résultats sont présentés au tableau 13 et à la figure 12. Le nitisol est riche en argile (782 g/kg) et pauvre en sables (42 g/kg). Au contraire, l'andosol est constitué en majorité de sables (650 g/kg) et ne contient que 55 g d'argiles/kg. La teneur en carbone organique de l'andosol est de l'ordre de deux fois supérieure de la teneur en carbone organique du nitisol.

Des échantillons (50 g) ont été envoyés au LDA 26 pour l'analyse de chlordécone. Les résultats ont indiqué des teneurs de 5,5 mg / kg matière sèche pour l'andosol et de 3,0 mg / kg matière sèche pour le nitisol (somme des concentrations de chlordécone et chlordécone 5b-hydro, le chlordécone 5b-hydro étant une forme hydratée du chlordécone). Un échantillon supplémentaire d'andosol (prélevé à partir du pool de 6 kg) a été envoyé au LDA 26 le 05/01/2011. L'analyse a indiqué une teneur en chlordécone + chlordécone 5b-hydro de 10,3 mg / kg matière sèche.

Il a été décidé de prendre en compte les teneurs en chlordécone présentes dans l'andosol issues de la première analyse effectuée par le LDA 26 (17/12/2010). Les concentrations de chlordécone des sols retenues correspondent à la somme des concentrations de chlordécone + chlordécone 5b-hydro, **soit 4,8 mg/kg pour l'andosol et 2,5 mg/kg pour le nitisol** (Tableau 14).

Tableau 13 : Caractérisation des sols : Granulométrie, matière organique, CEC (laboratoire d'analyse des sols d'Arras)

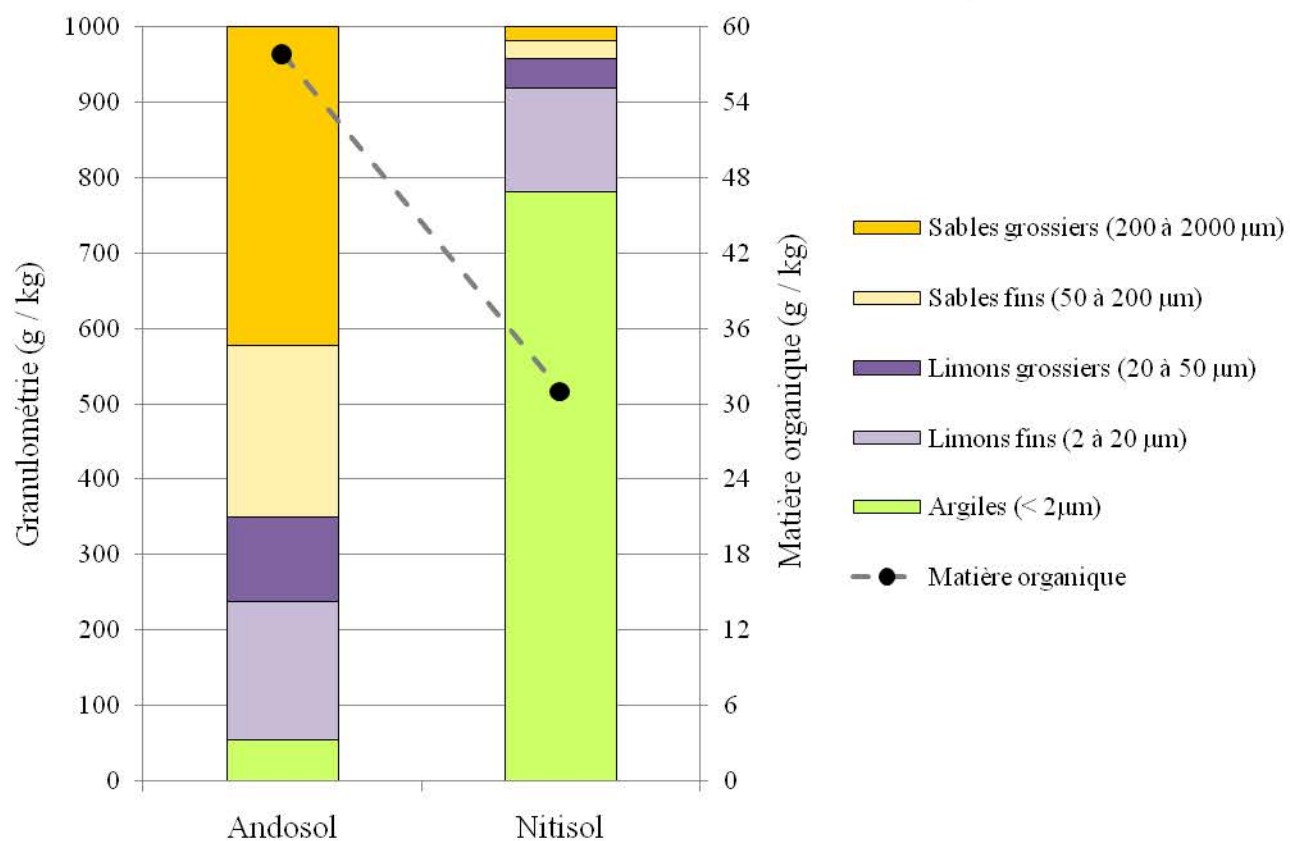
	Andosol	Nitisol
Humidité sur sol frais (g/kg)	94,4	137
<i>Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation (NF X 31-107) (g / kg)</i>		
Argile (< 2µm)	55	782
Limons fins (2 à 20 µm)	183	138
Limons grossiers (20 à 50 µm)	112	38
Sables fins (50 à 200 µm)	229	24
Sables grossiers (200 à 2000 µm)	421	18
<i>Carbone organique (NF ISO 10694) (g/kg)</i>		
Carbone organique	33,4	18,0
Matière organique	57,8	31,1
pH	5,22	5,19
<i>Capacité d'échange cationique méthode Metson (NF X 31-130) (cmol+/kg)</i>		
CEC	9,74	34,1

Tableau 14 : Caractérisation analytique des sols

	Andosol		Nitisol
Date	17/12/2010	05/01/2011	17/12/2010
Organisme	LDA 26	LDA 26	LDA 26
Matière sèche (g/kg)	870	876	837
chlordécone + 5b-hydro (mg/kg matière sèche)	5,5	10,3	3
chlordécone + 5b-hydro (mg/kg)	4,8	9	2,5
chlordécone seul (mg/kg matière sèche)	5,3	10	2,9
chlordécone seul (mg/kg)	4,6	8,8	2,4

Chlordécone 5b hydro : forme de chlordécone hydrogénée.

Figure 12 : Caractérisation des sols : Granulométrie, matière organique



I-2-2 Fabrication des aliments expérimentaux

Plusieurs aliments ont été utilisés au cours de l'expérimentation. Le premier est un aliment du commerce pour poule pondeuse, sous forme granulée (Dommartin-sous-Amance, 54). La composition de cet aliment est donnée en annexe 4. L'analyse de cet aliment a révélé une teneur en chlordécone inférieure à la limite de quantification de 10 µg de chlordécone / kg. Une quantité de 67 kg a été prélevée pour fabriquer l'aliment témoin et le granuler. Une quantité de base de 93 kg, sous forme de farine a servi à la fabrication des aliments contaminés. Etant donné que la structure des sols (en particulier de la porosité de l'andosol en raison de l'allophane qu'il contient) est susceptible d'être modifiée de manière irréversible en cas de chauffe (Woignier *et al.*, 2007), la température des aliments a été relevée à la sortie de la presse (Annexe 11). En effet, lorsque l'andosol est séché à une température de 45°C, la surface des sols est jusqu'à 3 fois plus faible que dans le cas où l'andosol subi un séchage « supercritique » à 31°C.

Les niveaux d'incorporation de chaque composant nécessaire à la fabrication des quatorze aliments expérimentaux sont présentés dans le tableau 15. Les quantités d'aliments ont été calculées pour une consommation quotidienne moyenne de 125 g d'aliment par poule pondeuse. Un aliment témoin (67 kg) a été constitué en introduisant du sable de Fontainebleau (10 %) et de l'huile non contaminée (0,4 %) dans un aliment de base (Tableau 15). Treize aliments expérimentaux ont été formulés en introduisant de l'andosol, du nitisol ou de l'huile contaminée dans un aliment de base pour poule pondeuse. Les treize aliments contaminés en chlordécone ont été obtenus en remplaçant respectivement soit 10 – 20 – 30 ou 40 g de sable par de l'andosol, soit 20 – 40 – 60 – 80 ou 100 g de sable par du nitisol soit 0,70 – 1,8 – 2,9 ou 4,0 g d'huile non contaminée par de l'huile contaminée. Le niveau de contamination de l'huile a été ajusté de sorte que 4 g d'huile apportent la même quantité de chlordécone que 100 g de nitisol (Tableau 15). Les aliments étaient présentés sous forme de granulés de 2 mm de diamètre. Les quantités exactes qui ont servi à la préparation des 14 aliments sont disponibles en annexe 5.

Tableau 15 : Composition des quatorze aliments expérimentaux

	Sable		Andosol			Nitisol					Huile			
Aliment	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Composition (g/kg) :														
Base ¹	896	896	896	896	896	896	896	896	896	896	896	896	896	896
Sable de Fontainebleau	100	90	80	70	60	80	60	40	20	0	100	100	100	100
Huile non contaminée	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3,3	2,2	1,1	0
Andosol		10	20	30	40									
Nitisol						20	40	60	80	100				
Huile contaminée (62 mg/kg)											0,7	1,8	2,9	4
Teneur en chlordécone attendue dans les aliments (µg/kg)	0	48	96	144	191	50	100	150	200	249	38	109	179	249

¹Base (g/kg) : maïs, 639,6; tourteau de soja 48, 160; farine de luzerne 17/100, 22,3; gluten de maïs 60, 55,0; huile de colza, 15,0; coquilles d'huître, 50,0; carbonate de calcium, 34,7; phosphate bicalcique, 12,8; chlorure de sodium, 4,0; DL-méthionine, 0,10; L-lysine HCl, 1,0; aliment minéral et vitaminique, 5,5. Sa teneur en matière sèche est estimée à 890 g/kg

I-2- 3 Huile contaminée

De l'huile de colza alimentaire a été contaminée (à 62 mg de chlordécone/kg à partir de chlordécone commercial, Kepone 49046, Supelco, Sigma-Aldrich Chimie Sarl, pureté 99,9 %) afin que la quantité d'huile la plus élevée et contaminée en chlordécone apporte autant que le chlordécone via le sol (ici le nitisol) qui est incorporé dans l'aliment ayant les teneurs en chlordécone les plus élevées. L'huile contaminée en chlordécone a été agitée à l'aide d'un barreau aimanté pendant 1 h 30, puis elle a été passée au sonicateur à 20°C pendant 40 minutes, afin de dissoudre totalement le chlordécone dans cette huile et d'homogénéiser la solution d'huile contaminée en chlordécone. Les quantités d'huile et de chlordécone commercial pesées pour la fabrication de l'huile sont disponibles en annexe 6.

I-3 Animaux et conduite expérimentale

Quarante-deux poules pondeuses (Lohmann Brown, âgées de 41 semaines et pesant $1,58 \pm 0,12$ kg) ont été placées dans des cages individuelles permettant le contrôle individuel de la quantité d'aliment ingérée et de la production d'œufs. Elles ont été réparties en trois blocs de 14 poules chacun sur la base de leur poids vif (poids vif).

La période expérimentale s'est déroulée en deux phases successives : une phase d'adaptation de sept jours (afin d'habituer les poules à ingérer un aliment contenant une matrice proche d'un sol) suivie d'une phase d'exposition de 23 jours. Pendant toute la durée d'expérimentation, les poules ont reçu une ration quotidienne correspondant à 7,2 % de leur poids vif. Pendant la phase d'adaptation, cette ration était constituée de l'aliment témoin, contenant 100 g de sable et 5 g d'huile non contaminée / kg, distribué le matin, et de l'aliment commercial, distribué le soir. Pendant la phase d'exposition, l'aliment témoin à base de sable a été remplacé par l'un des quatorze aliments expérimentaux. Les modalités expérimentales sont présentées dans la figure 13. Pendant toute la période expérimentale, l'eau était disponible à volonté, la température de la salle a été maintenue à 20°C et le programme lumineux a ménagé 16 heures de lumière par jour (4 h à 20 h).

La quantité d'aliment ingérée ainsi que le nombre et le poids d'œufs produits par chaque poule ont été enregistrés quotidiennement. A l'issue de la période d'exposition, les poules ont été mises à jeun pendant 12 heures, pesées et sacrifiées par électronarcose puis exsanguination. Le gras abdominal et le foie ont été prélevés, pesés, puis congelés (-20°C). Les œufs pondus le jour et la veille de l'abattage ont été collectés et pesés. Ces deux œufs ont

été cassés, versés dans un flacon, pesés, mélangés en omelette puis congelés (-20°C). Les échantillons ont été expédiés congelés au LDA 26 pour le dosage de chlordécone (Figure 14).

Figure 13 : Modalités expérimentales

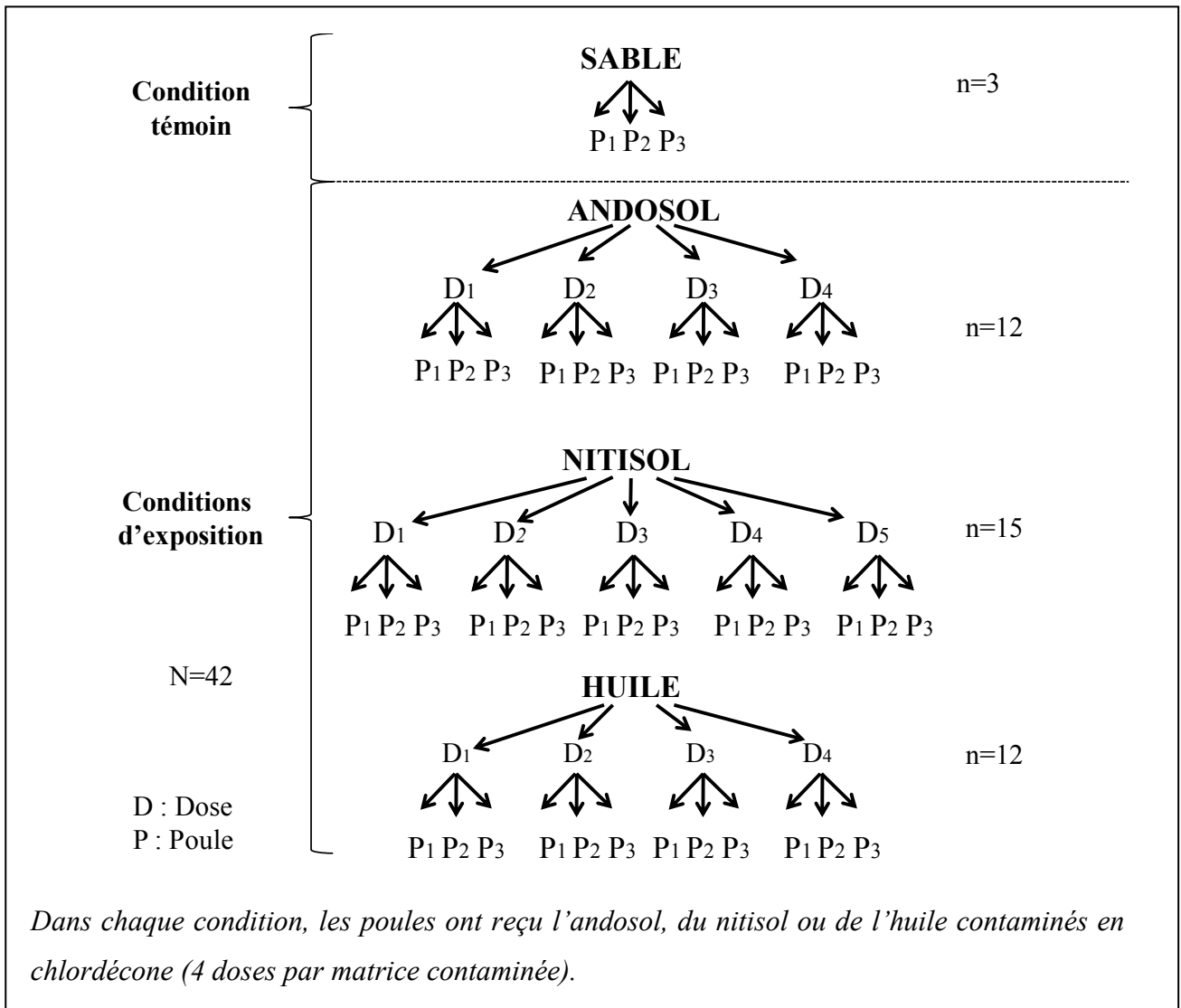
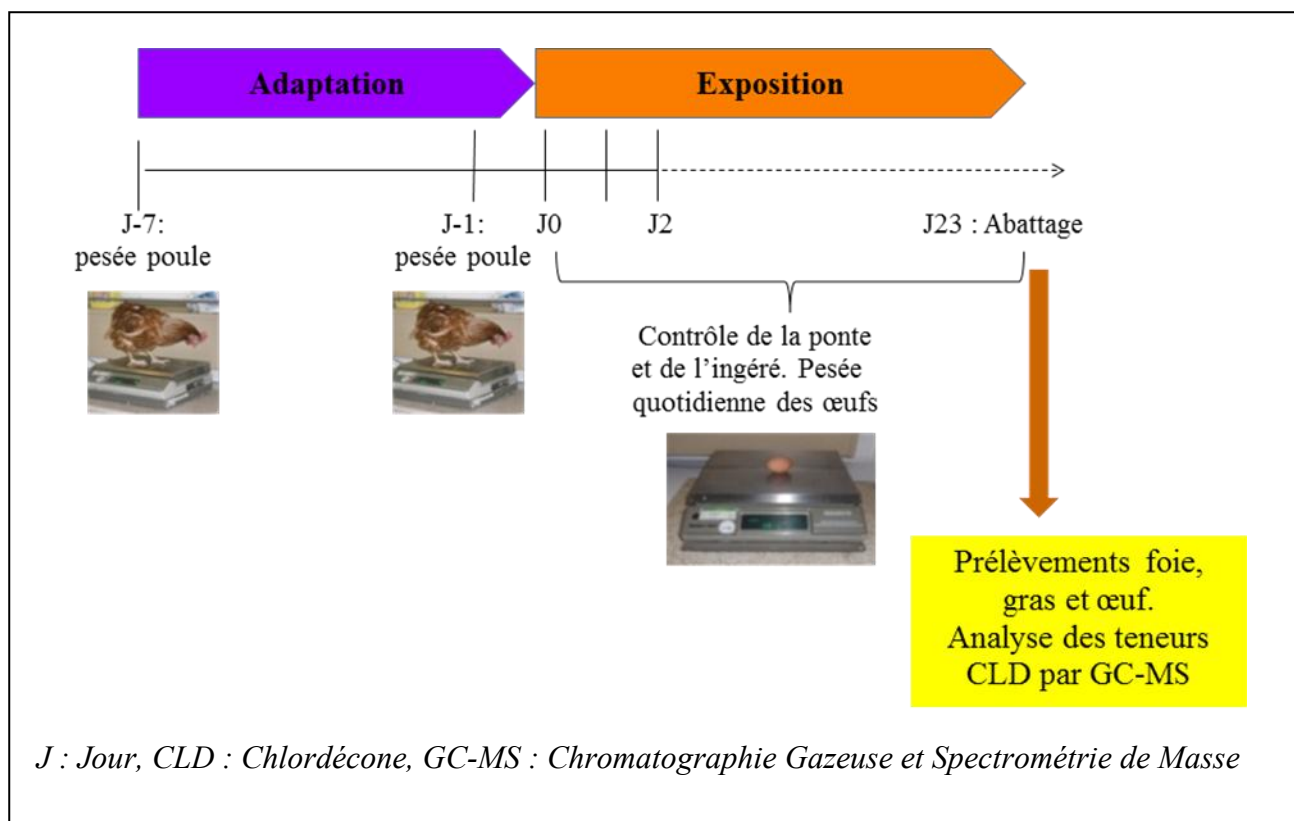


Figure 14 : Dispositif expérimental



I-4 Analyses chimiques

Les sols ont été caractérisés par le laboratoire d'analyse des sols d'Arras (INRA). La granulométrie des sols en cinq fractions sans décarbonatation a été obtenue selon la norme NF X 31-107. Leur teneur en carbone organique a été déterminée selon la norme NF ISO 10694 et leur capacité d'échange cationique selon la norme NF X 31-130. Tous les dosages de chlordécone ont été effectués par le LDA 26. Le chlordécone dans les sols a été analysé selon la norme AFNOR XP 33012. La limite de quantification est de 10 µg/kg matière sèche.

Le chlordécone dans le gras abdominal, l'œuf et le foie a été dosé selon la méthode de référence Afssa/LERQAP/TOPPOP/04. Le chlordécone est extrait de l'échantillon par un solvant organique (hexane/acétone) puis transformé en chlordécone-hydrate en présence de soude. Ce composé est soluble dans la phase aqueuse qui est rincée à l'hexane pour éliminer la matière grasse. Le chlordécone est reformé en milieu acide, extrait par l'hexane/acétone puis dosé par chromatographie en phase gazeuse et détection par spectrométrie de masse en tandem (GC/MS-MS). Le détail de la méthode est présenté en

annexe 7. La limite de quantification est de 1 µg/kg pour l'œuf et le foie et de 10 µg/kg pour le gras abdominal. Les valeurs inférieures à cette limite sont considérées comme égales à 0.

I-5 Calculs et analyses statistiques

La quantité de chlordécone ingérée par chaque poule pendant la période d'exposition a été calculée comme le produit de la concentration dans l'aliment (µg/kg matière sèche) et la quantité d'aliment ingérée (kg matière sèche). Les données ont été analysées en utilisant la procédure GLM (Generalized Linear Model) du logiciel SAS (Statistical Analysis Software), selon des modèles incluant le bloc, et en considérant la poule comme l'unité expérimentale. Les différences ont été considérées comme significatives pour $P < 0,05$.

Dans un premier temps, les données (teneurs en chlordécone de l'œuf, du gras abdominal et du foie) ont été analysées au moyen d'une analyse de variance avec comme facteur étudié l'aliment expérimental (14 niveaux de facteur). Les moyennes ajustées ont été comparées au moyen d'un test de Student.

Dans un second temps, la réponse des teneurs en chlordécone de l'œuf, du gras abdominal et du foie à l'ingestion de chlordécone a été analysée selon la méthode décrite par Littell *et al.* (1997). Trois hypothèses ont été successivement testées :

i/ la réponse est linéaire pour chacune des trois matrices (andosol, nitisol, huile)

ii/ les trois matrices conduisent à un intercept commun

iii/ cet intercept commun ne diffère pas de la réponse obtenue avec l'aliment témoin.

Quand ces hypothèses sont vérifiées, l'analyse de covariance permet d'estimer la pente de la réponse pour chacune des trois matrices et la biodisponibilité relative est calculée comme le rapport entre la pente obtenue avec chacun des deux sols et la pente obtenue avec l'huile.

II- RESULTATS ET DISCUSSION

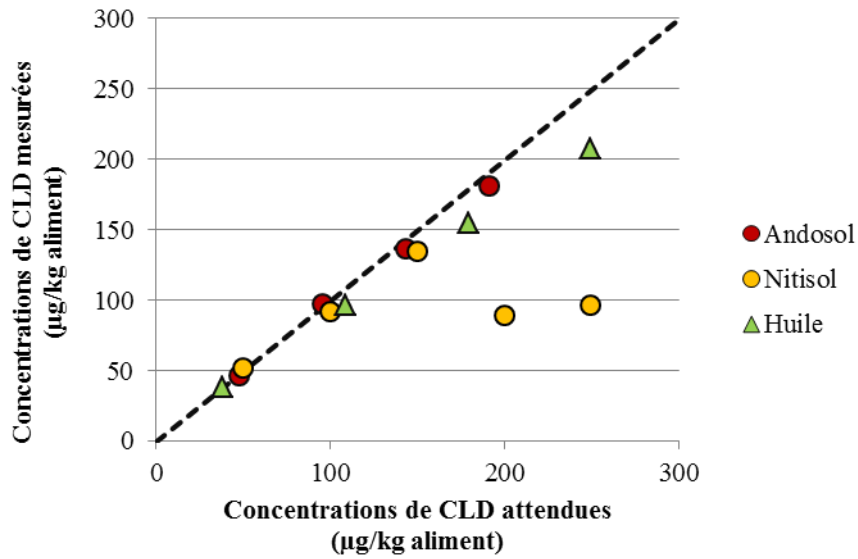
II-1 Caractéristiques des aliments expérimentaux

L'aliment commercial (distribué aux poules lors du repas du soir) ainsi que l'aliment témoin (distribué le matin pendant la période d'adaptation afin d'habituer les poules à ingérer du sol, puis aux poules témoin pendant la période d'exposition) étaient dépourvus de chlordécone ($< 10 \mu\text{g}/\text{kg}$ matière sèche).

Les teneurs en chlordécone des aliments contenant l'andosol et l'huile étaient proches des valeurs attendues. Pour le nitisol, les valeurs mesurées étaient conformes aux valeurs attendues pour les trois premières doses, mais les valeurs mesurées étaient très inférieures aux teneurs attendues dans le cas des deux derniers aliments (n° 9 et 10) (Figure 15). Compte tenu du mode de fabrication des aliments, et des teneurs en chlordécone mesurées dans les organes chez les animaux ayant reçu ces aliments, cette incohérence ne peut être due qu'à un problème d'échantillonnage de l'aliment ou à un problème analytique. C'est pourquoi, la teneur en chlordécone de ces aliments a été estimée à partir de la teneur en chlordécone du nitisol et son taux d'incorporation (Tableaux 14, 15 et 16, Figure 16). Cette valeur estimée a été utilisée pour effectuer les calculs de la quantité de chlordécone ingérée, variable d'entrée des modèles statistiques.

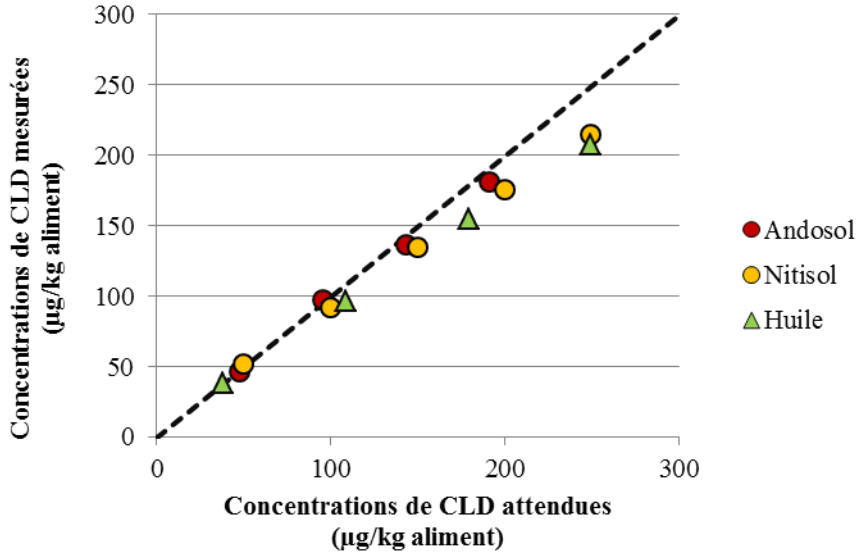
Finalement, la teneur en chlordécone des aliments contenant l'andosol, le nitisol et l'huile étaient comprises entre respectivement 47 et 181 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 52 et 215 $\mu\text{g}/\text{kg}$ et 38 et 208 $\mu\text{g}/\text{kg}$. De plus, pour chaque matrice, les points étaient équidistants, avec des intervalles d'environ 45 $\mu\text{g} / \text{kg}$ pour l'andosol, 41 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour le nitisol et 57 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour l'huile. Les conditions requises pour la comparaison des pentes (même plage de variation pour les trois matrices et points équidistants) étaient donc remplies.

Figure 15 : Concentrations de chlordécone des aliments (valeurs mesurées vs attendues)



CLD : Chlordécone

Figure 16 : Concentrations de chlordécone des aliments (valeurs « mesurées » vs attendues)



CLD : Chlordécone

II-2 Performances des animaux

En général, les poules ont consommé la quantité d'aliment qui leur a été offerte. Aucun refus important n'a été noté et les aliments (expérimental, le matin et commercial, le soir) ont été consommés de manière satisfaisante quel que soit le traitement expérimental. Le poids vif final des poules était indépendant du traitement expérimental ($P > 0,9$), de même que la production d'œufs, qu'il s'agisse du nombre d'œufs produits par jour ($P=0,4$), du poids moyen de l'œuf ($P=0,3$) et du poids d'œuf produit ($P=0,5$) (Tableau 16).

II-3 Réponse de la concentration de chlordécone dans l'œuf, le gras abdominal et le foie à l'ingestion de chlordécone suivant la matrice

II-3-1 Concentration de chlordécone dans les tissus animaux

Le chlordécone 5b-hydro (composé dérivé du chlordécone) n'a été détecté dans aucun des échantillons (œuf, gras abdominal, foie). Une donnée de concentration de chlordécone du gras abdominal anormalement faible a été éliminée et traitée comme une donnée manquante (Poule 45, huile, niveau 2, bloc 3, $< 10 \mu\text{g}/\text{kg}$).

Les concentrations de chlordécone dans le gras abdominal et dans l'œuf ont présenté une variabilité entre animaux intra-traitement assez satisfaisante. Au contraire, ces concentrations dans le foie ont semblé indépendantes de l'aliment expérimental, avec une variabilité intra-traitement très élevée. L'analyse de variance a permis de distinguer les traitements expérimentaux ($P < 0,001$) pour l'œuf et le gras abdominal (Tableau 17). Les coefficients de variation résiduelle (CVR) étaient de respectivement 35 et 27 %. En revanche, dans le cas du foie, la variabilité interindividuelle était élevée ce qui a conduit à un écart type résiduel tel que les traitements expérimentaux n'ont pas pu être distingués ($P > 0,1$). Pour ce tissu, le modèle n'explique que 30 % de la variance totale (CVR = 70 %). Compte tenu de ce résultat, ce tissu n'a pu être utilisé pour l'estimation de la biodisponibilité relative du chlordécone¹ chez la poule pondeuse.

¹ Ces écart-types résiduels élevés, y compris pour le gras abdominal et l'œuf, s'expliquent en partie par l'expression des concentrations de chlordécone sur la base du produit frais.

Tableau 16 : Performances des poules pondeuses pendant la période d'exposition

	N°	Aliment			Aliment ingéré (g/j)			chlordécone ingéré (µg/j)	Poids vif final (g)	Œufs		
		chlordécone (µg/kg matière sèche)	Sol (g/kg)	Huile (g/kg)	Expérimental	Commercial	Total			Nombre (/j)	Poids moyen (g)	Poids (g/j)
Témoin	1	0	0	0	55,5	55,3	111	0,0	1708	0,94	57,4	54,1
Andosol	2	50	10	0	56,2	54,8	111	2,6	1713	0,99	58,7	57,8
	3	105	20	0	57,1	56,7	114	5,6	1723	1,00	59,7	59,7
	4	147	30	0	57,0	56,2	113	7,8	1693	0,97	59,3	57,6
	5	195	40	0	55,7	52,4	108	10,1	1707	0,87	63,3	55,1
Nitisol	6	56	20	0	56,9	54,8	112	3,0	1710	0,97	60,8	59,1
	7	99	40	0	55,0	55,1	110	5,0	1673	0,93	62,9	58,3
	8	145	60	0	56,5	56,3	113	7,6	1683	0,97	61,8	60,0
	9	190	80	0	57,0	57,0	114	10,0	1733	0,96	62,6	59,8
	10	232	100	0	53,8	55,6	109	11,5	1643	0,97	64,5	62,6
Huile	11	41	0	0,6	55,5	54,4	110	2,1	1647	0,94	60,6	57,0
	12	104	0	1,7	55,6	56,6	112	5,3	1673	0,94	63,2	59,6
	13	166	0	2,8	56,7	56,8	113	8,8	1660	0,94	63,1	59,5
	14	223	0	3,9	56,4	56,3	113	11,7	1677	0,97	60,0	58,1
Probabilité								0,97		0,39	0,33	0,49
ETR								82,1		0,05	3,31	3,73
CVR (%)								4,9		5,4	5,4	6,4

Les valeurs sont des moyennes (n=3)

ETR : écart type résiduel

CVR : coefficient de variation résiduelle

Tableau 17 : Impact de l'aliment sur la concentration de chlordécone de l'œuf, du gras abdominal et du foie

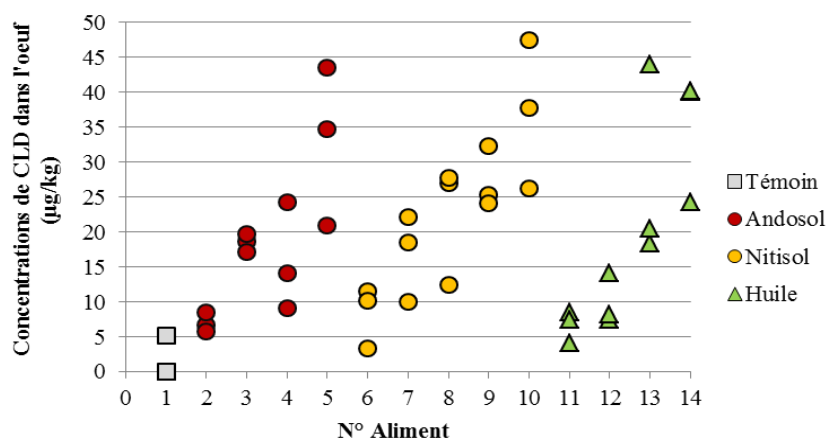
	N°	Aliment		Œuf		Gras abdominal			Foie	
		chlordécone (µg/kg matière sèche)	Sol (g/kg)	Huile (g/kg)	chlordécone (µg/kg)	Poids (g)	chlordécone (µg/kg)	Poids (g)	chlordécone (µg/kg)	
Témoin	1	0	0	0	1,7 ±1,7 A	76,1	0 ±0,0 A	29,6	2,3 ±2,3	
Andosol	2	50	10	0	7 ±0,8 Ab	42,2	18 ±1,2 Ab	31,1	23,5 ±16,0	
	3	105	20	0	18,6 ±0,7 Cde	47,1	32 ±2,5 Bc	32,2	55,6 ±31,7	
	4	147	30	0	15,8 ±4,5 Bcd	32,9	68,7 ±8,9 Ef	30,6	78,8 ±32,1	
	5	195	40	0	33,1 ±6,6 Fg	50,5	91,7 ±3,3 G	32,8	83,4 ±26,8	
Nitisol	6	56	20	0	8,3 ±2,6 Abc	51	28,3 ±2,9 Bc	31,5	22 ±7,6	
	7	99	40	0	16,9 ±3,6 bcde	48	45 ±5,3 Cd	34,1	48,3 ±22,1	
	8	145	60	0	22,4 ±5,0 Def	57,4	48 ±8,0 Cde	30,5	63,1 ±17,8	
	9	190	80	0	27,2 ±2,5 Efg	49,3	57,7 ±15,0 De	31,6	62,1 ±35,1	
	10	232	100	0	37,2 ±6,1 G	47,4	83,3 ±4,8 Fg	29,8	65,7 ±7,5	
Huile	11	41	0	0,6	6,7 ±1,3 Ab	44,5	19,3 ±3,8 Ab	30,6	9,7 ±2,4	
	12	104	0	1,7	9,9 ±2,1 Abc	39,8	27,4 ±3,7 Bc	30,4	33,5 ±17,3	
	13	166	0	2,8	27,6 ±8,2 Efg	38,3	61 ±10,6 De	31,9	91 ±25,5	
	14	223	0	3,9	34,9 ±5,3 G	46,3	96,7 ±11,4 G	31,4	67,5 ±13,4	
Probabilité				<0,001	0,4	<0,001	0,9	0,14		
ETR				6,6	16,7	12,9	2,9	35,5		
CVR (%)				35	35	27	9,4	70		

Les valeurs sont des moyennes (n=3) ± SE

Dans une même colonne, les valeurs non suivies d'une même lettre diffèrent (P < 0,05)

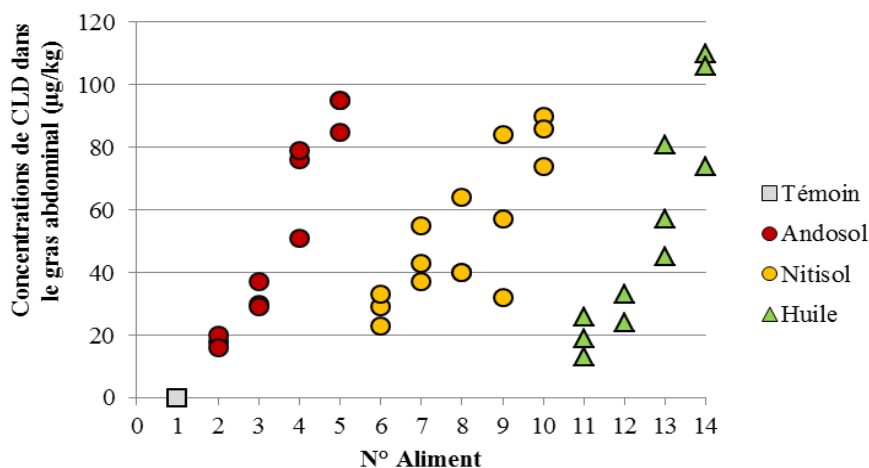
Il est important de noter que les teneurs en chlordécone du foie ont dépassé les limites maximales autorisées de 10 µg/kg poids frais quelle que soit la dose de chlordécone ingérée via l'andosol ou le nitisol. Dans nos conditions expérimentales les teneurs en chlordécone de l'œuf ont dépassé les limites maximales, fixées à 20 µg/kg de poids frais, dans le cas de l'ingestion de 7 µg de chlordécone/jour ce qui correspondait à une ingestion de 1,5 g d'andosol / jour ou 3 g de nitisol / jour pendant 23 jours. Dans le cas du gras, la limite maximale autorisée étant de 100 µg/kg de matière grasse, celle-ci a été dépassée uniquement pour deux échantillons suite à l'ingestion d'huile contaminée en chlordécone. Nous pourrions supposer que ces limites seraient dépassées, sous réserve de la linéarité de la réponse à des doses de chlordécone plus élevées, si les poules pondeuses ingéraient au moins 14 µg de chlordécone par jour soit des quantités de respectives de 3 g d'andosol contaminé à 4,6 mg de chlordécone /kg, et 6 g de nitisol contaminé à 2,4 mg de chlordécone / kg. (Tableaux 16 et 17, Figures 17, 18, 19).

Figure 17 : Concentrations de chlordécone de l'œuf selon l'aliment



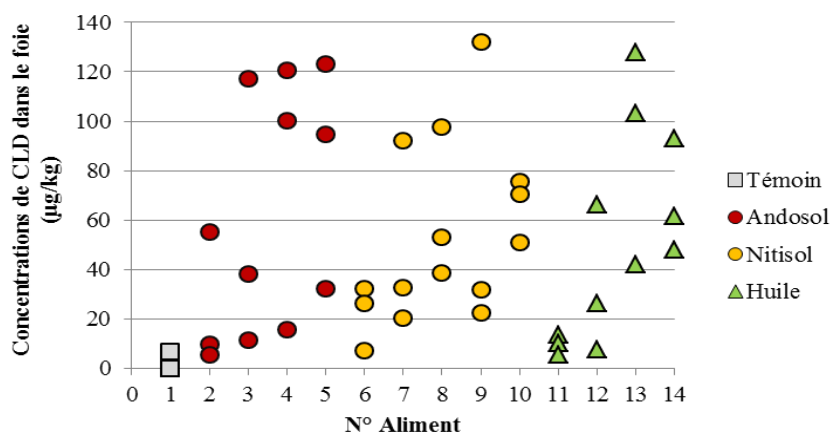
CLD : Chlordécone

Figure 18 : Concentrations de chlordécone du gras abdominal selon l'aliment



CLD : Chlordécone

Figure 19 : Concentrations de chlordécone du foie selon l'aliment



CLD : Chlordécone

II-3-2 Impact de l'aliment sur la concentration de chlordécone dans l'œuf, le gras abdominal et le foie

La concentration de chlordécone dans les tissus collectés chez les animaux témoins ne différait pas de 0 (respectivement $1,7 \pm 1,7$, et $0,0 \pm 0,0$ µg/kg dans l'œuf, le gras abdominal). La réponse des concentrations de chlordécone dans l'œuf et dans le gras abdominal à l'ingestion de chlordécone provenant de chacun des deux sols et de l'huile est présentée dans le tableau 18. Les trois hypothèses préalables au calcul du rapport de pentes ont été vérifiées : la réponse était non quadratique ($P > 0,1$), l'ordonnée à l'origine était la même pour les trois matrices (andosol, nitisol et huile) ($P > 0,1$) et identique à la valeur obtenue avec l'aliment témoin ($P > 0,1$).

La réponse des concentrations de chlordécone l'œuf et le gras abdominal à l'ingestion de chlordécone était linéaire pour chacune des trois matrices ($P < 0,001$). Avec l'œuf pris comme critère de réponse, les pentes n'ont pu être distinguées entre-elles (chlordécone ingéré * matrice, $P > 0,1$). *A fortiori*, la pente obtenue avec aucun des deux sols n'a pu être distinguée de la pente obtenue avec l'huile (andosol vs huile et nitisol vs huile, $P > 0,1$). Ce résultat indique que la BR du chlordécone présent dans le sol, estimée à 0,97 pour l'andosol et à 0,96 pour le nitisol, ne différait pas de 1 (Tableau 18, Figures 20 et 21).

Avec le gras abdominal, l'interaction chlordécone ingéré * matrice ($P < 0,05$) indique que les pentes diffèrent entre-elles. Toutefois, la BR du chlordécone présent dans l'andosol, estimée à 1,10 ne pouvait être différenciée de 1 (andosol vs huile, $P > 0,1$). De même, la BR du chlordécone présent dans le nitisol, estimée à 0,84, ne pouvait être distinguée de 1 (nitisol vs huile, $P = 0,08$).

Le sol, qu'il s'agisse de l'andosol ou du nitisol ne module donc pas la biodisponibilité du chlordécone chez la poule pondeuse. Cette BR élevée pourrait être spécifique. En effet, avec un même lot de sol contaminé avec des PolyChloroBiphényles indicateurs, l'équipe MRCA a estimé que la biodisponibilité relative ne différait pas de 1 chez la poule pondeuse alors qu'elle était réduite à 0,5 chez la chèvre laitière (Jondreville *et al.*, 2011b). L'efficacité alimentaire, très élevée chez de la poule pondeuse, en particulier au niveau digestif, pourrait être à l'origine de cette réponse.

Les concentrations les plus élevées étaient de l'ordre de respectivement 37, 100 et 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids frais dans l'œuf, le gras abdominal et le foie. Ces valeurs ne permettent pas de présager du taux de transfert du chlordécone à l'équilibre dans les produits avicoles car la durée d'exposition de 23 jours était trop courte pour l'atteinte de l'état d'équilibre. D'après les données de Naber et Ware (1965), obtenues suite à une exposition des animaux à des doses toxiques de chlordécone (75 et 100 μg chlordécone/kg) il est possible d'estimer que l'état d'équilibre est atteint au bout de 42 jours. Si la durée d'expérimentation avait été plus longue, les teneurs de chlordécone auraient certainement continué de croître.

Même s'il n'a pas été possible de déterminer un taux de transfert exact du chlordécone vers les ovoproduits, il a été possible de déterminer au bout de 23 jours d'exposition au chlordécone, que 10,2 à 18,1 % de la dose de chlordécone journalière ingéré a été transféré vers l'œuf à 23 jours d'exposition (soit une moyenne de 15,4 % de chlordécone transféré vers l'œuf à 23 jours d'exposition). Ces valeurs ont été calculées en effectuant le rapport entre la quantité de chlordécone de l'œuf et la quantité de chlordécone ingérée par jour, dans le cas de

l'œuf. Les quantités de chlordécone du foie et du gras ont été suffisantes pour induire un dépassement des valeurs limites maximales autorisées, dans nos conditions expérimentales (Tableau 19).

En considérant que la teneur en matière grasse était comprise entre 110-120 g/kg dans l'œuf (Thapon et Bourgeois, 1994) et de 60-70 g/kg dans le foie, ces teneurs maximales se situaient aux environs de respectivement 300, 100 et 1300 µg/kg de matière grasse dans l'œuf, le gras abdominal et le foie. Cette concentration a été environ 13 fois plus élevée dans le foie comparé au gras abdominal, ce qui était en accord avec la littérature. Par rapport à d'autres insecticides organochlorés, comme le DichloroDiphénylTrichloroéthane, la dieldrine ou le mirex, dont la distribution est proportionnelle à la teneur en lipides des tissus, le chlordécone est accumulé préférentiellement dans le foie chez l'humain (Cohn *et al.*, 1978), la souris (Hewitt *et al.*, 1986) et le rat (Belfiore *et al.*, 2007 ; Egle *et al.*, 1978). Ceci pourrait être expliqué par le fait que le chlordécone soit transporté vers le foie par des lipoprotéines de haute densité (Belfiore *et al.*, 2007 ; Hjelmberg *et al.*, 2008).

Tableau 18 : Paramètres de la réponse des concentrations de chlordécone de l'œuf et du gras abdominal ($\mu\text{g}/\text{kg}$) à l'ingestion de chlordécone issu de l'andosol, du nitisol ou de l'huile ($\mu\text{g}/\text{j}$)¹ et estimation de la biodisponibilité relative (BR)² du chlordécone dans l'andosol et le nitisol

	Jaune d'œuf		Gras abdominal	
	Paramètre	<i>P</i>	Paramètre	<i>P</i>
chlordécone ingéré				
Andosol	2,82	<0,001	8,30	<0,001
Nitisol	2,80	<0,001	6,30	<0,001
Huile	2,91	<0,001	7,52	<0,001
chlordécone ingéré * matrice ³				
		0,93		0,023
Andosol vs huile				
		0,80		0,33
Nitisol vs huile				
		0,70		0,08
etr ⁴				
		6,3		14,1
R ²⁵				
		0,78		0,82
BR ²				
Andosol	0,97	(0,73-1,20)	1,10	(0,89-1,32)
Nitisol	0,96	(0,76-1,16)	0,84	(0,67-1,0)

¹L'équation est: Concentration de chlordécone dans l'œuf ou dans le gras abdominal ($\mu\text{g}/\text{kg}$) = a * chlordécone ingéré provenant de l'andosol + b * chlordécone ingéré provenant du nitisol + c chlordécone ingéré provenant de l'huile, a, b et c étant les pentes ajustées pour le chlordécone ingéré ($\mu\text{g}/\text{j}$) provenant respectivement de l'andosol, du nitisol et de l'huile

²BR, biodisponibilité relative du chlordécone présent dans l'andosol ou dans le nitisol calculée comme le rapport des pentes ajustées respectivement pour l'andosol ou pour le nitisol avec la pente ajustée pour l'huile

³ Si $P < 0,05$, indique que les pentes diffèrent entre elles ; Andosol vs huile, si $P < 0,05$, indique que la pente obtenue avec l'andosol diffère de la pente obtenue avec l'huile ; Nitisol vs huile, si $P < 0,05$, indique que la pente obtenue avec le nitisol diffère de la pente obtenue avec l'huile

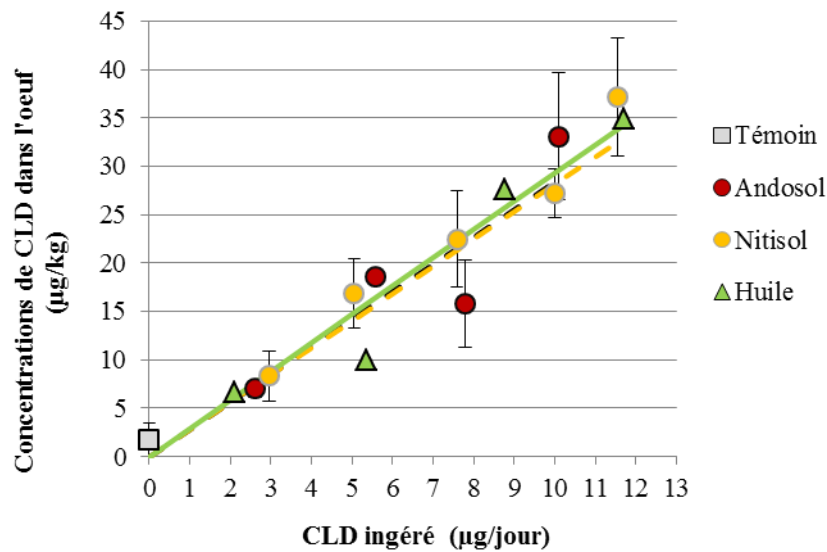
⁴ etr, écart type résiduel

⁵ R², coefficient de détermination

Tableau 19 : Potentiel de « transfert » de chlordécone vers l'œuf

Matrice	Niveau	Aliment				Œuf	
		chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de matière sèche)	Sol (g/kg)	Huile (g/kg)	Quantité de chlordécone ingérée ($\mu\text{g}/\text{jour}$)	Quantité chlordécone œuf ($\mu\text{g}/\text{jour}$)	% de chlordécone ingéré présent dans l'œuf à 23 jours d'exposition
Andosol	1	50	10	0	2,6	0,36	13,8
Andosol	2	105	20	0	5,6	0,96	17,3
Andosol	3	147	30	0	7,8	0,80	10,2
Andosol	4	195	40	0	10,1	1,83	18,1
Nitisol	1	56	20	0	3,0	0,45	15,1
Nitisol	2	99	40	0	5,0	0,91	18,1
Nitisol	3	145	60	0	7,6	1,24	16,4
Nitisol	4	190	80	0	10,0	1,47	14,7
Nitisol	5	232	100	0	11,5	2,13	18,4
Huile	1	41	0	0,6	2,1	0,34	16,1
Huile	2	104	0	1,7	5,3	0,55	10,2
Huile	3	166	0	2,8	8,8	1,46	16,6
Huile	4	223	0	3,9	11,7	1,84	15,7

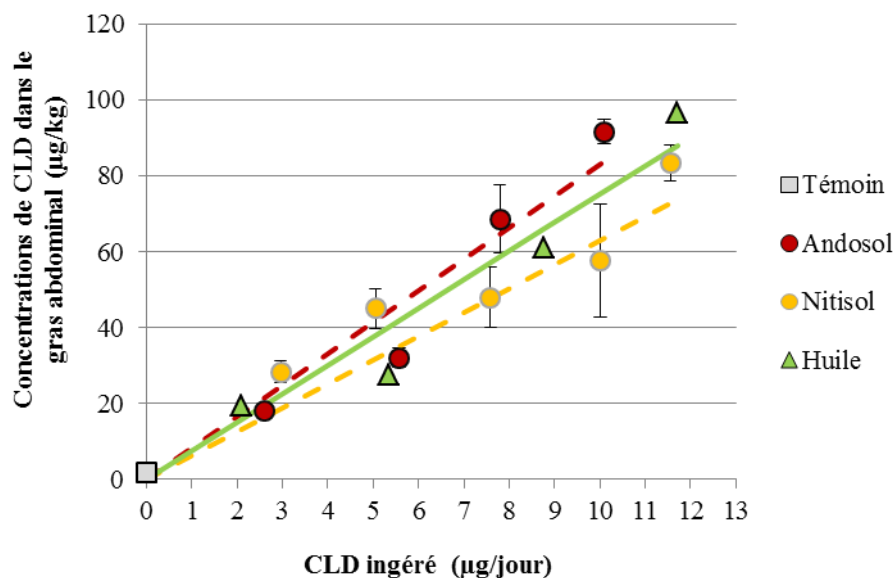
Figure 20 : Réponse des concentrations de chlordécone de l'œuf à l'ingestion de chlordécone



CLD : Chlordécone

Les droites obtenues suite à l'ingestion d'andosol (en pointillés, rouge) de nitisol (en pointillés, orange) et d'huile (trait plein, vert) sont représentées sur ce graphique. Chaque point correspond à la moyenne de 3 réplicats. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types.

Figure 21 : Réponse des concentrations de chlordécone du gras abdominal à l'ingestion de chlordécone



CLD : Chlordécone

Les droites obtenues suite à l'ingestion d'andosol (en pointillés, rouge) de nitisol (en pointillés, orange) et d'huile (trait plein, vert) sont représentées sur ce graphique. Chaque point correspond à la moyenne de 3 réplicats. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types.

CONCLUSION

La méthodologie mise en œuvre a permis d'estimer la BR à partir des matrices suivantes : le tissu gras et l'œuf. En particulier, la linéarité de la réponse a été remplie (concentration de chlordécone dans les matrices foie, gras et œuf en fonction de la dose ingérée). Le taux d'absorption et le taux d'élimination de chlordécone ont été indépendants de la dose de chlordécone ingérée. En raison de la variabilité interindividuelle des teneurs en chlordécone du foie, la BR n'a pas pu être déterminée à partir de cette matrice.

Chez la poule pondeuse, aucun des deux sols n'a modulé la biodisponibilité du chlordécone. En dépit de compositions très contrastées, les deux sols, andosol et nitisol, ne montrent pas de capacité de rétention différenciée du chlordécone dans le tube digestif de la poule pondeuse. Ceci est surprenant, au regard de la composition physico-chimiques des sols (argiles et carbone organique) le chlordécone serait fortement retenu par l'andosol comparativement au nitisol. Par conséquent, nous avons supposé que les capacités digestives de la poule pondeuse à extraire le chlordécone de l'andosol auraient été plus faibles que celles à extraire le chlordécone du nitisol, ce qui n'est pas le cas.

Au cours de cette expérimentation certains ovoproduits ont dépassé les valeurs limites de 20 µg/kg de poids frais dans l'œuf, 10 µg/kg de poids frais dans le foie. Les teneurs en chlordécone du foie dépassaient les limites maximales quelle que soit la quantité d'andosol ou de nitisol ingérée. Dans le cas du gras abdominal, les teneurs en chlordécone ont dépassées les valeurs limites de 100 µg/kg de matière grasse seulement pour deux échantillons. Ce dépassement des valeurs limites dans l'œuf a été obtenu à partir de quantités de 1,5 g d'andosol contaminé à 4,6 mg de chlordécone/kg, et 3 g de nitisol contaminé à 2,4 mg de chlordécone/kg (soit 4,5 µg de chlordécone/jour/kg de poids vif) pendant 23 jours. Or l'andosol et le nitisol étudiés sont des sols qui ont été reconvertis en zones de culture créole par des particuliers, comme d'autres sols d'anciennes bananeraies autrefois traitées au chlordécone. Par conséquent, des volailles élevées sur des sols similaires sont susceptibles d'être contaminées, ce qui peut contribuer à l'exposition de la population antillaise au chlordécone.

En termes d'évaluation du potentiel de transfert du chlordécone en élevage, l'absence démontrée de l'influence du sol sur la réduction du risque de contamination des produits

avicoles indique qu'il faudrait seulement considérer la teneur en chlordécone des sols sur lesquels les volailles sont élevées. En effet, le transfert de chlordécone au bout de 23 jours via l'andosol et le nitisol ont été similaires. Ainsi, dans des conditions d'élevage conduisant à la même ingestion de sol, de chlordécone et aux mêmes performances d'élevage que celles obtenues en laboratoire en conditions contrôlées, l'élevage de poules pondeuses sur un sol de type andosol est susceptible de présenter un risque de contamination des produits supérieur à l'élevage sur un sol de type nitisol, lié à des teneurs en chlordécone généralement plus élevées pour l'andosol.

Il est possible que cette capacité d'extraction du chlordécone soit spécifique à la volaille et pas à d'autres monogastriques. Cela sera vérifié dans la troisième partie de ce document de thèse chez un monogastrique appartenant à la classe des mammifères : le porcelet.

**PARTIE III : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE
RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU
NITISOL CHEZ LE PORCELET**

PARTIE III : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE RELATIVE DU CHLORDECONE DE L'ANDOSOL ET DU NITISOL CHEZ LE PORCELET

OBJECTIF

Dans la continuité du travail mené chez la poule pondeuse, nous avons ainsi pour objectif de déterminer si l'andosol et le nitisol limitent la biodisponibilité du chlordécone chez le porcelet. Cet animal appartenant à la classe des mammifères est élevé pour ces produits carnés (viande, foie) qui sont également consommés par la population antillaise. Nous avons choisi d'évaluer la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans les sols antillais chez une autre espèce monogastrique, le porcelet afin :

- i/ d'estimer le potentiel de transfert du chlordécone provenant de l'andosol et du nitisol vers les produits animaux (foie, gras)
- ii/ de déterminer si le chlordécone présent dans l'andosol est moins biodisponible que le chlordécone présent dans le nitisol chez le porcelet

Etant donné que chez la poule pondeuse, animal mûre, nous avons constaté que la BR du chlordécone de l'andosol et du nitisol était de 100 %, nous avons choisi de travailler chez un animal jeune, non mûre sur le plan digestif pour déterminer ce qu'il en est, en prenant pour hypothèse que si les sols antillais réduisent la biodisponibilité du chlordécone chez le mammifère monogastrique, celle-ci pourrait être d'autant plus faible chez le jeune animal.

La double approche « oiseau », « mammifère » donne en outre un bon aperçu de la capacité des monogastriques à extraire le chlordécone du sol.

I-MATERIELS ET METHODES

I-1 Principe

Pour chacune des trois matrices étudiées (andosol, nitisol et huile), quatre aliments ayant des doses croissantes de chlordécone ont été formulés (Tableau 20). Trois porcelets ont reçu l'un des douze aliments contaminés pendant quatorze jours. A l'issue de l'expérimentation, les porcelets ont été abattus, le gras sous-cutané et le foie ont été récupérés et analysés. Les courbes (supposées linéaires) des teneurs en chlordécone dans le foie et le gras sous-cutané ont été tracées en fonction de la quantité de chlordécone ingérée. La biodisponibilité relative (BR) est calculée comme étant le rapport des pentes obtenues après l'ingestion de chaque sol par rapport à la pente obtenue après l'ingestion de l'huile contaminée. Le choix de plusieurs matrices biologiques permet de valider et de conforter les valeurs de BR. Les covariables testées, susceptibles d'interférer dans l'évaluation de la BR, sont les quantités de chlordécone et de sol ingérés par chaque porcelet pendant la période de contamination.

I-2 Matrices contaminées et fabrication des aliments expérimentaux

I-2-1 Sols contaminés

Les deux sols agricoles tropicaux de Martinique (un andosol et un nitisol) étant les sols qui ont également servi à effectuer l'expérimentation chez la poule pondeuse, leurs caractéristiques ont été définies dans la partie II (Tableaux 13 et 14, Figure 12). Les teneurs en chlordécone des sols retenues pour effectuer cette étude étaient de **4,6 mg chlordécone /kg pour l'andosol et de 2,4 mg chlordécone /kg pour le nitisol**. Les teneurs en chlordécone 5b-hydro, forme de chlordécone hydraté n'ont pas été considérées pour effectuer cette étude, cette molécule n'ayant pas été quantifiée dans le foie, le gras et l'œuf, chez la poule pondeuse (cf Partie II, Tableau 17).

Tableau 20 : Composition et caractéristiques des aliments expérimentaux pour porcelet sevré

N° aliments	Adaptation	Andosol				Nitisol				Huile			
	Témoin	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Composition (g/kg)													
Aliment pour porcelet sevré 1 ^{er} âge	945	915	915	915	915	915	915	915	915	915	915	915	915
Sable de Fontainebleau	50	70	60	50	40	60	40	20	0	80	80	80	80
Huile non contaminée	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3,8	2,53	1,27	0
Andosol	0	10	20	30	40	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitisol	0	0	0	0	0	20	40	60	80	0	0	0	0
Huile contaminée (38,4 mg/kg)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	2,47	3,73	5
Concentration chlordécone (aliment) (µg/kg)	0	46	92	138	184	48	96	144	192	46	95	143	192

I-2-2 Fabrication des aliments expérimentaux

Les douze aliments expérimentaux ont été formulés à partir d'un aliment porcelet 1^{er} âge en incorporant de l'andosol, du nitisol ou de l'huile contaminée. Un treizième aliment d'adaptation a été constitué en introduisant des quantités fixes de sable de Fontainebleau (5 %) et de l'huile non contaminée (0,5 %) afin d'habituer les animaux à ingérer du sol. Cet aliment d'adaptation a été distribué pendant la période d'adaptation de 5 jours.

Les 12 aliments contaminés contenaient tous 915 g d'aliment porcelet 1^{er} âge, une quantité de 80 g de sol contaminé et/ou de sable, et une quantité totale de 5 g d'huile contaminée ou non. Les aliments contenant les sols (1 – 8) ont été obtenus en remplaçant 10 – 20 – 30 ou 40 g de sable par de l'andosol ou 20 – 40 – 60 ou 80 g de sable par du nitisol. Les aliments à base d'huile ont été obtenus en remplaçant 1,18 – 2,46 – 3,73 – 5 g d'huile non contaminée par de l'huile contaminée. Le niveau d'huile a été ajusté de sorte à ce que 5 g d'huile apportent autant de chlordécone que 80 g de nitisol. Les aliments étaient présentés sous forme de granulés de 2,5 mm de diamètre.

La composition de chacun des aliments est présentée dans le tableau 20. Ces niveaux d'incorporation d'andosol et de nitisol ont été choisis car la quantité en nitisol était limitée (3,6 kg disponibles ont été entièrement utilisés, cf annexe 9).

Les quantités d'aliments ont été calculées en considérant un indice de consommation de 1,5 pour un porcelet sevré pesant 7 kg à l'arrivée et 12 kg à l'abattage, ce qui devait correspondre à une quantité totale d'aliment consommée de 7,5 kg. Il a été considéré que le porcelet sevré pesant 7 kg à son arrivée devait ingérer une quantité moyenne de 280 g d'aliment témoin par jour pendant les 5 jours d'adaptation (contenant 5 % de sable) puis une quantité moyenne de 380 g d'aliment contaminé pendant la période de contamination. Ceci devait correspondre à une consommation totale d'aliment de 6,7 kg par porcelet durant la totalité de la période expérimentale pour atteindre un poids final estimé à 12 kg en fin d'expérimentation. Ceci a permis d'estimer la quantité totale d'aliment nécessaire à commander pour l'expérimentation.

La quantité totale d'aliment témoin à fabriquer (égale à 66 kg) a été calculée pour une consommation quotidienne de 280 g d'aliment pendant 5 jours et par porcelet en comptant par sécurité 20 % de perte lors de la fabrication de cet aliment. Les quantités totales d'aliments expérimentaux à fabriquer (égales à 18 kg pour chacun des aliments expérimentaux, soit 380

g d'aliment consommé par jour multiplié par 3 porcelets multiplié par 14 jours auquel on ajoute la marge de sécurité) ont été calculées en comptant par précaution une perte de 2 kg lors de la fabrication de chacun des aliments. Dans le cas de la fabrication des aliments contaminés en chlordécone via l'huile, afin de minimiser les pertes de chlordécone, un lot d'huile non contaminée et un lot d'huile contaminée ont été préparés. L'huile issue du flacon propre a servi à récupérer le chlordécone potentiellement restant dans les flacons. La concentration de chlordécone de l'huile contaminée correspondait à la concentration de chlordécone dans l'huile nécessaire à la fabrication de l'aliment « huile » le plus contaminé c'est à dire l'aliment n° 12. Le détail des quantités de chacun des composants entrant dans la fabrication de l'aliment témoin et des douze aliments expérimentaux est présenté en annexe 9.

Les douze aliments contaminés ont été fabriqués dans un local dédié aux contaminants à l'INRA de Nouzilly. Le broyage de l'aliment porcelet 1^{er} âge et la fabrication de l'aliment témoin a été assuré par l'équipe de l'INRA au moulin du PEAT. La température des granulés a été relevée en sortie de presse pour chaque aliment expérimental (Annexe 11).

I-2-3 Huile contaminée

De l'huile de colza a été contaminée à 38,4 mg de chlordécone/kg (à partir de chlordécone commercial, Kepone 49046, Supelco, Sigma-Aldrich Chimie Sarl, pureté 99,9 %) qui correspondait à une solution mère permettant d'apporter 192 µg de chlordécone (ce qui correspond à la quantité de chlordécone la plus élevée apporté par le sol, le nitisol) dans 5 g d'huile (Tableau 20, annexe 9). Les quantités d'huile contaminée provenant d'une solution à 38,4 mg de chlordécone/kg, et d'huile non contaminée nécessaires à la fabrication des aliments n° 9 à 12 sont indiquées dans l'annexe 9. Les aliments contaminés en chlordécone via l'huile ont été fabriqués de manière à ce que les concentrations en chlordécone soient équidistantes entre chacun des aliments n° 9 à 12. Les différents types de farines ont été mélangés. Les aliments ont ensuite été granulés (diamètre 2 mm). La température a été relevée à la sortie de la presse.

Le détail de la préparation de l'huile contaminée à 38,4 mg/kg est donné dans l'annexe 10. La solution a été agitée à l'aide d'un barreau aimanté pendant 1h30 et puis passée au sonicateur à 20°C pendant 40 minutes afin de dissoudre totalement le chlordécone.

I-3 Animaux et conduite expérimentale

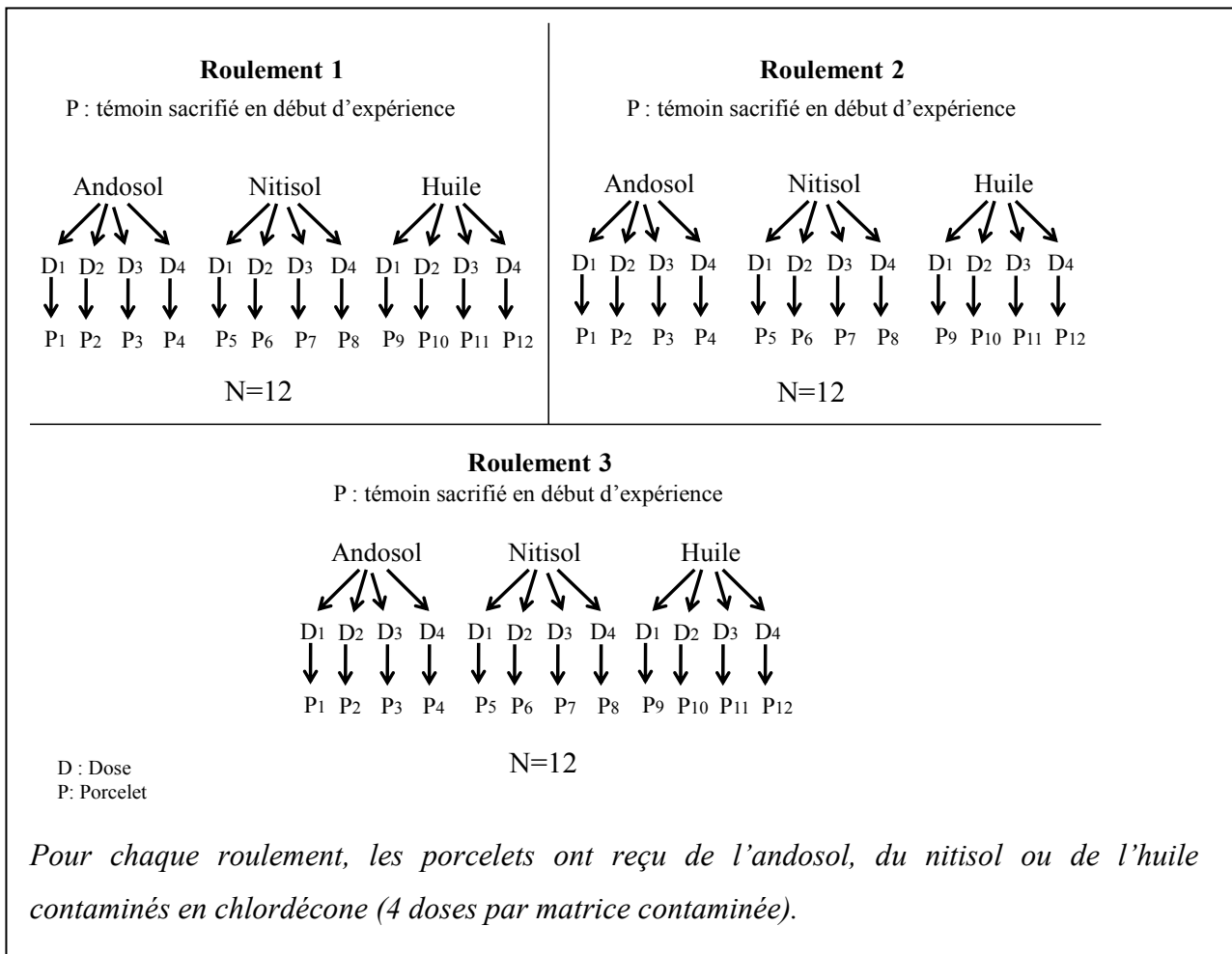
Trente-six porcelets mâles âgés d'environ 28 jours (acquis au GAEC des Terres-Noires à Haroué (54)) issus d'un croisement terminal Piétrain x (Large White x Landrace) dont le poids moyen de sevrage à l'arrivée était compris entre 6 et 8 kg, ont été placés dans l'une des 12 cages métaboliques individuelles de l'animalerie de l'ENSAIA, selon des roulements successifs. Pour des questions pratiques (présence de 12 boxes individuels), 3 roulements successifs de porcelets ont été effectués.

A chaque roulement, toutes les doses d'un seul type d'aliment (contenant de l'andosol, du nitisol ou de l'huile) ont été données aux porcelets. Un treizième porcelet récupéré dans le même élevage porcin, était mis dans l'un des douze boxes durant la période d'adaptation. Ce porcelet a été sacrifié avant le début de la contamination (Figure 22).

Le foie, le gras de cet animal ont été prélevés pour vérifier l'absence de chlordécone de l'élevage avant le début de l'expérimentation. Durant l'expérimentation, l'eau était disponible à volonté, la température, maintenue 24°C et un éclairage de la salle naturel suffisant. Les porcelets ont été pesés tous les 3 jours dès le début de la période expérimentale (le poids a été enregistré afin d'ajuster la quantité d'aliment journalière) et en fin d'expérimentation.

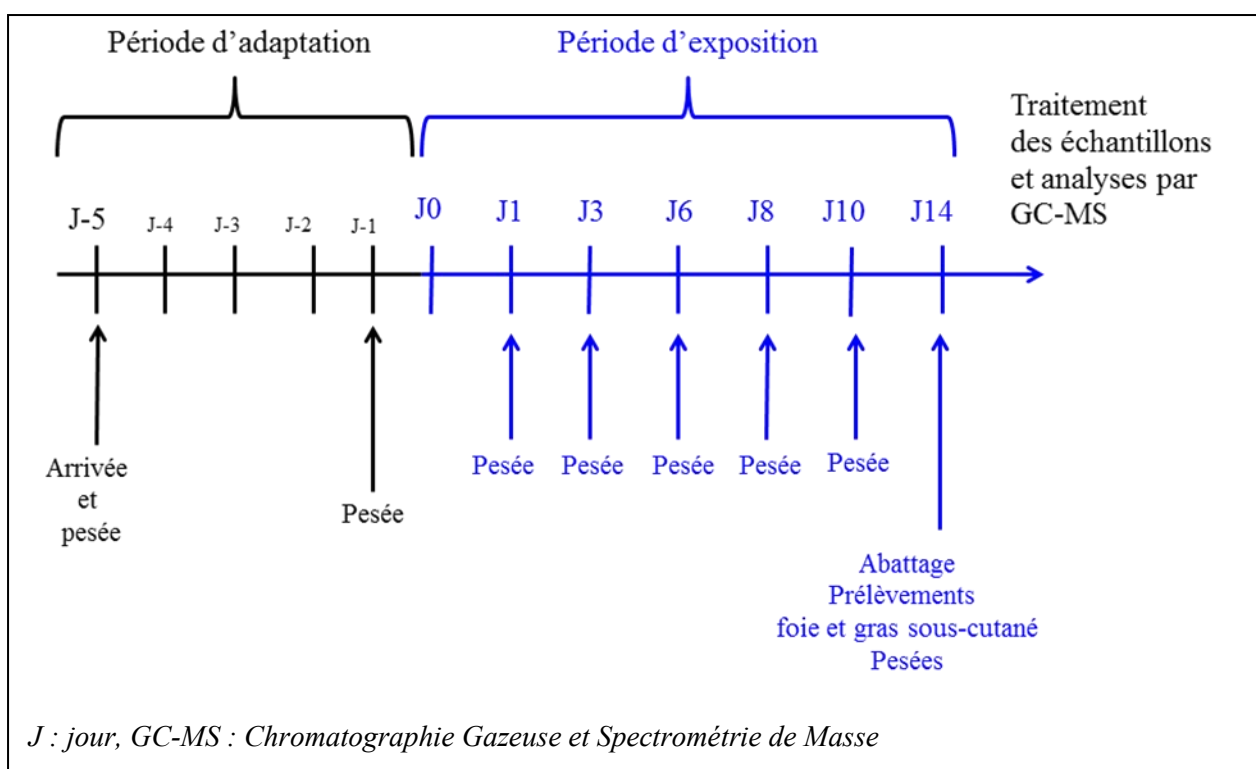
Les porcelets ont été nourris avec une quantité moyenne de 280 g d'aliment contenant 5 % de sable pendant la période d'adaptation (5 jours). Pendant la période d'exposition, les porcelets ont reçu l'un des 12 aliments expérimentaux granulés. Les doses journalières de chlordécone correspondaient à soit 1,84 – 3,68 – 5,52 – 7,36 µg de chlordécone/kg de poids vif via les aliments contenant de l'andosol, 1,92 – 3,84 – 5,76 et 7,68 µg de chlordécone/kg de poids vif via les aliments contenant du nitisol ou 1,84 – 3,79 – 5,73 ou 7,68 µg de chlordécone/kg de poids vif via les aliments contenant de l'huile. Pour cela les porcelets ont été pesés tous les 3 jours afin d'ajuster la quantité d'aliment à ingérer à 4 % du poids vif. Les quantités totales administrées aux porcelets ont été calculées par rapport à un poids final moyen de 12 kg qui était attendu en fin d'expérimentation et les quantités de chlordécone fixes ingérées par jour ont été déterminées par extrapolation des données obtenues chez la poule pondeuse. Un schéma du déroulement de l'expérimentation est présenté en figure 23.

Figure 22 : Représentation schématique de l'organisation de l'expérimentation



Les animaux ont tous été abattus par électronarcose puis exsanguination à l'issue de la période d'exposition après avoir été mis à jeun la veille au soir. Le jour de l'abattage, les animaux ont été pesés individuellement. Le foie et le gras sous-cutané ont été prélevés, pesés, placés dans des barquettes en matière plastique identifiées, puis congelés (-18°C). Les foies ont été lyophilisés et broyés (au broyeur IKA A11 basic). Les échantillons correspondant aux 12 aliments expérimentaux ont également été broyés. L'ensemble des échantillons a ensuite été envoyé par colis réfrigéré au LDA 26 (Figure 23).

Figure 23 : Procédure expérimentale utilisée pour chaque roulement de porcelets



I-4 Analyses chimiques

La procédure d'analyse est la même que celle effectuée dans l'expérimentation chez la poule pondeuse. Le chlordécone est extrait de l'échantillon à l'aide d'un mélange de solvants organiques (acétone/hexane). Puis, l'échantillon est transféré dans un milieu aqueux dans lequel le chlordécone est transformé en une forme hydrosoluble (chlordécone-hydrate) en présence de soude. La phase aqueuse est ensuite rincée à l'hexane afin d'éliminer la matière grasse. Le chlordécone est reformé en milieu acide puis extrait par un mélange acétone/hexane. L'analyse est ensuite réalisée en chromatographie en phase gazeuse couplée au spectromètre de masse (GC-MS/MS). Dans le cas des aliments pour porcelet sevré un étalon interne Chlordécone C13 (chlordécone C13) a été ajouté. Ce marqueur permet de déterminer le rendement d'extraction du chlordécone. Une quantité de 50 µl d'une solution de chlordécone C13 (à 0,6 ng/µl) a été ajoutée dans une prise d'essai de 2 g d'échantillon. Les échantillons ont ensuite été agités au vortex à puissance maximale pendant 30 à 60 secondes puis laissés à reposer pendant au moins une heure. Le reste de la procédure analytique était similaire à celle utilisée pour le foie et le gras sous-cutané.

I-5 Analyses statistiques

La quantité de chlordécone ingérée moyenne par jour par chaque porcelet (exprimée en $\mu\text{g}/\text{jour}/\text{kg}$ de poids vif de porcelet) durant la période d'exposition a été calculée comme le produit de la concentration de chlordécone dans l'aliment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ matière sèche) et la quantité d'aliment ingérée en moyenne par jour (c'est à dire la quantité d'aliment ingérée totale/nombre de jours d'exposition) (kg matière sèche/jour), l'ensemble étant divisé par le poids moyen du porcelet durant la période expérimentale (calculé comme étant la moyenne des deux poids de l'animal en début et en fin de période d'exposition). Les analyses statistiques ont été conduites en utilisant la procédure GLM du logiciel SAS® selon des modèles incluant le numéro de série des porcelets. Les différences ont été considérées comme significatives pour $P < 0,05$. Dans un premier temps, les données (teneurs en chlordécone du gras sous-cutané et du foie) ont été analysées au moyen d'une analyse de variance avec comme facteur étudié l'aliment expérimental (12 niveaux de facteur) et dans le cas du gras sous-cutané l'ajout du poids final de l'animal à l'abattage comme co-facteur. Les moyennes ajustées ont été comparées au moyen d'un test de Student.

Dans un second temps, la réponse des teneurs en chlordécone du gras sous-cutané et du foie à l'ingestion de chlordécone a été analysée. Deux hypothèses ont été successivement testées :

- i/ La réponse est linéaire pour chacune des trois matrices (andosol, nitisol, huile)
- ii/ Les trois matrices conduisent à un intercept commun.

Quand ces hypothèses sont vérifiées, l'analyse de covariance permet d'estimer la pente de la réponse pour chacune des trois matrices et la biodisponibilité relative est calculée comme le rapport entre la pente obtenue avec chacun des deux sols et la pente obtenue avec l'huile.

II- RESULTATS ET DISCUSSION

II -1 Caractéristiques des aliments expérimentaux

La teneur en chlordécone 5b-hydro était inférieure à 10 µg/kg de matière sèche quel que soit l'aliment expérimental. Le chlordécone n'a pas été détecté dans l'aliment d'adaptation (contenant 5 % sable). Afin de s'assurer des niveaux d'incorporation de sol (andosol et nitisol), sable dans les aliments, le dosage des cendres insolubles dans l'acide 3N-HCl a été effectué pour chaque aliment. Les niveaux d'incorporation de sable et de sol déterminés pour chacun des aliments ne sont pas significativement différents des niveaux d'incorporation attendus ($p > 0,05$) (Tableau 21).

Une première analyse des teneurs en chlordécone des échantillons d'aliments effectuée par la méthode AFSSA POP 04 a montré un rapport mesuré/attendu moyen de 0,23. Une seconde analyse des teneurs en chlordécone des aliments a été effectuée cette fois-ci par la méthode de l'ANSES POP 09 qui diffère de la première méthode par l'ajout d'un marqueur chlordécone-C13 avant l'extraction. Le rendement moyen d'extraction du chlordécone dans les aliments a été de 24 %. Les teneurs en chlordécone des aliments (calculées en prenant en compte le rendement de chlordécone-C13 extrait) ont été similaires aux valeurs attendues pour les aliments contenant de l'andosol (n° 1 – 4) et du (n° 5 – 8) nitisol mais pas pour les aliments contenant de l'huile (n° 9 – 12). Le rapport mesuré/attendu moyen était de 0,94 pour les aliments n° 1 – 8 et de 0,65 pour les aliments n° 9 – 12 (Tableau 21, Figure 24).

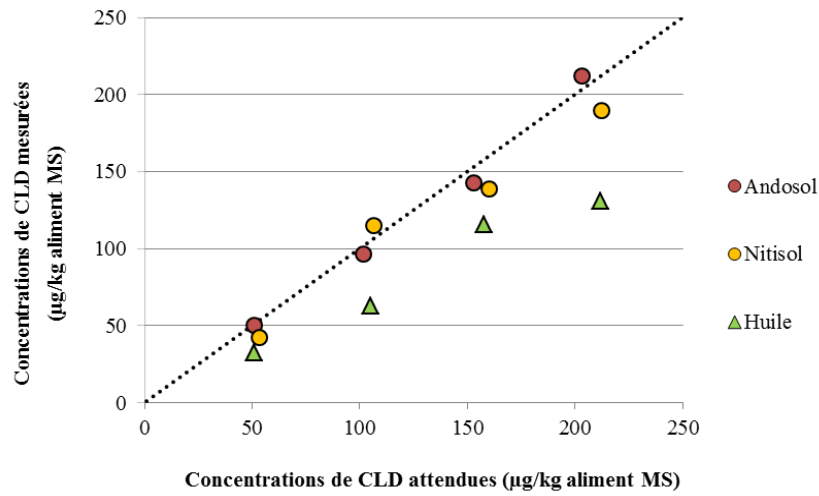
Aucun refus important n'a été relevé, la consommation des aliments et la croissance des animaux ont été normales pour tous les traitements expérimentaux, chez le porcelet (Figures 25 et 26).

Tableau 21 : Contrôle des caractéristiques des aliments expérimentaux (niveau d'incorporation de sol et teneurs en I-HCl)

N° Aliment	Matrice	Niveau	Proportion			g/100 g	g/100 g	g/100 g	µg/kg	%	µg/kg	Mesuré/ attendu
			Aliment	Sol	Sable	matière sèche	matière sèche	matière sèche	matière sèche		matière sèche	
						I-HCl mesuré	I-HCL estimé (nitisol)	I-HCL estimé (Andosol)	Teneur en chlordécone mesurée	Rendement chlordécone (méthode AFSSA POP09)	Teneur en chlordécone attendue aliment	
Adaptation	Sable	0	0,95	0,00	0,05	6,21		6,21				
1	Andosol	1	0,92	0,01	0,07	9,22		8,92	50,3	29	51,1	0,98
2	Andosol	2	0,92	0,02	0,06	8,31		8,53	96,5	25	101,7	0,95
3	Andosol	3	0,92	0,03	0,05	8,11		8,14	143	22	152,7	0,94
4	Andosol	4	0,92	0,04	0,04	7,81		7,75	212	20	203,3	1,04
5	Nitisol	1	0,92	0,02	0,06	7,28	7,69		42,2	24	53,1	0,79
6	Nitisol	2	0,92	0,04	0,04	6,03	6,21		115	22	106,4	1,08
7	Nitisol	3	0,92	0,06	0,02	4,67	4,73		139	25	159,9	0,87
8	Nitisol	4	0,92	0,08	0,00	3,48	3,25		190	41	212,3	0,89
9	Huile	1	0,92	0,00	0,08	9,15	9,17	9,30	32,5	10	50,8	0,64
10	Huile	2	0,92	0,00	0,08	9,24	9,17	9,30	62,9	23	104,9	0,60
11	Huile	3	0,92	0,00	0,08	9,25	9,17	9,30	116	23	157,9	0,73
12	Huile	4	0,92	0,00	0,08	9,46	9,17	9,30	131	19	211,7	0,62

I-HCl : Cendres insolubles dans l'acide chlorhydrique

Figure 24 : Concentrations de chlordécone des aliments expérimentaux (valeurs mesurées vs attendues)



CLD : Chlordécone

Figure 25 : Consommation des aliments expérimentaux pour porcelet sevré

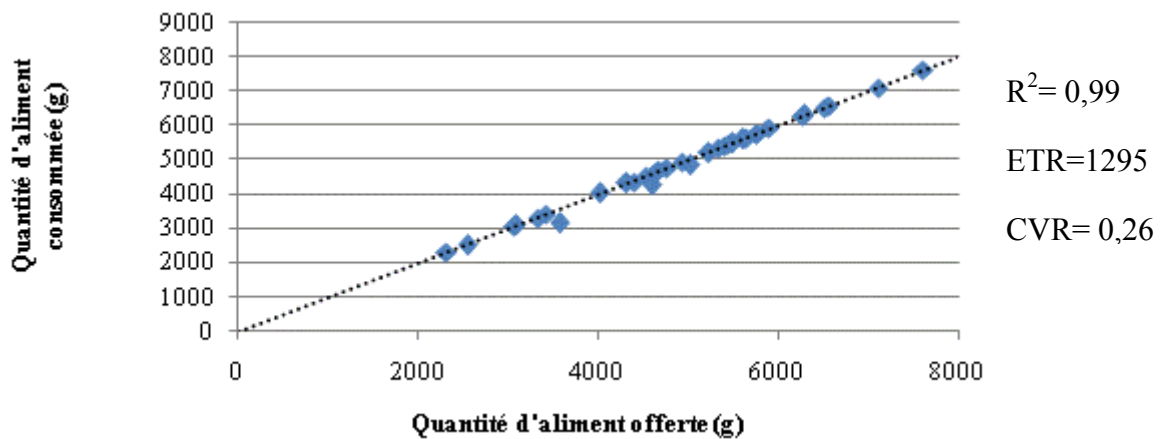
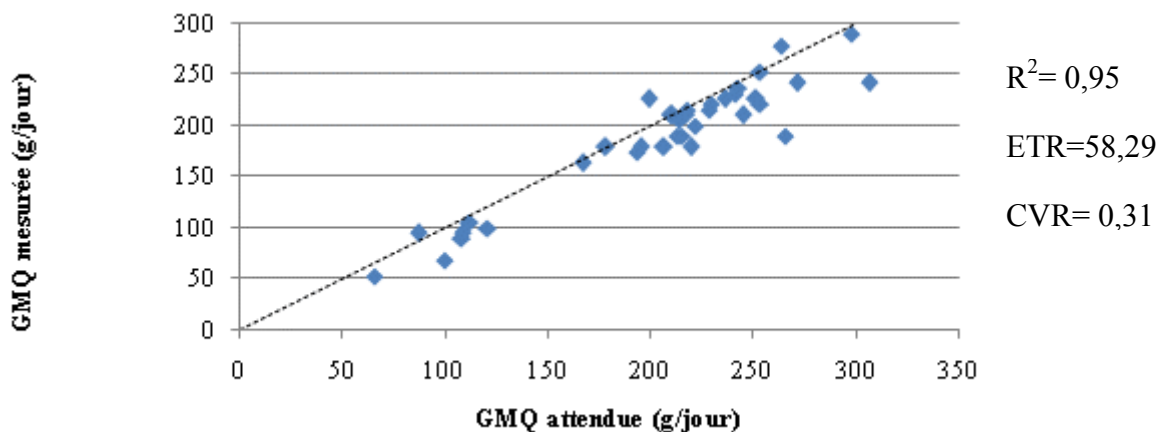


Figure 26 : Prise de poids (comparaison des Gains Moyens Quotidien ou GMQ)



II-2 Réponse de la concentration de chlordécone dans le gras sous-cutané et le foie à l'ingestion de chlordécone suivant la matrice

II-2-1 Concentration de chlordécone dans les tissus animaux

Le chlordécone 5b-hydro a été détecté dans un unique échantillon de foie (porcelet n°4, andosol dose 4). Les teneurs en chlordécone du gras sous-cutané obtenues en fonction de l'aliment consommé par les porcelets sont présentées en figure 27. Le chlordécone a été détecté et quantifié dans le foie chez tous les individus. Les teneurs en chlordécone du foie obtenues en fonction de l'aliment consommé par les porcelets sont présentées en figure 28. Dans le cas des porcelets n° 1, 25 (Andosol : Dose 1), n° 5, 29 (Nitisol : Dose 1), n° 9, 21, 33 (Huile : Dose 1), le chlordécone a été détecté mais non quantifiable dans le gras sous-cutané et une valeur de 10 µg/kg a été attribuée. Il y a une variabilité interindividuelle relativement élevée quelle que soit la matrice considérée (foie et gras) mais celle-ci est plus élevée dans le cas du gras avec une donnée anormalement élevée de 173 µg chlordécone/kg de poids frais dans le gras (Andosol : Dose 4, porcelet n°28) qui a été traitée comme manquante par la suite.

Il est important de noter que les teneurs en chlordécone du foie ont dépassé les limites maximales autorisées de 10 µg/kg de poids frais quel que soit l'aliment contaminé ingéré (contenant au moins 50,3 µg chlordécone/kg de matière sèche via l'andosol ou 42,2 µg/kg de matière sèche via le nitisol). Les teneurs en chlordécone du gras ont dépassé la valeur limite de 100 µg de chlordécone /kg de matière grasse pour quatre échantillons. La teneur maximale de chlordécone était de 52 µg/kg de poids frais dans le foie et de 75 µg/kg de poids frais dans le gras sous-cutané (Tableau 22). Les quantités minimales ingérées par les porcelets induisant des teneurs supérieures à la limite maximale autorisée étaient de 1,1 µg de chlordécone/jour/kg de poids vif pour le foie et 4,6 µg/jour/kg de poids vif pour le gras.

Tableau 22 : Impact de l'aliment sur la concentration de chlordécone du foie et du gras

	Aliment			Foie			Gras		
	chlordécone aliment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ matière sèche)	Sol (g/kg)	Huile (g/kg)	Poids frais (g)	chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Moyennes ajustées pour un poids vif de 10,7 kg
Andosol	1	50,3	10	0	226	37,0 $\pm 2,3$	15,7 $\pm 2,3$	22,3	
	2	96,5	20	0	265	70,0 $\pm 6,1$	38,7 $\pm 6,1$	37,6	
	3	143	30	0	304	112 $\pm 11,8$	56,7 $\pm 11,8$	48,6	
	4	212	40	0	259	149 $\pm 23,2$	87,0 $\pm 23,2$	74,5	
Nitisol	5	42,2	20	0	219	36,0 $\pm 4,6$	13,3 $\pm 4,6$	19,5	
	6	115	40	0	286	71,0 $\pm 12,5$	39,7 $\pm 12,5$	28,4	
	7	139	60	0	289	84,3 $\pm 23,5$	55,0 $\pm 23,5$	44,0	
	8	190	80	0	205	124 $\pm 17,0$	55,3 $\pm 17,0$	71,3	
Huile	9	32,5	0	1,2	249	27,0 $\pm 9,6$	10,0 $\pm 9,6$	18,9	
	10	62,9	0	2,5	305	51,0 $\pm 15,0$	23,0 $\pm 15,0$	12,9	
	11	116	0	3,7	195	62,3 $\pm 20,6$	29,3 $\pm 20,6$	43,2	
	12	131	0	5,0	247	101 $\pm 35,6$	37,3 $\pm 35,6$	36,3	
Probabilité Aliment				0,07	<0,001		0,02	<0,01	
Probabilité PVf					NS			<0,02	
ETR				45,0	23,1		23,5	18,8	
CVR (%)				17,7	30,0		61,2	49,3	

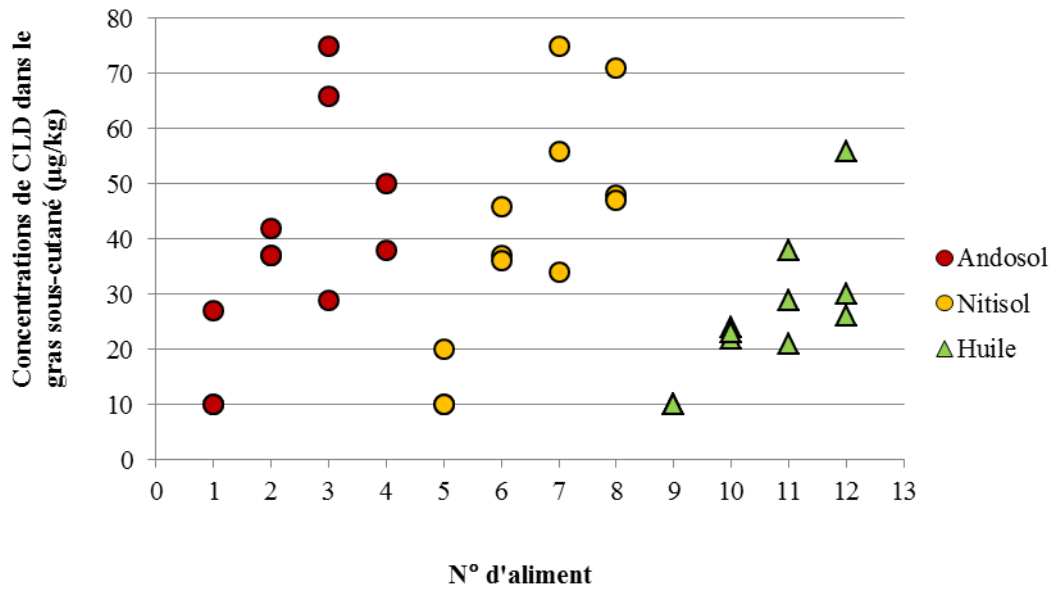
Les valeurs sont des moyennes (n=3) \pm SE

PVf : Poids vif final

ETR : écart type résiduel

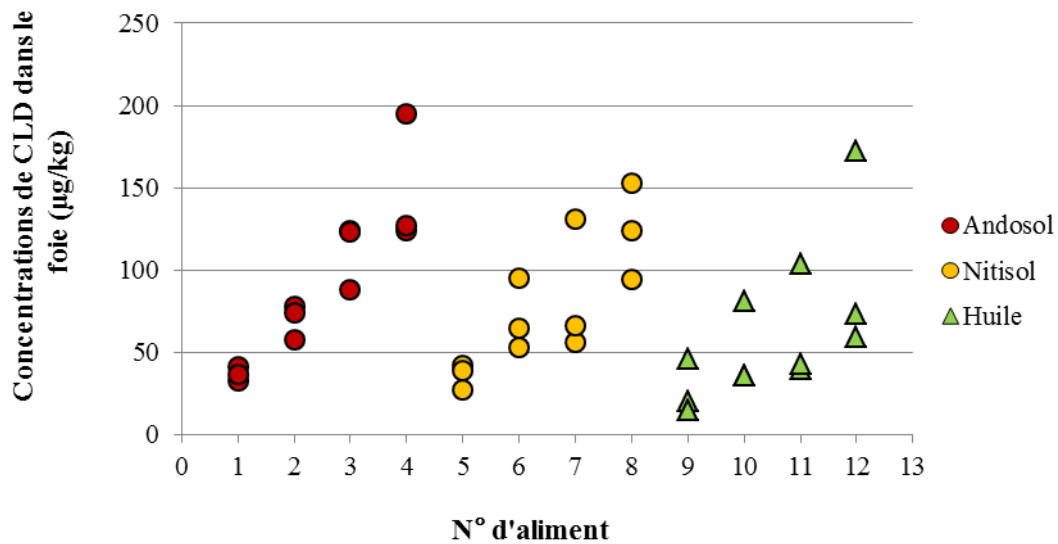
CVR : coefficient de variation résiduelle

Figure 27 : Concentrations de chlordécone du gras sous-cutané selon l'aliment



CLD : Chlordécone

Figure 28 : Concentrations de chlordécone du foie selon l'aliment



CLD : Chlordécone

II-

2-2 Impact de l'aliment sur la concentration de chlordécone dans le gras sous-cutané et le foie

Le chlordécone n'a pas été détecté dans les tissus animaux collectés chez les animaux témoins (LOQ = 10 µg/kg dans le foie et LOQ = 20 µg/kg dans le gras). Nous avons comparé les teneurs en chlordécone du foie et du gras en les exprimant en µg/kg de matière grasse, sachant qu'en moyenne 5 % du poids frais du foie correspond à de la matière grasse tandis que celle-ci est de 65 % du poids frais du gras sous-cutané (Monziois et al 2007). Les teneurs en chlordécone étaient comprises entre 78 et 1040 µg/kg de matière grasse dans le foie alors qu'elles étaient comprises entre 15 et 115 µg/kg de matière grasse dans le gras sous-cutané. La concentration de chlordécone a été environ neuf fois plus élevée dans le foie que dans le gras, ce qui est en accord avec la littérature. Comparé à d'autres insecticides organochlorés, tels que le DichloroDiphénylTrichloroéthane, la dieldrine ou le mirex, dont la distribution est proportionnelle à la teneur en lipides contenus dans les tissus, le chlordécone est accumulé préférentiellement dans le foie chez l'humain (Cohn *et al.*, 1978), la souris (Hewitt *et al.*, 1986) et le rat (Belfiore *et al.*, 2007 ; Egle *et al.*, 1978). Les valeurs obtenues dans ce travail ne permettent pas de présager du taux de transfert du chlordécone à l'équilibre car la durée d'exposition de 14 jours était trop courte pour l'atteinte de l'état d'équilibre.

La réponse moyenne des teneurs en chlordécone obtenues dans le foie suite à l'ingestion de chlordécone est présentée dans la figure 29. L'ingestion de chlordécone a été calculée à partir des teneurs en chlordécone mesurées dans les aliments, multiplié par la quantité totale d'aliment (sec) expérimental ingérée durant les 14 jours d'exposition. Les résultats des teneurs en chlordécone obtenues dans le gras sous-cutané en fonction de la quantité de chlordécone ingéré sont indiqués dans la figure 30. La réponse des concentrations de chlordécone dans le foie et dans le gras sous-cutané à l'ingestion de chlordécone provenant de chacun des deux sols et de l'huile est présentée dans le tableau 22.

Les deux hypothèses préalables au calcul du rapport de pentes ont été vérifiées : la réponse était non quadratique ($P > 0,1$) et l'ordonnée à l'origine était la même pour les trois matrices (andosol, nitisol et huile) ($P > 0,1$). La réponse des concentrations de chlordécone dans le foie et le gras-sous cutané à l'ingestion de chlordécone était linéaire pour chacune des trois matrices ($P < 0,001$). Quel que soit le critère de réponse (foie, gras sous-cutané), les pentes n'ont pu être distinguées entre-elles (chlordécone ingéré * matrice, $P > 0,1$). *A fortiori*,

la pente obtenue avec aucun des deux sols n'a pu être distinguée de la pente obtenue avec l'huile (andosol vs huile et nitisol vs huile, $P > 0,1$). Avec le foie pris comme critère de réponse, la BR du chlordécone présent dans le sol, estimée à 1,06 pour l'andosol et à 0,93 pour le nitisol, ne différait pas de 1 (Tableau 23, Figure 29). Avec le gras sous-cutané pris comme critère de réponse, en introduisant le poids vif final de l'animal à l'abattage comme covariable, la BR du chlordécone présent dans le sol, estimée à 1,22 pour l'andosol et à 1,13 pour le nitisol, ne différait pas de 1 (Tableau 23, Figure 30).

Le sol, qu'il s'agisse de l'andosol ou du nitisol ne module donc pas la biodisponibilité du chlordécone chez le porcelet. Il s'avère que ce résultat est similaire à celui obtenu chez la poule pondeuse (cf Partie II). Le porcelet est un animal monogastrique en croissance et pourtant qui possède (aux vues de ces résultats) des capacités élevées à extraire le chlordécone issu d'un sol tel que l'andosol qui présente une structure complexe. Le chlordécone issu du sol est donc totalement disponible quelle que soit sa nature (andosol, nitisol) et quelle que soit l'espèce de monogastrique et son stade physiologique (adulte ou en croissance). La biodisponibilité du chlordécone présent dans le sol pourrait être potentiellement différente chez l'animal polygastrique en raison de son système gastro-intestinal différent.

Tableau 23 : Paramètres de la réponse des concentrations de chlordécone dans le foie et le gras sous-cutané ($\mu\text{g}/\text{kg}$) à l'ingestion de chlordécone issu de l'andosol, du nitisol ou de l'huile ($\mu\text{g}/\text{j}$)¹ et estimation de la biodisponibilité relative (BR)² du chlordécone dans l'andosol et le nitisol

	Foie (μg chlordécone/kg)		Gras sous-cutané (μg chlordécone/kg)	
	Paramètre	<i>P</i>	Paramètre	<i>P</i>
chlordécone ingéré ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids vif/j)				
Andosol	20,0	< 0,001	10,0	< 0,001
Nitol	17,3	< 0,001	9,25	< 0,001
Huile	18,5	< 0,001	8,21	< 0,001
chlordécone ingéré * matrice ³		<i>NS</i>		<i>NS</i>
Andosol vs Huile		<i>NS</i>		<i>NS</i>
Nitol vs Huile		<i>NS</i>		<i>NS</i>
⁴ ETR		21,1		16,9
⁵ R ²		0,82		0,74
BR				
Andosol	1,06	(0,80-1,36)	1,22	(0,64-1,81)
Nitol	0,93	(0,69-1,19)	1,13	(0,60-1,66)

¹Les équations sont :

Concentration de chlordécone dans le foie ($\mu\text{g}/\text{kg}$) = a * chlordécone ingéré provenant de l'andosol + b * chlordécone ingéré provenant du nitisol + c chlordécone ingéré provenant de l'huile, a, b et c étant les pentes ajustées pour le chlordécone ingéré ($\mu\text{g}/\text{j}$) provenant respectivement de l'andosol, du nitisol et de l'huile

Concentration de chlordécone dans le gras sous-cutané ($\mu\text{g}/\text{kg}$) = a * chlordécone ingéré provenant de l'andosol*poids vif de l'animal à l'abatage+ b * chlordécone ingéré provenant du nitisol *poids vif de l'animal à l'abatage + c chlordécone ingéré provenant de l'huile*poids vif de l'animal à l'abatage, a, b et c étant les pentes ajustées pour le chlordécone ingéré ($\mu\text{g}/\text{j}$) provenant respectivement de l'andosol, du nitisol et de l'huile

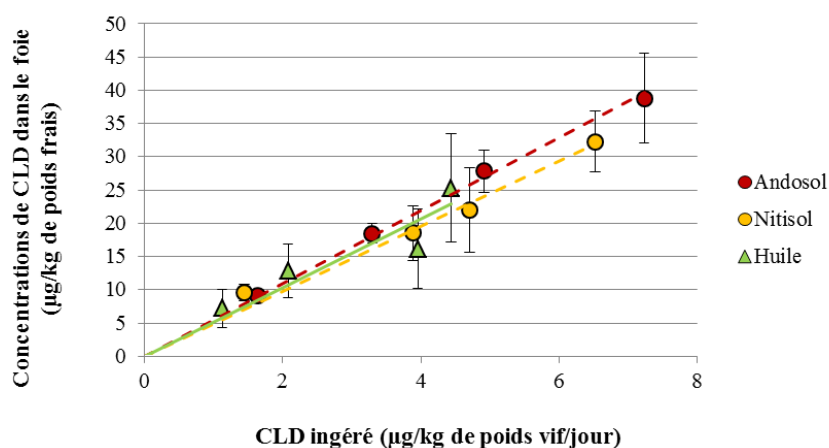
²BR, biodisponibilité relative du chlordécone présent dans l'andosol ou dans le nitisol calculée comme le rapport des pentes ajustées respectivement pour l'andosol ou pour le nitisol avec la pente ajustée pour l'huile

³ Si $P < 0,05$, indique que les pentes diffèrent entre elles ; Andosol vs huile, si $P < 0,05$, indique que la pente obtenue avec l'andosol diffère de la pente obtenue avec l'huile ; Nititol vs huile, si $P < 0,05$, indique que la pente obtenue avec le nititol diffère de la pente obtenue avec l'huile

⁴ etr, écart type résiduel

⁵ R², coefficient de détermination

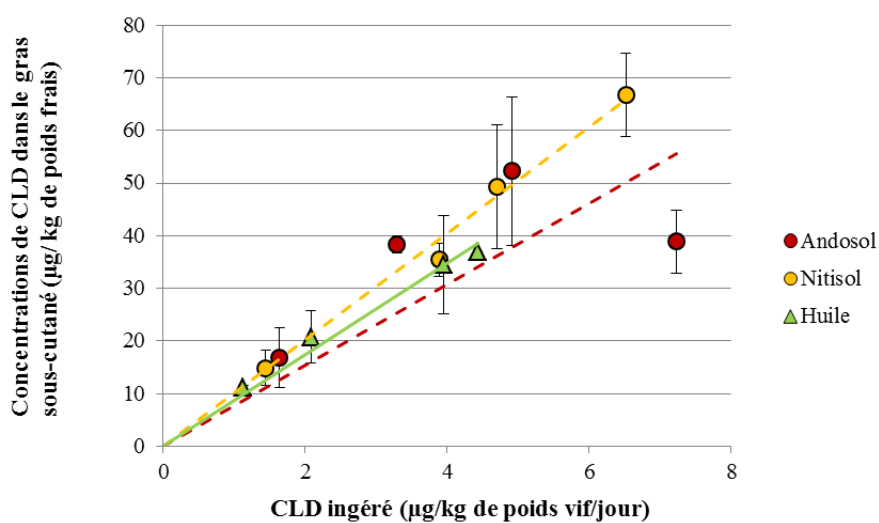
Figure 29 : Réponse des concentrations de chlordécone du foie à l'ingestion de chlordécone



CLD : Chlordécone

Les droites obtenues suite à l'ingestion d'andosol (en pointillés, rouge) de nitisol (en pointillés, orange) et d'huile (trait plein, vert) sont représentées sur ce graphique. Chaque point correspond à la moyenne de 3 réplicats. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types.

Figure 30 : Réponse des concentrations de chlordécone du gras sous-cutané à l'ingestion de chlordécone



CLD : Chlordécone

Les droites obtenues suite à l'ingestion d'andosol (en pointillés, rouge) de nitisol (en pointillés, orange) et d'huile (trait plein, vert) sont représentées sur ce graphique. Chaque point correspond à la moyenne de 3 réplicats. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types.

CONCLUSION

La condition de linéarité de la réponse était remplie. La BR a pu être estimée à partir des matrices « foie » et « gras sous-cutané » chez le porcelet.

Chez le porcelet, il s'avère qu'aucun des deux sols n'a modulé la biodisponibilité du chlordécone. Ainsi, un jeune monogastrique comme le porcelet, dont les capacités digestives ne sont pas pleinement développées, a été capable d'extraire efficacement le chlordécone issu d'un sol comme l'andosol qui présente des caractéristiques structurales censées retenir fortement le chlordécone (argile allophane conférant une microporosité élevée pour l'andosol contrairement à l'argile halloysite du nitisol).

Ainsi, l'andosol et le nitisol contaminés à respectivement 4,6 et 2,4 mg/kg n'ont pas réduit la biodisponibilité du chlordécone chez le monogastrique. Ainsi, lorsque des animaux monogastriques sont élevés en plein air, et cela pour les deux espèces considérées (oiseau, mammifère), il y a un risque que ces animaux soient contaminés par le chlordécone via l'ingestion involontaire de sol.

Dans nos conditions expérimentales, nous avons constaté que le potentiel de transfert de chlordécone au bout de 14 ou 23 jours vers les produits animaux (foie, gras) dépendait uniquement de la teneur en chlordécone du sol et que les teneurs en chlordécone de ces produits pouvaient dépasser les limites maximales autorisées. Etant donné que l'andosol était plus contaminé que le nitisol, les quantités de chlordécone transférées via l'andosol étaient plus élevées que les quantités de chlordécone transférées par le nitisol pour une ingestion de sol similaire.

Si les niveaux de transfert de chlordécone sont équivalents entre les deux sols et si les monogastriques sont élevés sur ces deux sols, les teneurs en chlordécone du sol vont conditionner les teneurs en chlordécone des produits. Du fait que les teneurs en chlordécone des andosols sont plus élevées que les teneurs en chlordécone des nitisols l'élevage de monogastriques sur un andosol est susceptible de causer une contamination en chlordécone des denrées nettement supérieure à un élevage sur un sol comme le nitisol.

PARTIE IV : DISCUSSION GENERALE

PARTIE IV : DISCUSSION GENERALE

Dans le cadre des travaux de cette thèse, nous avons cherché à déterminer les aptitudes de deux sols antillais (un andosol et un nitisol) à retenir le chlordécone durant le processus digestif. L'andosol contient de l'argile allophane, structure qui confère une microporosité élevée par l'enchevêtrement de motifs particuliers répétés à plusieurs échelles. Le chlordécone de l'andosol a été potentiellement piégé par ce réseau de micropores et est supposé être peu biodisponible. Au contraire le nitisol contient de l'argile halloysite, dont la structure correspond à une superposition de couches et ménage une faible porosité. **Notre hypothèse** a donc été la suivante : **la biodisponibilité relative du chlordécone serait plus faible dans l'andosol que dans le nitisol chez l'animal d'élevage monogastrique.**

Le second objectif a été de déterminer si la biodisponibilité relative du chlordécone des sols antillais, un andosol et un nitisol, était fonction de l'espèce. Ainsi, cette étude a été réalisée aussi bien chez l'oiseau (poule pondeuse) que chez le mammifère (porc). Chacune des deux espèces a reçu des aliments contenant des niveaux similaires d'incorporation de sol. Les approches expérimentales ont été élaborées de sorte à ce qu'elles simulent les réalités d'exposition, c'est-à-dire l'élevage en extérieur de poules et de porcs sur des sols historiquement contaminés en chlordécone.

Aussi bien chez la poule pondeuse que chez le porcelet nous avons constaté que :

- i/ les teneurs en chlordécone ont augmenté de façon linéaire dans les produits animaux (foie, gras, œuf) en fonction de la dose de chlordécone ingérée et ce quelle que soit la matrice contaminée (andosol, nitisol, huile)
- ii/ toutes les courbes dose-réponse obtenues pour chaque compartiment (foie, gras, œuf) avaient un intercept commun

Ces conditions étant réunies, la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans ces deux sols a pu être déterminée et les valeurs de BR ont été estimées à 100 % indiquant l'absence d'effets des sols étudiés sur la rétention de chlordécone durant le processus digestif.

Dans le premier chapitre de cette discussion générale nous discuterons cette absence d'impact des sols antillais sur la biodisponibilité intestinale du chlordécone chez les animaux monogastriques. Dans le second chapitre nous discuterons de l'exposition des animaux au chlordécone conduisant à un dépassement des limites maximales réglementaires dans les produits. Dans le dernier chapitre nous discuterons les points forts et les limites de notre approche expérimentale.

I- Absence d'impact des sols antillais sur la biodisponibilité du chlordécone chez l'animal monogastrique

Depuis que le chlordécone a été interdit en 1993, aucune étude d'exposition chronique par voie orale à des doses faibles, n'avait été menée. Dans le cas de notre étude, les doses de chlordécone ingérées par la poule pondeuse et le porcelet étaient inférieures à la valeur de NOAEL (Non Observed Adverse Effect Level) de 50 µg/kg de p.c./jour (Faroon et Kueberuwa, 1995). Les résultats obtenus lors de ces travaux de thèse sur l'effet de la réduction de la biodisponibilité relative du chlordécone du sol chez l'animal à des doses environnementales réalistes sont donc novateurs.

Dans le cadre de nos études, le niveau moyen de chlordécone ingéré était au maximum de 7,23 µg/kg/jour pour les deux espèces (oiseau, mammifère). Avec ces doses de chlordécone ingérées, aucune perte de poids ou de perte d'appétit n'ont été observées chez le monogastrique (poule / porcelet). Aucune réduction des performances de ponte n'a été notée chez la poule. Ces absences d'effets sont en accord avec la littérature (Eroschenko et Hackmann 1981 ; Faroon et Kueberuwa, 1995). En effet, Eroschenko et Hackmann (1981) ont constaté que les cailles japonaises exposées de manière chronique avec 10 mg de chlordécone/kg pendant 250 jours avaient un taux de ponte similaire à celui des individus témoin.

Chez le rat et le porcelet, Budinsky *et al.* (2008) avaient constaté que la biodisponibilité relative des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo Furans présents dans un sol de plaine était réduite et plus élevée chez le rat que chez le porcelet (27 % chez le porc et 66 % chez le rat). La BR des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo Furans du sol de plaine était plus élevée que celle d'un sol urbain (23 % chez le porcelet et 37 % chez le rat). Aucune indication sur la nature des deux sols n'avait été fournie. Les différences entre le rongeur et le porc observées par Budinsky *et al.* (2008) pourraient

être potentiellement expliquées par le comportement de coprophagie marqué du rongeur contrairement à celui du porcelet. En effet, la biodisponibilité des polluants organiques pourrait être surestimée dans le cas où les rats auraient un comportement de coprophagie du fait que les polluants non absorbés soient éliminés dans les fèces avant d'être digérés de nouveau et potentiellement assimilés (Neale, 1984). Dans le cas de nos travaux, les animaux sélectionnés ne sont pas connus pour avoir un comportement coprophage marqué. Chez la poule pondeuse, le dispositif de batterie a permis d'éviter que les fèces restent dans la cage. Dans le cas du porcelet, les animaux ont été mis sur un sol de type caillebotis (limitant l'accès aux fèces). Par ailleurs, les fèces ont été retirées quotidiennement ce qui a permis de limiter une ingestion éventuelle de ces dernières (De Passillé *et al.*, 1989).

Contrairement à Budinsky *et al.*, (2008) qui ont constaté que la biodisponibilité des PolyChlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Dibenzo Furans était différente chez deux espèces de mammifères (le rat et le porcelet), il s'avère que la biodisponibilité du chlordécone de l'andosol et du nitisol est similaire chez les oiseaux (poule pondeuse) et les mammifères (porcelet). Ceci pourrait être expliqué par une nature de sol différente, les sols étudiés par Budinsky *et al.* (2008) étant industriels et urbains alors que les sols antillais sont d'origine agricole. Il est probable que la structure des sols industriels et urbains (matière organique, argile, carbone organique de nature différente des sols agricoles) soit très différente des sols agricoles antillais. En effet, le « black carbon » par exemple serait capable de retenir fortement les polluants organiques (Ahmad *et al.*, 2001 ; Abelmann *et al.*, 2005 ; Cornelissen *et al.*, 2005).

Les données concernant la distribution du chlordécone dans l'organisme chez le monogastrique, déterminées par Egle *et al.* (1975) sont anciennes. Vingt-huit jours après l'ingestion d'une dose unique de 40 mg de chlordécone/kg par voie orale, le chlordécone a été majoritairement présent au niveau du foie (34,3 %), de la glande surrénale (8,3 %), du poumon (6 %), du gras (5,4 %), du rein (4,8 %), du cœur (4 %), de la medulla (3,9 %) et du cerveau (3,6 %). A partir de cette étude ancienne, nous pouvons dire que le chlordécone est principalement stocké au niveau du foie. Plaa *et al.* (1987) ont également constaté que les teneurs en chlordécone étaient plus élevées dans le foie que dans le gras chez le rat. De même, dans le cadre de ces travaux de thèse, chez les deux espèces de monogastriques étudiées (oiseau, mammifère), les concentrations de chlordécone étaient plus élevées dans le foie que dans le gras. Une comparaison des teneurs en chlordécone des tissus chez la poule pondeuse et le porcelet est présentée dans le tableau 24. Chez le porcelet, les teneurs en chlordécone du

foie étaient en moyenne 2 fois plus élevées que celles du gras. Dans le cas de la poule pondeuse, ces différences étaient moins marquées (rapport moyen de 1,16 entre les teneurs en chlordécone du foie par rapport à celles du gras, et rapport maximal de presque 3).

Nous pouvons constater que les teneurs en chlordécone du gras chez la poule pondeuse suite à l'ingestion d'andosol et de nitisol ont été similaires aux teneurs en chlordécone du gras chez le porcelet (hormis pour la plus faible dose de nitisol). Les teneurs en chlordécone dans les aliments pour porcelet contenant de l'huile étant plus faibles que celles des aliments pour poule pondeuse, les teneurs en chlordécone ont été plus élevées dans le gras chez la poule pondeuse (Tableau 24). Les teneurs en chlordécone du foie ont été jusqu'à 2 fois plus élevées chez le mammifère (porcelet) que chez l'oiseau (poule pondeuse) suite à l'ingestion d'andosol ou de nitisol. Chez l'oiseau, il s'avère que les lipides de l'œuf nécessaires à la formation de l'ovocyte proviennent du foie, où ils sont synthétisés puis transportés vers l'ovaire par les lipoprotéines de faible densité pour être incorporés dans l'ovocyte en maturation (Speake *et al.*, 1998). Etant donné que le chlordécone est une molécule lipophile et donc lié à la matière grasse, une partie de la matière grasse du foie, contaminée en chlordécone peut être transportée vers l'œuf. Ceci peut expliquer cette différence entre les teneurs en chlordécone du foie entre les deux espèces de monogastriques.

Etant donné que les animaux ont été contaminés durant une période courte, ceci n'a pas permis d'atteindre l'état d'équilibre. Si les animaux avaient été exposés durant une période plus longue, les concentrations de chlordécone des différents tissus (foie, gras chez la poule pondeuse et le porcelet, œuf chez la poule pondeuse) auraient probablement continué de croître. Naber et Ware (1965) sont les seuls à avoir contaminé des animaux monogastriques (poules pondeuses) de manière chronique avec des doses toxiques de chlordécone égales ou supérieures à 75 mg/kg pendant 13 semaines successives. L'état d'équilibre a été atteint dès 35 jours avec un taux de transfert de chlordécone vers l'œuf estimé à environ 30 %. Dans notre étude chez la poule pondeuse, le transfert de chlordécone vers l'œuf à 23 jours d'exposition a été en moyenne de 15,4%. Il est possible que le taux de transfert de chlordécone à l'équilibre suite à l'ingestion de doses faibles de chlordécone soit plus proche de la valeur de transfert que nous avons observée au bout de 23 jours d'exposition.

Tableau 24 : Comparaison de la contamination en chlordécone de la poule pondeuse et du porcelet

n° Aliment	Matrice	Niv	Poule					Porcelet			
			chlordécone aliment	chlordécone ingéré	chlordécone œuf	chlordécone foie	chlordécone gras	chlordécone aliment	chlordécone ingéré	chlordécone foie	chlordécone gras
			µg/kg de matière sèche	µg/j/ kg poids vif	µg/ kg poids frais	µg/ kg poids frais	µg/ kg de matière grasse	µg/kg de matière sèche	µg/j/ kg poids vif	µg/ kg poids frais	µg/ kg de matière grasse
0	Témoin	0	0	0	1,73	2,29	0			0	0
1	Andosol	1	50	1,52	6,98	23,5	20,5	50,3	1,64	37	24,1
2	Andosol	2	105	3,24	18,6	55,6	36,4	96,5	3,29	70	59,5
3	Andosol	3	147	4,61	15,8	78,8	78,0	143	4,91	112	87,2
4	Andosol	4	195	5,93	33,1	83,4	104	212	7,23	149	45,1
6	Nitisol	1	56	1,73	8,33	22	32,2	42,2	1,44	36	20,5
7	Nitisol	2	99	3,02	16,9	48,3	51,1	115	3,89	71	61,0
8	Nitisol	3	145	4,51	22,4	63,1	54,5	139	4,71	84,3	84,6
9	Nitisol	4	206	5,77	27,2	62,1	65,5	190	6,52	124	85,1
10	Nitisol	5	257	7,03	37,2	65,7	94,7	—	—	—	—
11	Huile	1	41	1,28	6,68	9,71	22,0	32,5	1,13	27	15,4
12	Huile	2	104	3,2	9,9	33,5	21,6	62,9	2,08	51	35,4
13	Huile	3	166	5,28	27,6	91	69,3	116	3,95	62,3	45,1
14	Huile	4	223	7,02	34,9	67,5	110	131	4,44	101	57,4

Dans nos conditions expérimentales, nous avons constaté que **chez l'animal monogastrique (poule pondeuse et porcelet), la capacité de rétention du chlordécone présent dans le sol pouvait être considérée comme étant nulle quel que soit le sol (andosol, nitisol) et quelle que soit l'espèce considérée (poule pondeuse, porcelet)**. Etant donné que les ferrisols présentent des caractéristiques intermédiaires de celles des andosols et des nitisols (teneurs en chlordécone et propriétés physico-chimiques du sol) (Cabidoche *et al.*, 2009), il est possible que la BR du chlordécone du ferrisol soit similaire à celle de l'andosol et du nitisol chez l'animal monogastrique.

Les résultats de ce travail de thèse sont novateurs en ce sens qu'ils ont permis de montrer que la biodisponibilité relative du chlordécone présent dans des sols antillais d'origine agricole n'est pas affectée par les caractéristiques du sol (andosol, nitisol) et similaire pour les deux espèces de monogastriques considérées (poule pondeuse, porcelet). Elle peut être considérée comme égale à 100 % dans nos conditions expérimentales.

II- Exposition des animaux d'élevage au chlordécone et dépassement des limites réglementaires

Au moins 15 % des surfaces agricoles utiles de la Martinique et de la Guadeloupe sont contaminées par le chlordécone (teneurs égales ou supérieures à 0,25 mg chlordécone/kg). Presque 10 % des sols cultivables sont qualifiés de fortement contaminés (teneurs dépassant 1 mg chlordécone/kg). Dans le cadre des études sur les habitudes de consommation (ESCAL et CALBAS) et des études de contamination des denrées (RESO), des denrées provenant de zones contaminées en chlordécone et ainsi susceptibles d'être contaminées ont été analysées. La teneur moyenne en chlordécone dans l'œuf était comprise entre 0,8 et 1,4 µg de chlordécone/kg de poids frais et celle des viandes était comprise entre 0,5 et 43,7 µg de chlordécone/kg de poids frais (AFSSA, 2007). Les œufs analysés dans les études CALBAS et RESO ne dépassaient pas les limites maximales autorisées. En revanche, plusieurs échantillons de viande provenant de Martinique dépassaient la limite maximale de 20 µg de chlordécone/kg de poids frais dont un échantillon de chair de volaille à 144 µg/kg provenant de producteurs indépendants (Plan d'action chlordécone, 2008-2010).

En 2005, l'AFSSA a établi des limites maximales acceptables à 50 µg/kg poids frais pour les huit aliments contributeurs (melon, concombre, tomate, carotte, dachine, patate

douce, igname et chair de poulet) et à 200 µg/kg poids frais pour les autres denrées (en particulier poissons et crustacés, canne à sucre, ananas). La réglementation européenne n° 600/2010 quant à elle a fixé les limites maximales de chlordécone à 100 µg/kg de matière grasse pour les produits carnés dont la teneur en matière grasse est supérieure à 10% du poids frais du produit total, 10 µg/kg de poids frais pour les produits animaux dont la teneur en matière grasse est inférieure à 10% du poids total frais du produit. Suite aux remarques médiatiques de M. Belpomme qualifiant la situation aux Antilles de « scandale sanitaire », les limites européennes sont appliquées dans les Antilles françaises depuis septembre 2008, (Arrêté du 30 juin 2008 ; Joly, 2010).

Dans le cadre de nos expérimentations, il s'est avéré que les denrées animales dépassaient les limites maximales de 10 µg chlordécone/kg poids frais dans le foie dès lors que l'aliment contenait au moins 30 µg chlordécone/kg matière sèche, ce qui représente une ingestion moyenne de chlordécone égale à 1,1 µg chlordécone/jour/kg de poids vif. Dans le cas de l'œuf, les limites maximales étaient dépassées dès lors que l'aliment contenait au moins 145 µg chlordécone/kg matière sèche ce qui représente une ingestion moyenne de chlordécone égale à 4,5 µg chlordécone/jour/kg de poids vif. Dans le cas du gras les limites maximales ont été dépassées uniquement chez la poule lorsque l'aliment contenait au moins 195 chlordécone/kg matière sèche ce qui représente une ingestion moyenne de chlordécone égale à 5,9 µg chlordécone/jour/kg de poids vif. Dans le cas du porcelet et sous réserve de la linéarité de la réponse, les teneurs en chlordécone devraient dépassées les limites maximales dans le gras s'il ingérait 6,8 µg/jour/kg de poids vif (Tableau 24).

Ainsi, lorsqu'une poule consommant en moyenne 110 g d'aliment ingère au moins 2 µg de chlordécone par jour, le niveau de contamination du foie dépassera la limite maximale autorisée. Si une poule ingère au moins 7 µg de chlordécone par jour, le niveau de contamination de l'œuf dépassera la limite maximale autorisée. Si une poule ingère 14 µg de chlordécone par jour, le niveau de contamination du gras dépassera les limites maximales autorisées.

Parmi les sols antillais contaminés en chlordécone, environ 10 % présentent des teneurs égales ou supérieures à 1 mg/kg. Si une poule pondeuse est élevée sur ce sol, et ingère au moins 2 % de sol dans sa ration alimentaire quotidienne et cela pendant 23 jours (2 µg chlordécone/jour), le foie dépassera les limites autorisées. Si une poule ingère 6% de ce même sol, les teneurs en chlordécone de l'œuf dépasseront les limites maximales. Si une poule

ingère 12% de sol, les teneurs en chlordécone du gras dépasseront les limites maximales autorisées. Ceci signifie que si une poule ingère au moins 12 % de sol, ces produits seront impropres à la consommation car les teneurs en chlordécone de l'œuf du foie et du gras abdominal dépasseront les valeurs limites maximales.

Dans le cas d'un porcelet de 11 kg ingérant quotidiennement 400 g d'aliment, pendant 14 jours et 5 % de sol contaminé à 1 mg de chlordécone/ kg, le niveau de contamination de chlordécone du foie dépassera les limites maximales, de 10 µg/kg poids frais. Ceci correspond à une quantité de chlordécone de 20 µg / jour. Il est possible à partir des données et sous réserves de la linéarité de la réponse avec des doses de chlordécone ingérées plus élevées, que le niveau de contamination du gras dépasse les limites maximales, de 100 µg de chlordécone /kg, pour un porcelet ingérant quotidiennement 17% de sol contaminé à 1 mg de chlordécone /kg.

Ainsi, ces premières simulations mettent en évidence que l'élevage sur des surfaces contaminées à 1 mg chlordécone/kg ou plus présentent de réels risques pour la consommation humaine. Il existe des élevages de volaille sur l'ensemble du territoire de Martinique et en Guadeloupe, dont quelques élevages en Basse Terre (zone contaminée en chlordécone), des élevages de porcs dans le Nord (zone contaminée en chlordécone) et le centre de la Martinique, et en Guadeloupe, avec des élevages dans le Nord de la Basse Terre (Galan *et al.*, 2008 a et b).

Les animaux peuvent ainsi être élevés dans des zones contaminées en chlordécone. Il convient alors de déterminer s'ils sont susceptibles d'ingérer du sol et si cette ingestion de sol peut conduire à la production de denrées impropres à la consommation humaine. De ce fait, il est fondamental d'identifier les pratiques d'élevage favorisant l'ingestion de sol en milieu tropical.

III-Points forts et limites de la procédure expérimentale menée

La méthode d'évaluation de la biodisponibilité relative présente l'avantage de comparer les capacités de rétention du chlordécone présent dans le sol sur une échelle de temps courte. Dans nos conditions expérimentales, une durée de quatorze jours a suffi pour que le chlordécone soit détecté et quantifié dans les matrices animales testées (œuf, foie et gras). Les teneurs en chlordécone des tissus pouvaient atteindre jusqu'à 149 µg chlordécone/kg de poids frais dans le foie, 110 µg de chlordécone/kg de matière grasse dans le gras et 37 µg chlordécone/kg de poids frais dans l'œuf et ainsi dépasser les limites maximales autorisées (fixées à 10 µg/kg de poids frais dans le foie, de 100 µg/kg de matière grasse dans le gras et de 20 µg/kg de poids frais dans l'œuf depuis septembre 2008 : Arrêté du 30 juin 2008) suite à l'ingestion de faibles quantités de chlordécone (le maximum étant de 7,23 µg de chlordécone ingéré/jour et kg de poids vif).

Ainsi, nous avons clairement constaté que le potentiel de transfert du chlordécone de l'andosol et du nitisol vers les produits animaux n'est pas négligeable. Le risque de consommation de denrées animales dépassant les limites maximales autorisées est réel et élevé dès lors que des animaux monogastriques d'élevage (oiseaux, mammifères) sont élevés sur un andosol contaminé à 4,6 mg de chlordécone/kg ou un nitisol contaminé à 2,4 mg de chlordécone/kg. La population antillaise pratiquant l'élevage en plein air (sur des sols similaires à ceux de la présente étude), est donc potentiellement exposée au chlordécone et est susceptible d'ingérer régulièrement des denrées contaminées en chlordécone et « impropres » à la consommation.

Il est probable que le potentiel de transfert du chlordécone soit identique, voire peut être supérieur lorsque des animaux monogastriques sont élevés sur des andosols et des nitisols présentant des teneurs en chlordécone supérieures à celles des sols testés.

Etant donné que les quantités de sol et de chlordécone ingérées ont été mesurées, une relation directe a été établie entre les teneurs en chlordécone dans les matrices animales (gras, foie et œuf) et ces niveaux d'ingestion de sol. Grâce à cette relation, nous avons pu estimer un potentiel de transfert de chlordécone vers ces tissus cibles.

L'utilisation d'un aliment contaminé sous forme de granulé a permis d'obtenir des aliments homogènes, nécessitant une seule préparation. De plus, cette forme d'aliment

granulé est facilement acceptée par le monogastrique, aussi bien la poule pondeuse que le porcelet.

L'analyse de chlordécone dans les matrices alimentaires présente quelques limites. Lors de l'analyse de chlordécone dans les aliments pour poule pondeuse, les teneurs en chlordécone des aliments correspondaient aux teneurs attendues. Lors de l'analyse des aliments pour porcelet, les teneurs en chlordécone des aliments analysés étaient nettement plus faibles que les teneurs attendues.

Suite à cela nous avons décidé de déterminer les niveaux d'incorporation de sol de tous les aliments (par mesures des teneurs en cendres insolubles I-HCL). Nous avons constaté que les niveaux d'incorporation d'andosol et de nitisol des aliments correspondaient aux niveaux d'incorporation attendus. Nous avons ensuite pris contact avec le LDA 26 en leur faisant part de ces résultats. Etant donné le problème analytique, les échantillons ont été analysés avec une autre méthode et les niveaux de contamination des aliments en chlordécone ont été confirmés et correspondaient aux niveaux de contamination attendus. Ainsi, il est important d'être prudent concernant les résultats d'analyses de chlordécone étant donné les problèmes analytiques éventuels. La méthode d'analyse actuelle n'est pas totalement fiable et nécessiterait d'être améliorée.

Quelle que soit la matrice animale analysée (foie, gras, œuf), même si la réponse de chlordécone a pu être quantifiée, il s'avère qu'il y a une variabilité inter-individuelle aussi bien chez la poule pondeuse que chez le porcelet. Cette variabilité inter-individuelle a été élevée chez la poule pondeuse dans le cas des teneurs en chlordécone dans le foie, ce qui n'a pas permis d'évaluer la BR du chlordécone de l'andosol et du nitisol chez la poule pondeuse à partir de cette matrice animale. Les individus provenaient tous du même élevage (poule pondeuse ou porcelet), le nombre de géniteurs mâles étant *a priori* faible.

Dans notre travail, nous avons étudié la biodisponibilité relative du chlordécone d'un seul andosol et d'un seul nitisol chez l'animal monogastrique. Ces sols avaient été choisis en raison de leurs caractéristiques très marquées et sachant que le chlordécone était retenu plus fortement dans un andosol que dans un nitisol (Cabidoche *et al.*, 2011). Les teneurs en carbone organique étaient mesurées par Cabidoche *et al.* (2009) étaient comprises entre 35 et 136 g/kg dans l'andosol et entre 15 et 19 g/kg dans le nitisol. Les teneurs en carbone organique étaient de 33 g/kg dans notre andosol et de 18 g/kg dans notre nitisol, ce qui est pertinent. Sachant qu'il existe également des ferrisols qui présentent des caractéristiques et

des niveaux de carbone organique (compris entre 16 et 29 g/kg dans les sols étudiés par Cabidoche *et al.* 2009) et de contamination intermédiaires nous avons supposé que la biodisponibilité relative du chlordécone du ferrisol chez l'animal monogastrique serait similaire à celle des deux sols étudiés (l'andosol et le nitisol).

Nous avons également supposé que certaines pratiques d'élevage par des particuliers aux Antilles pourraient conduire à l'ingestion de sol, étant donné qu'il existe des études qui ont montré que des animaux d'élevage en plein air pouvaient ingérer du sol, en milieu tempéré (cf partie I), notamment lors d'une réduction du couvert végétal, de conditions de sécheresse, dont les données en milieu tempéré ont été actualisées chez la poule pondeuse et le ruminant (Jondreville *et al.*, 2011 ; Jurjanz *et al.*, 2012). Cependant, il n'y a actuellement aucune donnée concernant l'ingestion de sol par des animaux d'élevage en milieu tropical, permettant de l'affirmer. Il est important d'effectuer un suivi de l'ingestion de sol pour les différentes espèces animales élevées aux Antilles (monogastriques et ruminants). Lors de cette évaluation il est nécessaire de tester l'effet de plusieurs paramètres pouvant favoriser ou non l'ingestion de sols tels que, la densité du couvert végétal, le type de végétation, la hauteur de la végétation, la saison, le climat, le régime alimentaire (apport d'aliment des cultures, apport de granulés, restriction alimentaire ou non), le stade de l'animal (en croissance, adulte, ruminant en lactation ou non, poule pondeuse ou non) (Jondreville *et al.*, 2011b ; Jurjanz *et al.*, 2012).

IV- Perspectives

Nous avons constaté que les sols étudiés ne limitent pas l'extraction de chlordécone du sol dans le tractus digestif en dépit de la structure différente des sols étudiés, en particulier l'andosol. Cette capacité d'un monogastrique à assimiler des polluants organochlorés du sol, les PolyChloroBiphényles, avait été constatée précédemment chez la poule pondeuse (Jondreville *et al.*, 2011a). Il pourrait être possible d'extrapoler les résultats obtenus à d'autres sols (andosol, nitisol, ferrisol) moins contaminés en chlordécone étant donné la capacité des animaux monogastriques à extraire le chlordécone du sol antillais et de l'absorber.

Durant les expérimentations relatées dans ce document de thèse, les animaux ont été exposés au chlordécone en laboratoire dans des conditions contrôlées. Il conviendrait à présent d'effectuer une expérimentation d'élevage en plein air sur une ou plusieurs surfaces

dont la contamination au chlordécone est connue, afin de déterminer les facteurs d'ingestion de sol en milieu tropical par l'animal d'élevage. En effet, certaines données d'ingestion de sol par les animaux d'élevage existent mais ne concernent que les animaux élevés en milieu tempéré. Les facteurs d'ingestion de sol ont été identifiés uniquement dans ces milieux, (réduction du couvert végétal, sécheresse, restriction alimentaire) et actualisés chez la poule pondeuse et la vache laitière (Jondreville *et al.*, 2011b ; Jurjanz *et al.*, 2012), mais pas encore identifiés et étudiés en milieu tropical. Il est donc important de définir les facteurs et les niveaux d'ingestion de sol en milieu tropical selon le type d'élevage.

Dans le cas où ces résultats d'ingestion de sol en milieu tropical indiqueraient que les niveaux d'ingestion de sols sont élevés et ne pourraient être réduits il conviendrait alors d'évaluer le potentiel de décontamination des animaux afin d'obtenir des seuils de chlordécone inférieurs aux limites autorisées. En effet, nous avons constaté que le chlordécone était excrété dans l'œuf et ainsi cette excrétion correspond à une voie d'élimination chez la poule pondeuse.

Il serait possible d'isoler ces animaux en leur évitant tout contact avec les surfaces contaminées au chlordécone jusqu'à ce que les teneurs en chlordécone des produits respectent la réglementation. Rychen *et al.* (2012a) ont reporté que les animaux contaminés par des polluants organiques persistants peuvent être décontaminés. Cette décontamination de polluants organiques lipophiles a été étudiée chez le ruminant, via l'excrétion de lait chez la vache laitière. Ainsi, dès que des animaux ne sont plus exposés aux sources de contaminants (fourrages, produits de cultures, sol), leur décontamination via le transfert de ces polluants vers les produits d'excrétion (lait chez le ruminant en lactation, œuf dans le cas de la poule pondeuse) peut être envisagée. Rychen *et al.* (2012a et b) ont constaté que des bovins en croissance (veaux et génisses), contaminés en PolyChoroBiphényles pouvaient être également décontaminés. Pour cela, les vaches allaitantes et les génisses ont été retirées d'un terrain contaminé et déplacées sur un terrain non contaminé puis nourries avec des aliments non contaminés en PolyChoroBiphényles. Les teneurs en PolyChoroBiphényles étaient en dessous des limites réglementaires autorisées au bout de 6 mois pour les PolyChoroBiphényles – Dioxins Like et de moins de 4 mois pour les PolyChoroBiphényles Non Dioxins Like.

De même, il pourrait être envisagé pour dans le cas des animaux antillais contaminés et destinés à être commercialisés (volaille, porc en croissance, ruminant en croissance) de les

isoler des sources de contamination en chlordécone durant les derniers mois d'engraissement, afin de les décontaminer par un effet de dilution du chlordécone dans les tissus gras.

Etant donné le risque de la contamination au chlordécone de la population par l'ingestion de produits animaux, il est nécessaire d'effectuer une étude similaire chez le ruminant, dont la viande et les produits laitiers (des bovins, des caprins et des ovins) sont consommés. Il convient ainsi d'évaluer si la biodisponibilité relative du chlordécone de l'andosol et du nitisol est différente chez le ruminant comparé au monogastrique. Il convient également de définir les facteurs favorisant l'ingestion de sol chez le ruminant en milieu tropical et le temps nécessaire à la décontamination de ces animaux afin de pouvoir préconiser des méthodes d'élevage garantissant la sécurité des produits. Des pratiques d'élevage traditionnel existent, elles peuvent être conduites sur des terrains contaminés en chlordécone (ruminants, volaille, porc) localisés dans le nord de la Martinique et la région de Basse-Terre de Guadeloupe.

CONCLUSION GENERALE

L'objectif principal de ces travaux était de déterminer si le chlordécone présent dans l'andosol et le nitisol était extrait durant le processus digestif et absorbé chez l'animal d'élevage monogastrique (poule pondeuse et porcelet). Pour répondre à cet objectif nous avons décidé d'évaluer la biodisponibilité relative du chlordécone du nitisol et de l'andosol chez l'animal monogastrique. Cette méthode nous a permis d'estimer le potentiel de transfert du chlordécone du sol vers l'animal sur la période d'exposition considérée par rapport au potentiel de transfert du chlordécone présent dans une matrice de référence (huile), qui est considérée comme égale à 100%.

Ces travaux ont démontré que le sol n'a pas d'impact sur la biodisponibilité du chlordécone chez l'animal monogastrique en dépit des différences d'espèce. Les sols contaminés en chlordécone présentent un réel risque pour les filières animales. Etant donné que l'andosol (4,6 mg chlordécone/kg) était plus contaminé que le nitisol (2,4 mg chlordécone/kg), le risque de contamination est plus élevé dès lors que ces animaux sont élevés sur cet andosol comparé à ce nitisol.

Ces expérimentations, au cours desquelles les niveaux d'ingestion de sol ont été contrôlés, ont montré que les denrées animales pouvaient dépasser les limites maximales autorisées à l'abattage (après 14 ou 23 jours d'exposition). Dès lors qu'une poule ingère au moins 12% de sol contaminé à au moins 1 mg chlordécone/kg dans sa ration alimentaire quotidienne, les teneurs en chlordécone des produits (foie, gras et œufs) dépasseront les limites maximales et seront « impropres » à la consommation. Dès lors qu'un porcelet ingère au moins 17% de sol contaminé à au moins 1 mg chlordécone/kg dans sa ration alimentaire quotidienne, soit 6,8 µg de chlordécone/jour/kg de poids vif, les teneurs en chlordécone des produits (foie et gras) pourraient dépasser les limites maximales.

Ainsi, il convient de définir les paramètres favorisant l'ingestion de sol en milieu tropical. Pour cela, il faudra effectuer un suivi de l'ingestion de sol par des animaux élevés selon ces pratiques traditionnelles, pour définir les paramètres d'ingestion de sol dans ces conditions d'élevage dans les zones à risque (Nord de la Martinique et région de Basse Terre de la Guadeloupe).

Si les données recueillies sur la détermination des facteurs et des niveaux d'ingestion de sol indiquent que l'ingestion de sol contaminé ne peut être limitée et pourrait conduire à la production de d'animaux contaminés, il sera important d'évaluer le potentiel de décontamination nécessaire à la décontamination des animaux par le chlordécone. Il faudra

ensuite établir des pratiques d'élevage limitant la production et la commercialisation d'animaux dépassant les limites acceptables. Une expérimentation en conditions contrôlées d'une contamination au chlordécone suivie d'une décontamination pourra être envisagée afin de définir le temps d'isolement des animaux (en fin de parcours) nécessaire pour garantir que les animaux respectent la réglementation alimentaire.

ANNEXES

Annexe 1 : Généralités concernant les andosols et les nitisols

Sols	ANDOSOL	NITISOL
Caractéristiques	<ul style="list-style-type: none"> • Sol noir volcanique (du japonais <i>an</i> : noir et <i>do</i>) • Profil d'horizon A, (B), C ou A, (B) – C, C • Profondeur d'au moins 30 cm • Densité du sol inférieure à 0,85 (d'après USDA 1967 à trouver....) • Capacité de rétention anormalement élevée alors que le nombre de particules < 2 µm est faible (celle-ci diminue si le sol subit la dessiccation à l'air) • Cation Exchange Capacity (CEC) élevée et pH dépendante • Sol possédant généralement un très grand horizon humifère (accumulation d'humus foncé) le rapport carbone/ azote (C/N) est élevé • Contient une forte proportion de composés amorphes aux rayons X (matières vitreuses primaires, ou matériaux colloïdes minéraux non cristallisés ou mal cristallisés (ex les gels d'hydroxydes et les aluminosilicates amorphes) appelés allophane 	<ul style="list-style-type: none"> • Du latin <i>nitidus</i> : brillant • Profil AB(t)C • Sol profond (100 cm), drainé, de couleur rouge • Sol non ferralitique des zones tropicales • Argiles 1 : 1 dominant • pH acide • Contient du Fe
Genèse	<ul style="list-style-type: none"> • A partir de matériaux volcaniques pyroclastiques, cendres, lapillis, ponces et tufs d'âge récent (quaternaire). 	<p>Etapes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • « ferralitization » : hydrolyse intense des minéraux érodés simultanée à un lessivage silices / bases et à l'accumulation relative de (meta)halloysite, kaolinite et de sesquioxydes. • « nitidization » formation de pieds angulaires et brillants dans l'horizon supérieur. Supposé être le résultat de l'alternance de micro gonflements et de rétrécissements dans le sol conduisant à la formation d'éléments structuraux bien définis avec des faces fortes et brillantes • Homogénéisation du sol (0-100 cm de profondeur) par la pédofaune tels que les termites, fourmis, vers... (pédoturbation biologique). Formation d'une structure émiétée et ou composée de blocs subangulaires et des liaisons graduelles ou diffuses au sein de l'horizon de sol.
Environnement et localisation	<ul style="list-style-type: none"> • Sols les plus riches en substances « amorphes ». Autres andosols observables en haute altitude dans des régions présentant une saison sèche (Hauts plateaux des Andes et reliefs, versants occidentaux du Nicaragua). • Localisés dans des régions éruptives récentes, pluvieuses et humides. • Couvrent une faible surface (110 millions d'ha environ soit moins de 1% des terres du globe) 	<ul style="list-style-type: none"> • Climat assez sec. Afrique de l'Est, Amérique Centrale, Amérique du Sud, Caraïbes, Asie tropicale, Australie • Surface représentant 200 millions d'hectares à la surface du globe
Utilisation	<ul style="list-style-type: none"> • Support pour diverses cultures 	<ul style="list-style-type: none"> • Zone de ferme et de culture

(<http://www.fao.org/DOCREP/003/Y1899E/y1899e08a.htm#TopOfPage>)

Annexe 2 : Caractéristiques physico-chimiques des polluants organiques persistants

polluants organiques persistants	Formule moléculaire	Poids moléculaire g/mol	LogKow	LogKoc	½ vie dans le sol (années) (USEPA 1999)	½ vie chez l'Homme (ans)
Aldrine	C ₁₂ H ₈ Cl ₆	364,9	5,17 – 7,40	2,61 – 4,69	0,79 – 9,00	
Chlordane	C ₁₀ H ₆ Cl ₈	409,8	6,00	4,58 – 5,57	0,40 – 8,00	
Chlordécone	C ₁₀ Cl ₁₀ O	490,7	4,5 - 6 (USEPA 2008)	4,2 (valeur expérimentale UNEP 2005)	10 (Faroon et Kueberuwa 1995) – 125 (Cabidoche et al., 2009)	0,34
DDT	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	354,5	4,89 – 6,91	5,15 – 6,26		
Dieldrine	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380,9	2,69 – 6,20	4,08 – 4,55		
Dioxins						
2,3,7,8-TCDD	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O ₂	322,0	5,38 – 8,93	5,96 – 7,39	1,50 – 20,0	7,78*
1,2,3,7,8-PCDD	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O ₂	356,4	6,64	6,40	~ 20,0	12,6* – 15,7*
1,2,3,4,7,8-HCDD	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	390,9	7,79 – 10,4	5,02 – 7,60	~ 20,0	8,40* – 45,0*
1,2,3,6,7,8-HCDD	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	390,9	7,30	7,10	~ 20,0	
1,2,3,7,8,9-HCDD	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O ₂	390,9	7,30	7,10	~ 20,0	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	C ₁₂ HCl ₇ O ₂	425,3	7,92 – 12,0	5,47 – 7,80	~ 20,0	25,0* – 102*
OCDD	C ₁₂ Cl ₈ O ₂	460,8	7,50 – 13,0	5,92 – 8,00	~ 20,0	50,0* – 132*
2,3,7,8-TCDF	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O	306,0	5,82 – 6,53	5,2 – 7,5	~ 20,0	0,20** – 2,40**
1,2,3,7,8-PCDF	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	340,4	6,79	6,60	~ 20,0	0,40** – 7,50**
2,3,4,7,8-PCDF	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	340,4	6,92 – 7,82	5,59 – 7,40	~ 20,0	1,50** – 19,6**
1,2,3,4,7,8-HCDF	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	374,9	7,00	6,80	~ 20,0	1,50** – 8,70**
1,2,3,6,7,8-HCDF	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	374,9	7,00	6,80	~ 20,0	3,50** – 17,0**
1,2,3,7,8,9-HCDF	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	374,9	7,00	6,80	~ 20,0	
2,3,4,6,7,8-HCDF	C ₁₂ H ₂ Cl ₆ O	374,9	7,00	6,80	~ 20,0	1,50** – 9,90**
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	C ₁₂ HCl ₇ O	409,3	7,92 – 9,25	6,00 – 7,90	~ 20,0	2,10** – 6,50**
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	C ₁₂ HCl ₇ O	409,3	7,90	5,00 – 7,20	~ 20,0	3,20** – 10,0**
OCDF	C ₁₂ Cl ₈ O	444,8	7,00 – 13,0	6,00 – 7,80	~ 20,0	0,20** – 2,10**
Endrine	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380,9	3,21 – 5,34			
Hexachlorobenzène	C ₆ Cl ₆	284,8	3,03 – 6,42	2,56 – 4,54		
Heptachlore	C ₁₀ H ₅ Cl ₇	373,3	4,40 – 5,50	4,38	0,02 – 4,00	
Mirex	C ₁₀ Cl ₁₂	545,5				
PBDEs			5,74 – 8,27			
PCB						
Monochlorobiphényle		188,7	4,30 – 4,60			
Dichlorobiphényle		223,1	4,90 – 5,30			
Trichlorobiphényle		257,5	5,50 – 5,90			5,50***
Tetrachlorobiphényle		292,0	5,60 – 6,50		0,91 – 4,83	0,10** – 5,00**
Pentachlorobiphényle		326,4	6,20 – 6,50		0,91 – 7,25	0,50** – 25,0**
Hexachlorobiphényle		360,9	6,70 – 7,30		3,42 – > 5,00	3,30** – 38,0**
Heptachlorobiphényle		395,3	6,70 – 7,00		3,92 – > 5,00	10,5*** – 41,0**
Octachlorobiphényle		429,8	7,10			
Nonachlorobiphényle		464,2	7,20 – 8,16			
Decachlorobiphényle		498,7	8,26			
Toxaphène	C ₁₀ H ₁₀ Cl ₈	413,8	3,23 – 5,50	3,18 (calculé)	1,00 – 11,0	

Valeurs reportées par *Geyer *et al.*, (2002), **Milbrath *et al.*, (2009), *** Ritter *et al.*, (2011)

PCB : PolyChloroBiphényle, *DDT* : DichloroDiphényleTrichloroéthane, *PBDE* : PolyBromoDiphényleEther, *TCDD* : TetraChlorinated Dibenzo-para- dioxins, *PCDD* : PentaChlorinated Dibenzo-para- dioxins, *HCDD* : HexaChlorinated Dibenzo-para- dioxins, *HpCDD* : HeptaChlorinated Dibenzo-para- dioxins, *OCDD* : OctaChlorinated Dibenzo-para- dioxins, *TCDF* : Tetra Chlorinated Dibenzo Furans, *PCDF* : PentaChlorinated Dibenzo Furans, *HCDF* : HexaChlorinated Dibenzo Furans, *HpCDF* : HeptaChlorinated Dibenzo Furans, *OCDF* : OctaChlorinated Dibenzo Furans

Annexe 3 : Préparation des sols

Toutes les manipulations se font sous hotte. Toutes les surfaces sont protégées au moyen de papier d'aluminium qui est ensuite jeté dans la poubelle réservée aux déchets solides ayant été en contacts avec des produits chimiques dangereux.

Les sols sont parvenus au laboratoire broyés (2 mm et tamisés)

La manipulation dans de bonnes conditions d'un lot de 6 kg est difficile, c'est pourquoi il est nécessaire de constituer un sous lot qui servira à l'ensemble de l'expérimentation.

1. Constitution des lots de sol

Bien homogénéiser le lot de 6 kg au moyen du bol mélangeur (situé à la cave de l'ENSAIA). Pour cela, mettre 2 à 3 kilos de sol dans le bol mélangeur et mélanger doucement pendant 15 minutes.

Verser la totalité du sol (préalablement mélangé dans le bol mélangeur) au travers d'un entonnoir de façon à former un cône (les particules de sol sont bien réparties en fonction de leur taille) dans une grande bassine recouverte d'aluminium.

Couper le cône en deux en son milieu (vertical) à l'aide d'un morceau de carton de façon à constituer deux lots représentatifs d'environ 3 kg chacun.

L'un des lots servira à l'expérimentation, le second lot est conservé en emballage étanche (bien identifié) à la cave de l'ENSAIA.

Echantillons de 3 kg identifiés : Andosol contaminé chlordécone : expé biodispo chlordécone sol chez la poule pondeuse 2011 (AFPA-PEX-MIC-5) et Nitisol contaminé chlordécone : expé biodispo chlordécone sol chez la poule pondeuse 2011 (AFPA-PEX-MIC-5).

2. Echantillonnage des lots de 3 kg

Procéder à la manipulation avec l'entonnoir autant de fois que nécessaire (3 fois) pour aboutir à un échantillon de 300 g environ qui est réservé pour chaque sol (bien identifié).

Echantillons de 300 g identifiés :

Andosol contaminé chlordécone : expé biodispo CD sol chez la poule pondeuse 2011 (AFPA-PEX-MIC-5) **échantillon correspondant au lot utilisé pour l'expérimentation**

Nitisol contaminé chlordécone : expé biodispo CD sol chez la poule pondeuse 2011 (AFPA-PEX-MIC-5) **échantillon correspondant au lot utilisé pour l'expérimentation**

A chaque fois qu'on souhaitera prélever un échantillon pour analyses, il faudra procéder de la même façon sur cet échantillon de 300 g.

3. Echantillonnage des lots de 3 kg utilisés pour l'expérimentation

Reprendre chacun des lots et procéder de la même manière pour constituer les échantillons qui entreront dans la composition des aliments expérimentaux

Andosol : prendre un échantillon de 1,4 kg environ (il faut au total 1,37 kg)

Faire un cône et prélever un échantillon de 390 g pesés exactement. L'identifier et le placer en sachet plastique bien fermé (transport)

Avec le reste de sol, faire un cône et prélever un échantillon de 260 g pesés exactement. L'identifier et le placer en sachet plastique bien fermé (transport)

Constituer les cinq échantillons de la même façon (tableau ci-dessous)

Nitisol : prendre un échantillon de 2 kg environ (il faut au total 1,95 kg)

Faire un cône et prélever un échantillon de 650 g pesés exactement. L'identifier et le placer en sachet plastique bien fermé (transport)

Avec le reste de sol, faire un cône et prélever un échantillon de 520 g pesés exactement. L'identifier et le placer en sachet plastique bien fermé (transport)

Constituer les cinq échantillons de la même façon (tableau ci-dessous)

Quantité de sol introduite dans chaque aliment expérimental

Aliment	2	3	4	5	6
Andosol (g)	65,0	130	195	260	390
Aliment	7	8	9	10	11
Nitisol (g)	130	260	390	520	650

4. Nettoyage

Retirer les protections en aluminium. Nettoyer ensuite la surface contaminée premièrement avec de l'eau distillée afin d'enlever un maximum de particules de sol visibles. Puis nettoyer cette même surface avec de l'éthanol.

Pour procéder au nettoyage d'une surface, passer un premier coup de chiffon sur le bord du fond du plan de travail, puis passer un coup de chiffon sur chacun des cotés en allant du fond vers l'avant. Enfin passer des coups de chiffons en zigzag en allant du fond du plan de travail vers l'avant. Ceci permet de déplacer la saleté vers l'avant. Répéter cette série de gestes plusieurs fois.

Annexe 4 : Composition de l'aliment de base pour poule pondeuse

	Base (g/kg)	Base (g pour 160 kg)
Maïs	639,6	102336
Tourteau de soja 48	160	25600
Farine de luzerne	22,3	3568
Gluten de maïs 60	55	8800
Huile de colza	15	2400
Coquilles d'huître	50	8000
Phosphate bicalcique	12,8	2048
Chlorure de sodium	4	640
L Lysine HCl	1	160
Prémix 1531	4	640
Divers Altic	1,5	240

Annexe 5 : Préparation des aliments expérimentaux pour poule pondeuse

Aliment	Andosol				Nitisol					Huile			
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Composition													
Base (g) *	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824	5824
Sable de Fontainebleau (g)	585	520	455	390	520	390	260	130	0	650	650	650	650
Huile non contaminée (g)	26	26	26	26	26	26	26	26	26	21,45	14,3	7,15	0
Andosol (g)	65	130	195	260									
Nitisol (g)					130	260	390	520	650				
Huile contaminée(g)										4,55	11,7	18,85	26
Quantité totale (kg)	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5

* Composition présentée en annexe II-2 Au total, 160 kg d'aliment sont fabriqués.

Annexe 6 : Préparation de la solution d'huile contaminée en chlordécone pour la fabrication des aliments pour poule pondeuse

Concentration de chlordécone dans le nitisol (mg / kg)	2,5
Concentration de chlordécone dans l'huile contaminée (mg / kg)	62
Concentration de chlordécone dans le chlordécone commercial ¹ (mg / kg)	999
Quantité d'huile contaminée à fabriquer (g)	300
Quantité de chlordécone dans l'huile (mg) (huile à 62 mg / kg)	18,6

¹Kepone, 49046, Supelco, Sigma-Aldrich Chimie Sarl, pureté 99,9%

Annexe 7 : Méthode développée par l'ANSES de Maisons-Alfort sur le dosage des résidus de chlordécone dans les denrées d'origine animale (Méthode polluants organiques persistants 04)

i/Extraction du chlordécone : La prise d'essai est de 2 g d'échantillon d'aliment et de foie, 0,5 g pour le gras. Des quantités respectives de 10 mL, 15 mL et 5 mL d'un mélange hexane/acétone 85/15 (v/v) a été ajouté à la prise d'essai d'aliment de gras et de foie. L'ensemble a été agité au vortex pendant une minute, puis centrifugé pendant 3 minutes à une vitesse de 3000 tpm (tours par minute). La phase organique a été ensuite récupérée et mise dans un autre tube à centrifuger.

ii/ Formation de chlordécone Hydrate : une quantité de 5 mL de solution de soude à 0,5 M a été ajouté à l'extrait précédent. L'ensemble a été agité au vortex pendant 15 s puis centrifugé pendant 3 min à 3000 rpm. La phase aqueuse a été récupérée dans un autre tube à centrifuger. Ces opérations ont été répétées deux fois avec 5 mL de solution de soude. Les extraits aqueux ont été réunis dans un tube à centrifuger. La phase a été rincée avec 5 mL d'hexane et mélangée. L'ensemble a été centrifugé pendant 3 min à 3000 rpm, puis la phase organique a été éliminée.

iii/ Extraction du chlordécone en milieu acide : une quantité de 5 mL d'une solution aqueuse d'acide sulfurique à 60% a été ajouté à l'extrait. L'ensemble a été agité au vortex pendant 15 s puis refroidi à température ambiante. Le chlordécone a été extrait ensuite en ajoutant 5 mL de mélange hexane/acétone 85/15 (v/v). Le contenu a été agité 15 s puis centrifugé pendant 3 minutes à 3000 rpm. Ces opérations ont été répétées trois fois et les extraits ont été réunis. La phase organique a été rincée avec 2 mL d'eau. L'échantillon a été agité pendant 15 s puis centrifugé et la phase aqueuse a été éliminée. La phase organique a été évaporée à une température maximale de 40°C et reprise dans 1 mL de méthanol.

Annexe 8 : Comparaison entre la quantité d'andosol de nitisol et de chlordécone ingéré avec les teneurs en chlordécone du foie, du gras et de l'œuf chez la poule pondeuse

		Aliment			Ingéré			Matrices animales		
		chlordécone (µg / kg)	Sol (g/kg)	Huile contaminée (g/kg)	sol ingéré (g/j)	chlordécone ingéré (µg / j)	chlordécone ingéré (µg / j/kg)	chlordécone œuf (µg / kg)	chlordécone Gras abdominal (µg / kg)	chlordécone foie (µg / kg)
Témoin	1	0	0	0	0,00	0,00	0,00	1,7	0,00	2,29
Andosol	2	47	10	0	0,56	2,61	1,52	7,0	18,00	23,49
	3	98	20	0	1,14	5,57	3,24	18,6	32,00	55,56
	4	137	30	0	1,71	7,79	4,61	15,8	68,67	78,77
	5	181	40	0	2,23	10,09	5,93	33,1	91,67	83,42
Nitol	6	52	20	0	1,14	2,96	1,73	8,3	28,33	22,02
	7	92	40	0	2,20	5,05	3,02	16,9	45,00	48,32
	8	134	60	0	3,39	7,59	4,51	22,4	48,00	63,14
	9	176	80	0	4,56	10,01	5,77	27,2	57,67	62,06
	10	215	100	0	5,38	11,55	7,03	37,2	83,33	65,73
Huile	11	38	0	0,6	0,00	2,10	1,28	6,7	19,33	9,71
	12	96	0	1,7	0,00	5,35	3,20	9,9	27,44	33,48
	13	154	0	2,8	0,00	8,76	5,28	27,6	61,00	90,99
	14	208	0	3,9	0,00	11,71	7,02	34,9	96,67	67,53

Annexe 9 : Préparation des aliments expérimentaux pour porcelet sevré

N° aliments	Adaptation		Andosol				Nitisol				Huile			Somme (g)
	Témoin	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Aliment pour porcelet sevré 1er âge (g)	62370	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	16470	260010
Sable de Fontainebleau (g)	3300	1260	1080	900	720	1080	720	360	0	1440	1440	1440	1440	15180
Huile non contaminée (g)	330	90	90	90	90	90	90	90	90	68,4	45,6	22,8	0	1186,8
Andosol (g)	0	180	360	540	720	0	0	0	0	0	0	0	0	1800
Nitisol (g)	0	0	0	0	0	360	720	1080	1440	0	0	0	0	3600
Huile contaminée (g)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21,6	44,4	67,2	90	223,2
quantité totale (g)	66000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	18000	282000
Concentration chlordécone (aliment) (µg/kg)	0	46	92	138	184	48	96	144	192	46	95	143	192	

Annexe 10 : Préparation de l'huile contaminée nécessaire pour la fabrication des aliments pour porcelet sevré

Données nécessaires à la fabrication de l'huile contaminée:

Concentration de chlordécone dans le chlordécone commercial* (mg / kg) 999

Concentration de chlordécone dans l'huile contaminée / kg de :

38,4

Quantités à peser pour la fabrication de l'huile contaminée à 38,4 mg de chlordécone/kg :

Quantité d'huile contaminée à fabriquer (g) 600

Quantité de chlordécone dans 600 g d'huile (mg) 23,04

*Kepone, 49046, Supelco, Sigma-Aldrich Chimie Sarl, pureté 99,9%

Annexe 11 : Température des aliments granulés pour poule pondeuse et pour porcelet, à la sortie de la presse

n°Aliment	Matrice	Niveau	Température à la sortie de la presse (°C)	
			Aliment pour poule pondeuse	Aliment pour porcelet
1	Andosol	1	61	53,6
2	Andosol	2	62	57,6
3	Andosol	3	60	62,8
4	Andosol	4	60	64,8
6	Nitisol	1	50	56,6
7	Nitisol	2	58	58,6
8	Nitisol	3	59	63,4
9	Nitisol	4	54	64,7
10	Nitisol	5	55	
11	Huile	1	58	54,7
12	Huile	2	62	63,0
13	Huile	3	57	60,0
14	Huile	4	44	63,1

Annexe 12 : Comparaison entre la quantité d'andosol de nitisol et de chlordécone ingéré avec les teneurs en chlordécone du foie et du gras chez le porcelet

		Aliment			Ingéré			Matrices animales	
		chlordécone ($\mu\text{g} / \text{kg}$ matière sèche)	Sol (g/kg)	Huile contaminée (g/kg)	Sol ingéré (g/j)	chlordécone ingéré ($\mu\text{g} / \text{j}$)	chlordécone ingéré ($\mu\text{g} / \text{kg} / \text{j}$)	chlordécone Gras sous-cutané ($\mu\text{g} / \text{kg}$ de poids frais)	chlordécone foie ($\mu\text{g} / \text{kg}$ de poids frais)
Andosol	1	50	10	0	2,56	14,8	1,64	22,3	37,00
	2	96	20	0	6,18	31,5	3,29	37,6	70,0
	3	143	30	0	10,5	50,2	4,91	48,6	112
	4	212	40	0	16,3	77,9	7,23	74,5	149
Nitol	5	42	40	0	5,5	12,2	1,44	19,5	36,0
	6	115	20	0	13,4	42,1	3,89	28,4	71,0
	7	139	40	0	22,5	50,0	4,71	44,0	84,3
	8	190	60	0	20,5	52,3	6,52	71,3	124
Huile	9	33	0	1,20	0	9,48	1,13	18,9	27,0
	10	63	0	2,47	0	21,9	2,08	12,9	51,0
	11	116	0	3,73	0	31,8	3,95	43,2	62,3
	12	131	0	5,00	0	42,9	4,44	36,3	101

REFERENCES

- Abelmann, K., Kleineidam, S., Knicker, H., Grathwohl, P., Kögel-Knabner, I., (2005). Sorption of HOC in soils with carbonaceous contamination : Influence of organic matter composition. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 296-306.
- Adams, H.R., Morales-Garcia F. (2008). Concentración residual de hidrocarburos en suelo del trópico. I: Consideraciones para la salud pública y protección al ganado. *In Interciencia* 33, 476-482.
- AFSSA (2003). Avis de l'agence française de sécurité des aliments relatif à l'évaluation des risques liés à la consommation de denrées alimentaires contaminées par le chlordécone en Martinique et en Guadeloupe. Saisines 2003-SA-0330, 2003-SA-0132 et 2003-SA-0091.
- AFSSA (2005). Première évaluation de l'exposition alimentaire de la population martiniquaise au chlordécone. Propositions de limites maximales provisoires de contamination dans les principaux aliments vecteurs, pp. 40.
- AFSSA (2007). Actualisation de l'exposition alimentaire de la population au chlordécone de la population antillaise. Evaluation de l'impact de mesures de maîtrise des risques. (Données de consommation issues des enquêtes ESCAL et CALBAS. Données de contamination issues des enquêtes RESO Guadeloupe et Martinique), Document technique AQR/FH/2007-219 pp. 79.
- Ahmad, R., Kookana, R.S, Alston, A.M., Skjemstad, J.O (2001). The nature of soil organic matter affects sorption of pesticides. 1 Relationship with carbon chemistry as determined by ¹³C CPMAS NMR spectroscopy. *Environmental Sciences and Technology* 35, 878-884.
- Alinnor, I.J., Akalezi, C.O. (2010). Proximate and Mineral Compositions of *Dioscorea rotundata* (White Yam) and *Colocasia esculenta* (White Cocoyam). *Pakistan Journal of Nutrition* 9 (10), 998-1001.
- ANSES (2011). Evaluation de l'exposition alimentaire au chlordécone des enfants guadeloupéens de 18 mois. Rapport d'étude, pp.43.
- Asiedu, F. H. K., Weever, W. (1993). Growth rate and egg production of Creole and Rhode Island Red × Creole fowls. *Tropical Animal Health and Production* 25 (2), 111-117.
- Atteh, J.O., Leeson, S., Summers, J.D. (1987). Role of soap formation in utilization of full-fat canola by laying hens. *Canadian journal of animal science* 67 (2), 501-507.
- Bastin, S., Henken, K. (1997). Water Content of Fruits and Vegetables (Kentucky). (page web) <http://www.ca.uky.edu/enri/pubs/enri129.pdf>
- Belfiore, C.J., Yang, R.S.H., Chubb, L.S., Lohitnavy, M., Lohitnavy, O.S., Andersen, M.E. (2007). Hepatic sequestration of chlordécone and hexafluoroacetone evaluated by pharmacokinetic modeling. *Toxicology* 234 (1-2), 59-72.
- Belpomme, D., Irigaray, P., Ossondo, M., Vacque, D., Martin, M. (2009). Prostate cancer as an environmental disease: An ecological study in the French Caribbean islands, Martinique and Guadeloupe. *International Journal of Oncology* 34 (4), 1037-1044.

- Bergstrom, C., Shirai, J., Kissel, J. (2011). Particle size distributions, size concentration relationships, and adherence to hands of selected geologic media derived from mining, smelting, and quarrying activities. *Science of the Total Environment* 409 (20), 4247-4256.
- Boylan, J.J., Cohn, W.J., Egle Jr, J.L. (1979). Excretion of chlordécone by the gastrointestinal tract: Evidence for a nonbiliary mechanism. *Clinical Pharmacology and Therapeutics* 25, 579-585.
- Brewer Jr., H.B., Greg, R.E., Hoeg, J.M., Fojo, S.S. (1988). Apolipoproteins and lipoproteins in human plasma: an overview. *Clinical Chemistry* 34 (8B), B4-B8.
- Bricas, N., Vernier, P., Ategbro, E.A., Hounhouigan, J.D., Mitchikpe, E.C., Etouido N'Kpenu, K., Orkwor, G. (1997). Le développement de la filière cossettes d'igname en Afrique de l'Ouest. Dossiers : Racines, tubercules et plantains n°2. *Les Cahiers de la Recherche Développement* 44, 100-114.
- BRGM (2004). Cartographie statistique de la contamination potentielle des sols en chlordécone. SIG DIREN Martinique, IGN Paris, BRGM.
- Budinsky, R.A., Rowlands, J.C., Casteel, S., Fent, G., Cushing, C.A., Newsted, J., Giesy, J.P., Ruby, M.V., Aylward, L.L. (2008). A pilot study of oral bioavailability of dioxins and furans from contaminated soils: Impact of differential hepatic enzyme activity and species differences. *Chemosphere* 70 (10), 1774-1786.
- Cabidoche, Y.-M., Jannoyer, M., Vannière, H. (2006). Conclusion du groupe d'étude et de prospective. Pollution par les organochlorés. Aspects agronomiques. Contributions CIRAD INRA., C. INRA, ed., pp. 66.
- Cabidoche, Y.M., Achard, R., Cattan, P., Clermont-Dauphin, C., Massat, F., Sansoulet, J. (2009). Long-term pollution by chlordécone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. *Environmental Pollution* 157 (5), 1697-1705.
- Cabidoche, Y.M., Lesueur Jannoyer, M. (2011). Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? *Innovations agronomiques* 16, 117-133.
- Cabidoche, Y.-M., Lesueur-Jannoyer, M. (2012). Contamination of harvested organs in root crops grown on chlordécone-polluted soils. *Pedosphere* 22 (4), 562-571.
- Caboche, J. (2009). Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb (Thèse Nancy, ENSAIA), pp. 248.
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J., Pekow, P., Barnes, R.M. (1997). Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36 (3), 258-268.
- Camden, B.J., Morel, P.C.H., Thomas, D.V., Ravindran, V., Bedford, M.R. (2001). Effectiveness of exogenous microbial phytase in improving the bioavailabilities of phosphorus and other nutrients in maize-soya-bean meal diets for broilers. *Animal Science* 73 (2), 289-297.
- Carlson, W.E., Bayley, H.S. (1972). Digestion of fat by young pigs: A study of the amounts of fatty acid in the digestive tract using a fat-soluble indicator of absorption. *British Journal of Nutrition* 28 (3), 339-346.

- Casteel, S.W., Cowart, R.P., Weis, C.P., Henningsen, G.M., Hoffman, E., Brattin, W.J., Guzman, R.E., Starost, M.F., Payne, J.T., Stockham, S.L., Becker S.V., Drexler, J.W., Turk, J.R. (1997). Bioavailability of lead to juvenile swine dosed with soil from the Smuggler Mountain NPL site of Aspen, Colorado. *Fundamental and Applied Toxicology* 36 (2), 177-187.
- Casteel, S. W., Weis, C. P., Henningsen, G. M., Brattin, W. J. (2006). Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using young swine. *Environmental Health Perspectives* 114 (8), 1162-1171.
- Cera, K. R., Mahan, D. C., Reinhart, G. A. (1988). Weekly digestibilities of diets supplemented with corn oil, lard or tallow by weanling swine. *The Journal of Animal Science* 66 (6), 1430-1437.
- Charman, W. N., Porter, C. J. H., Mithani, S., Dressman, J. B. (1997). Physicochemical and physiological mechanisms for the effects of food on drug absorption: The role of lipids and pH. *Journal of Pharmaceutical Sciences* 86 (3), 269-282.
- Chemineau, P., Cognié, Y., Xandé, A., Perroux, F., Alexandre, G., Levy, F., Shitalou, E., Beche, J.M., Sergent, D., Camus, E., Barré, N., Thimonier, J. (1984). Le « Cabrit créole » de Guadeloupe et ses caractéristiques zootechniques : monographie. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux* 37 (2), 225-238.
- Chiang, S.H., Pettigrew, J.E., Clarke, S.D., Cornelius, S.G (1989). Digestion and absorption of fish oil by neonatal piglets. *The Journal of Animal Science* 119 (11), 1741-1743.
- Clench, M. H., Mathias, J. R. (1995). Motility responses to fasting in the gastrointestinal tract of three avian species. *Condor* 97 (4), 1041-1047.
- Clostre F., Lesueur-Jannoyer M. (2011). Biodisponibilité de la chlordécone pour les poules pondeuses pour deux types de sol. Document de synthèse Cirad-INPL, pp. 25.
- Clostre, F., Lesueur-Jannoyer, M., Turpin, B. (2011). Impact des modes de préparation des aliments sur l'exposition des consommateurs à la chlordécone. Rapport final projet JAJFA. Cirad, mars 2011, pp. 147.
- CNRS. Découvrir l'eau. Usages. L'eau dans les plantes. Page web <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/rubrique.html>
- Cohn, W.J., Boylan, J.J., Blanke, R.V., Fariss, M.W., Howell, J.R., Guzelian, P.S. (1978). Treatment of chlordécone (Kepone) toxicity with cholestyramine. Results of a controlled clinical trial. *New England Journal of Medicine* 298 (5), 243-248.
- Cornelissen, G., Gustafsson, O., Bucheli, T.D., Jnker, M.T.O., Koelmans A.A, van Noort, P.M.C. (2005). Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environmental Science and Technology* 39 (18), 6881-6895.
- Covaci, A., Gheorghe, A., Schepens, P. (2004). Distribution of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and α -HCH enantiomers in pork tissues. *Chemosphere* 56 (8), 757-766.

- Dallaire, R., Muckle, G., Rouget, F., Kadhel, P., Bataille, H., Guldner, L., Seurin, S., Chajès, V., Monfort, C., Boucher, O., Thomé, J-P., Jacobson, S.W., Multigner, L., Cordier, S. (2012). Cognitive, visual, and motor development of 7-month-old Guadeloupean infants exposed to chlordécone. *Environmental Research* 118, 79-85.
- Davis, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J., White, P. (1990). Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using aluminum, silicon, and titanium as soil tracer elements. *Archives of Environmental Health* 45 (2), 112-122.
- Davis, S., Mirick, D.K. (2006). Soil ingestion in children and adults in the same family. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 16 (1), 63-75.
- Denys, S., Caboche, J., Tack, K., Rychen, G., Wragg, J., Cave, M., Jondreville, C., Feidt, C. (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), 6252-6260.
- De Passillé, A.M.B, Girard, C.L., Matte, J.J., Bilodeau, R.R. (1989). A study on the occurrence of coprophagy behavior and its relationship to B-vitamin status in growing-finishing pigs. *Canadian Journal of Animal Science* 69 (2), 299-306.
- Dorel, M., Roger-Estrade, J., Manichon, H., Delvaux, B. (2000). Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. *Soil Use Manage* 16 (2), 133-140.
- Egle, J.L., Fernandez, S.B., Guzelian, P.S., Borzelleca, J.F. (1978). Distribution and excretion of chlordécone (kepone) in the rat. *Drug Metabolism and Disposition* 6 (1), 91-95.
- Eroschenko, V.P., and Hackmann, N.L. (1981). Continuous ingestions of different chlordécone (kepone) concentrations and changes in quail reproduction. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 8, 659-665.
- Faroon, O., Kueberuwa, S. (1995). Toxicological Profile for Mirex and Chlordécone. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) 1-333.
- Ferrario, J., Byrne, C. (2000). The concentration and distribution of 2,3,7,8-dibenzo-p-dioxins/-furans in chickens. *Chemosphere* 40 (2), 221-224.
- Finley, B., Fehling, K., Warmerdam, J., Morinello, E.J. (2009). Oral Bioavailability of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins/Dibenzofurans in Industrial Soils. *Human and Ecological Risk Assessment* 15 (6), 1146–1167.
- Fintz, M. (2009). L'autorisation du chlordécone en France 1968-1981, Contribution à l'action 39 du Plan Chlordécone. Article de synthèse. Eléments historiques sur l'arrivée du Chlordécone en France entre 1968 et 1981, AFSSET, pp. 21. http://www.inra.fr/content/download/25378/331540/version/1/file/autorisation_chlordécone_france_1968_1981.pdf
- Fraser, R., Heslop, V.R., Murray, F.E., Day, W.A. (1986). Ultrastructural studies of the portal transport of fat in chickens. *British journal of experimental pathology* 67 (6), 783-791.
- Fries, G. F., Marrow, G. S., Snow P. A. (1982). Soil ingestion by swine as a route of contaminant exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1 (3), 201-204.

- Fries, G. F., Marrow, G. S., Somich, C. J. (1989). Oral bioavailability of aged polychlorinated biphenyl residues contained in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology (Historical Archive)* 43 (5), 683-690.
- Furusawa, N., Morita, Y. (2000). Polluting profiles of dieldrin and DDTs in laying hens of Osaka, Japan. *Journal of Veterinary Medicine, Series B* 47 (7), 511-515.
- Galan, F., Julien, L., Duflot, B. (2008a). Panorama des filières animales et typologie des systèmes d'exploitation avec élevage de Guadeloupe Programme "Réseaux de références" POSEI France, 1-60.
- Galan, F., Traineau, I., Julien, L., Duflot, B. (2008b). Panorama des filières animales et typologie des systèmes d'exploitation avec élevage de Martinique. Programme "Réseaux de références" POSEI France, 1-60.
- Gauthier, D., Aumont, G., Barré, N., Berbigier, P., Camus, E., Lafortune, E., Popescu, P., Rulquin, H., Xande, A., Thimonier, J. (1984). Le bovin créole en Guadeloupe : caractéristiques et performances zootechniques. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux* 37 (2), 212-224.
- Geyer, H.J., Schramm, K.W., Feicht, E.A., Behechti, A., Steinberg, C., Brüggemann, R., Poiger, H., Henkelmann, B., Kettrup, A. (2002). Half-lives of tetra-, penta-, hexa-, hepta-, and octachlorodibenzo-p-dioxin in rats, monkeys, and humans - A critical review. *Chemosphere* 48 (6), 631-644.
- Guiran E. de, Castellanet C. (1993). Systèmes de culture et pratiques de la jachère dans les agricultures paysannes caribéennes : le cas des "Iles au vent". Floret C. (ed.), Serpantié Georges (ed.). La jachère en Afrique de l'Ouest. Paris : ORSTOM, 267-286.
- Hakk, H., Huwe, J.K., Murphy, K., Rutherford, D. (2010). Metabolism of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) in chickens. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 58 (15), 8757-8762.
- Hamilton, R.M., McDonald, B.E. (1969). Effect of dietary fat source on the apparent digestibility of fat and the composition of fecal lipids of the young pig. *The Journal of Nutrition* 97 (1), 33-41.
- Harmsen, J. (2007). Measuring bioavailability: From a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality* 36 (5), 1420-1428.
- Healy, W.B. (1968). Ingestion of soil by dairy cows. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 11, 487-499.
- Hewitt, L.A., Caille, G., Plaa, G.L. (1986). Temporal relationships between biotransformation, detoxication, and chlordécone potentiation of chloroform-induced hepatotoxicity. *Canadian Journal of Physiology and Pharmacology* 64 (4), 477-482.
- Hjelmborg, P.S., Andreassen, T.K., Bonefeld-Jørgensen, E.C. (2008). Cellular uptake of lipoproteins and persistent organic compounds: An update and new data. *Environmental Research* 108 (2), 192-198.
- Hoogenboom, L.A.P., Kan, C.A., Zeilmaker, M.J., Van Eijkeren, J., Traag, W.A. (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), 518-527.

Hurwitz, S., Bar, A., Katz, M., Sklan, D., Budowski, P. (1973). Absorption and secretion of fatty acids and bile acids in the intestine of the laying fowl. *Journal of nutrition* 103 (4), 543-547.

Huyghebaert, G., Daeseleire, E., Grijspeerdt, K., Van Renterghem, R. (2002). The deposition profile of oxy-carotenoids, fat and PCBs in egg yolks. *Archiv fur Geflügelkunde* 66 (5), 216-223.

Joly P-B (2010). La saga du chlordécone aux Antilles françaises. Reconstitution chronologique 1968-2008. INRA/SenS et IFRIS.

Jondreville, C., Fournier, A., Ounnas, F., Julien-David, D., Marchand, P., Venisseau, A., Le Bizec, B., Travel, A., Rychen, G., Feidt, C. (2011a). Relative bioavailability of indicator polychlorobiphenyls present in soil to farm animals: laying hens and lactating goats. In Proc. 30th international symposium on halogenated environmental organic pollutants and POPs, 21–25 August 2011, Brussels, Belgium, *Organohalogen Compounds*, 73, 318–320

Jondreville, C., Travel, A., Besnard, J., Feidt, C. (2011b). Ingestion de sol et de végétaux par des poules élevées en plein air nourries avec un aliment complet ou à base de blé et de coquilles marines. Neuvièmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, 29 et 30 mars 2011, 91-95.

Jurjanz, S., Feidt, C., Pérez-Prieto, L. A., Ribeiro Filho, H. M. N., Rychen, G., Delagarde, R. (2012). Soil intake of lactating dairy cows in intensive strip grazing systems. *Animal* 6 (8), 1350-1359.

Krogdahl, A. (1985). Digestion and absorption of lipids in poultry. American institute of nutrition. Symposium. *Journal of Nutrition* 115 (5), 675-685.

Lanno, R., Wells, J., Conder, J., Bradham, K., Basta, N. (2004). The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57 (1), 39–47.

Laurent, C., Feidt, C., Laurent, F. (2005). Etat de l'art sur les transferts de polluants organiques et métalliques du sol vers l'animal, EDP Sciences, les Ulis edn (France, Ademe), pp. 240.

Le Deaut, J.-Y., Procaccia, C. (2009). Les pesticides aux Antilles : bilan et perspectives d'évolution, Rapports de l'OPECST edn, pp. 223.

Lee, J., Scheri, R.C., Curtis, L.R. (2008a). Chlordécone altered hepatic disposition of [14C]cholesterol and plasma cholesterol distribution but not SR-BI or ABCG8 proteins in livers of C57BL/6 mice. *Toxicology and Applied Pharmacology* 229 (3), 265-272.

Littell, R.C., Henry, P.R., Lewis, A.J., Ammerman, C.B. (1997). Estimation of Relative Bioavailability of Nutrients Using SAS Procedures. *Journal of Animal Science* 75 (10), 2672-2683.

Longland, A.C. (1991). Chapter 1 : Digestive enzyme activities in pigs and poultry. *In vitro* digestion for pigs and poultry. Edited by M.F. Fuller, The Rowett Research institute Greenburn Road, Bucksburn, Aberdeen AB2 0SB, Scotland. CAB international, Wallingford, UK, pp. 3-18.

- Madeleine, O., Jean-Calvin, N., François, E., André, A., Janie, J. (2011). Structural study of complex lipids present in soils : characterization of monocarboxylic acids resulting from polar lipids fraction alkaline hydrolysis. *African Journal of Pure and Applied Chemistry* 5(11), 361-372.
- Marais, A. (2009). Normal and abnormal lipid and lipoprotein metabolism. *Continuing Medical Education* 27, 118-122.
- Mayes, P.A. (1993). Lipid transport & storage. In: Murray, R.K., Granner, D.K., Mayes, P.A., Rodwell, W.V. (Eds.) *Harper's Biochemistry*, 23 rd ed. Appleton & Lange, Nowalk, CT, pp. 250-265.
- Mayland, H.F., Shewmaker, G.E., Bull, R.C. (1977). Soil ingestion by cattle grazing crested wheatgrass. *Journal of Range Management* 30(4), 264-265.
- Milbrath, M.O., Wenger, Y., Chang, C.W., Edmond, C., Garabrant, D., Gillepsie, B.W., Jolliet, O. (2009). Apparent half-lives of dioxins, furans, and polychlorinated biphenyls as a function of age, body fat, smoking status, and breast-feeding 117 (3), 417-425.
- Monziois, M.; Bonneau, M.; Davenel, A.; Kouba, M. (2007). Comparison of the lipid content and fatty acid composition of intermuscular and subcutaneous adipose tissues in pig carcasses. *Meat Sciences* 76, 54-60.
- Multigner, L. (2006). Pesticides organochlorés aux Antilles : Etat d'avancement des études épidémiologiques. *Bulletin Alerte Surveillance Antilles Guyane* 5, 9.
- Multigner, L., Ndong, J.R., Giusti, A., Romana, M., Delacroix-Maillard, H., Cordier, S., Jégou, B., Thome, J.P., Blanchet, P. (2010). Chlordécone exposure and risk of prostate cancer. *Journal of Clinical Oncology* 28 (21), 3457-3462.
- Naber, E. C., Ware, G. W. (1965). Effect of kepone and mirex on reproductive performance in the laying hen. *Poultry Science* 44, 875-880.
- Neale, R.J. (1984). Coprophagy in iron-deficient rats: II.2 novel methods of prevention. *Laboratory animals* 18, 119-124.
- Nejdfors, P., Ekelund, M., Jeppsson, B., Weström, B. R. (2000). Mucosal *in vitro* permeability in the intestinal tract of the pig, the rat, and man: Species- and region-related differences. *Scandinavian Journal of Gastroenterology* 35 (5), 501-507.
- NEPI (2000). Assessing the bioavailability of organic chemicals in soil for use in human health risk assessments. Washington D.C., National Environmental Policy Institute.
- Ounnas, F., Jurjanz, S., Dziurla, M.A., Guiavarc'h, Y., Feidt, C., Rychen, G. (2009). Relative bioavailability of soil-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in goats. *Chemosphere* 77 (1), 115-122.
- Orban, J.I., Harmon, B.G. (2000). Effect of Bile Supplementation on Fat Digestion in Early Weaned Pig Diets. Purdue University. Swine day. <http://www.ansc.purdue.edu/swine/swineday/sday00/4.pdf>
- Peijnenburg, W.J.G.M., Posthuma, L., Eijsackers, H.J.P., Allen, H.E. (1997). A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37 (2), 163-172.

- Pirard, C., De Pauw, E. (2005). Uptake of polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in chickens. *Environment International* 31 (4), 585-591.
- Plaa, G.L., Caillé, G., Manon, V., Iijima, M., Côté, M.G. (1987). Chloroform interaction with chlordécone and mirex: Correlation between biochemical and histological indices of toxicity and quantitative tissue levels. *Fundamental and Applied Toxicology* 9 (2), 198-207.
- Plan d'action chlordécone en Martinique et en Guadeloupe 2008-2010. Bilan par action (2010), pp. 108. http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/Bilan_par_actions_du_plan_2008-2010.pdf
- Pu, X., Lee, L.S., Galinsky, R.E., Carlson, G.P. (2006). Bioavailability of 2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (PCB118) and 2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl (PCB52) from soils using a rat model and a physiologically based extraction test. *Toxicology* 217 (1), 14-21.
- Renaudeau, D., Mourot, J. (2007). A comparison of carcass and meat quality characteristics of Creole and Large White pigs slaughtered at 90kg BW. *Meat Science* 76 (1), 165-171.
- Ritter, R., Scheringer, M., MacLeod, M., Moeckel, C., Jones, K.C., Hungerbühler, K. (2011). Intrinsic human elimination half-lives of polychlorinated biphenyls derived from the temporal evolution cross-sectional biomonitoring data from the United Kingdom. *Environmental Health Perspective* 119 (2), 225-231.
- Roche, M., and Decerprit, J. (1977). Contrôles hormonal et nerveux de la motricité du tractus digestif de la poule. *Annales de Recherches Vétérinaires* 8, 25-40.
- Rowan, A.M., Moughan, P.J., Wilson, M.N., Maher, K., Tasman- Jones, C. (1994). Comparison of the ileal and fecal digestibility of dietary amino-acids in adult humans and evaluation of the pig as a model animal for digestion studies in man. *British Journal of Nutrition* 71 (1), 29-42.
- Ruckebusch, Y., and Bueno, L. (1976). The effect of feeding on the motility of the stomach and small intestine in the pig. *British Journal of Nutrition* 35 (3), 397-405
- Rychen, G., Jurjanz, S., Toussaint, H., Feidt, C. (2008). Dairy ruminant exposure to persistent organic pollutants and excretion to milk. *Animal* 2 (2), 312-323.
- Rychen, G., Jurjanz, S., Fournier A., Toussaint H., Feidt C. (2012a). Exposition des ruminants aux Polluants Organiques Persistants et voies de décontamination. 3R. (soumission).
- Rychen, G., Fournier, A., Pinte, J., Marchand, P., Venisseau, A., Toussaint, H., Le Bizec, B., Jurjanz, S., Feidt, C. (2012b). 7th International PCB Workshop, 27-31 Mai, Arcachon, France
- Sénéchal, T. (2007). La réparation des atteintes à l'environnement. Un aperçu des expériences étrangères : le superfund américain, pp. 16. http://www.courdecassation.fr/IMG/File/pdf_2007/24-05-2007/24-05-2007_senechal.pdf
- Segura-Correa, J.C., Sarmiento-Franco, L., Magaña-Monforte, J.G., Santos-Ricalde, R. (2004). Productive performance of Creole chickens and their crosses raised under semi-intensive management conditions in Yucatan, Mexico. *British Poultry Science* 45 (3), 342-345.

- Shu, H., Paustenbach, D., Murray, F. J., Marple, L., Brunck, B., Dei Rossi, D., Teitelbaum, P. (1988). Bioavailability of soil-bound TCDD: Oral bioavailability in the rat. *Fundamental and Applied Toxicology* 10 (4), 648-654.
- Smith, J.C., Arant, F.S (1967). Residues of kepone in milk from cows receiving treated feed. *Journal of Economic Entomology* 60 (4), 925-927.
- Snegaroff, J. (1977). Les résidus d'insecticides organochlorés dans les sols et les rivières de la région bananière de Guadeloupe. *Phytiatrie-Phytopharmacie* 26, 251-268.
- Soine, P.J., Blanke, R.V., Schwartz, C.C. (1984). Isolation of chlordécone binding proteins from pig liver cytosol. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 14 (2-3), 305-317.
- Soine, P.J., Blanke, R.V., Guzelian, P.S., Schwartz, C.C. (1982). Preferential binding of chlordécone to the protein and high density lipoprotein fractions of plasma from humans and other species. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 9 (1), 107-118.
- Soine, P.J., Blanke, R.V., Schwartz, C.C. (1983). Chlordécone metabolism in the pig. *Toxicology Letters* 17 (1-2), 35-41.
- Speake, B.K., Murray, A.M.B., Noble, R.C. (1998). Transport and transformations of yolk lipids during development of the avian embryo. *Progress in Lipid Research* 37 (1), 1-32.
- Stanek, E.J., Calabrese, E.J., Xu, B. (2012). Meta-analysis of mass balance studies of soil ingestion in children. *Risk analysis* 32 (3), 433-447.
- Stevenson, F.J. (1966). Lipids in the soil. *Journal of the American oil chemists' society* 43 (4), 203-210.
- Thapon J-L, Audiot V, Nys Y, Protais J, Sauveur B (1994) Présentation générale de l'œuf. In: Thapon J-L, Bourgeois C-M (eds) L'œuf et les ovoproduits, Collection Sciences et Techniques Agroalimentaires, Lavoisier Tec et Doc, Lavoisier, Paris, Chapitre 1, 1-108.
- Thornton, I., Abrahams, P. (1983). Soil ingestion - A major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Science of the Total Environment* 28, 287-294.
- Traag, W., Kan, K., Zeilmaker, M., Hoogerbrugge, R., VanEijkeren, J., Hoogenboom, R. (2004). Carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs at low contamination levels: Influence of binders on the carry-over from feed to eggs (Wageningen, Netherlands), pp. 77.
- Van Krimpen, M.M., Veldkamp, T., Binnendijk, G.P., de Veer, R. (2010). Effect of four processed animal proteins in the diet on digestibility and performance in laying hens. *Poultry Science* 89 (12), 2608-2616.
- Vincent, J., Camy, D., Thalmensi, G., Julien, M., Ledrans, M., Quenel, P., Bateau, A., Godard, E. (2011). The family garden Health Program in Martinique. [Le programme de santé des jardins familiaux en Martinique]. *Environnement Risques & Santé* 10 (5), 395-403.
- Waegeneers N., De Steur H., De Temmerman L., Van Steenwinkel S., Gellynck X., Viaene J., (2009). Transfer of soil contaminants to home-produced eggs and preventive measures to reduce contamination. *Science of the Total Environment* 407 (15), 4438-4446.

- Wahlström, A., Elwinger, K., Thomke, S. (1999). Total tract and ileal nutrient digestibility of a diet fed as mash or crumbled pellets to two laying hybrids. *Animal Feed Science Technology* 77 (3-4), 229-239.
- Weis, C.P., Lavelle, J.M. (1991). Characteristics to Consider When Choosing an Animal-Model for the Study of Lead Bioavailability. *Chemical Speciation and Bioavailability* 3 (3-4), 113-119.
- Wittsiepe, J., Erlenkämper, B., Welge, P., Hack, A., Wilhelm, M. (2007). Bioavailability of PCDD/F from contaminated soil in young Goettingen minipigs. *Chemosphere* 67 (9), 355-364.
- Woignier, T. (2007). Relation entre la structure poreuse des sols à allophanes et le stockage du carbone : caractérisation expérimentale et modélisation. IRD Institut de recherche pour le développement. UR Seqbio « Séquestration du carbone et bio fonctionnement des sols ». Pôle de Recherche Agro environnementale de la Martinique, pp. 34.
- Woignier, T., Pochet, G., Doumenc, H., Dieudonné, P., Duffours, L. (2007). Allophane : a natural gel in volcanic soils with interesting environmental properties. *Journal Sol-Gel of Science and Technology* 41, 25-30.
- Xande A., 1999. Animal and quality of life in traditional society in the Caribbean islands. *Livestock Production Science* 59 (2-3), 137-143.
- Xande, X., Despois, E., Giorgi, M., Gourdine, J.L., Archimède, H., Renaudeau, D. (2009). Influence of sugar cane diets and a high fibre commercial diet on growth and carcass performance in local caribbean pigs. *Asian-australasian journal of animal sciences* 22 (1), 90-98.
- Yamamoto, N., Takahashi, Y., Yoshinaga, J., Tanaka, A., Shibata, Y. (2006). Size distributions of soil particles adhered to children's hands. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51 (2), 157-163.
- Zébus M.F., Alexandre G., Diman J.L., Paul J.L., Despois E., Phaëton E. (2005). Diversité des élevages porcins en Guadeloupe, 1ère évaluation technico-économique. *Journées Recherche Porcine* 37, 407-412.