



CHLORDÉCONE,
CONNAÎTRE POUR AGIR

POINT DE
SITUATION 2022 SUR
LES CONNAISSANCES
SCIENTIFIQUES

AVANT PROPOS

Depuis la mise en évidence de la pollution, les connaissances sur la chlordécone, ses impacts environnementaux et ses effets sur la santé ont progressé grâce au travail des chercheurs impliqués dans les plans chlordécone successifs. Faisant le point sur les résultats des recherches les plus récentes, ce recueil de fiches thématiques propose une synthèse des connaissances scientifiques relatives au sujet chlordécone. Ce recueil est destiné à tous ceux qui souhaitent disposer des dernières avancées scientifiques qui permettent de mieux comprendre comment la pollution par la chlordécone affecte l'environnement, l'alimentation et la santé, afin d'agir pour limiter les expositions humaines et environnementales. Il a vocation à être diffusé largement.

La rédaction de ces notes de synthèse a été coordonnée par le Comité de Pilotage Scientifique National (CPSN), mis en place par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche dans le cadre du Plan Chlordécone IV

(2021-2027). Ces notes font un état des connaissances scientifiques actuelles et des besoins complémentaires de recherche. Elles permettent également de compléter les informations partielles disponibles et de présenter des informations scientifiques robustes. Ce recueil sera régulièrement remis à jour et disponible sur le site <https://www.chlordecone-infos.fr/> qui est le site de référence pour la publication des travaux du CPSN.

Des membres extérieurs aux groupes de travail du CPSN, dont des membres de la Coordination Locale de la Recherche sur la Chlordécone aux Antilles (CLOReCA), ont également été sollicités pour la rédaction ou la relecture de certaines fiches. Le CPSN remercie l'ensemble des contributeurs.



Le Président du CPSN
Guido Rychen

Le CPSN est une instance scientifique pluridisciplinaire mis en place par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, qui réunit des experts scientifiques nommés *personae intuitae*, des représentants d'alliances de recherche (AllEnVi, Aviesan, Athena), d'agences nationales (ANR, INCa, Santé Publique France, Anses) et des directions des ministères impliqués dans le Plan Chlordécone IV (2021-2027).

COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL « SANTÉ » DU CPSN :

- Chaperon Laura (*Santé publique France*)
- Coumoul Xavier (*Inserm, représentant AVIESAN*)
- Deloumeaux Jacqueline (*CHU Guadeloupe*)
- Foucaud Jérôme (*INCa*)
- Mekeddem Nassim (*DGS*)
- Rosine Jacques (*Santé publique France*)
- Schwartz Bertrand (*DGRI*)
- Thuilliez Josselin (*DGRI*)
- Volatier Jean-Luc (*Anses*)

Le CPSN remercie Sébastien Denys (Santé publique France) pour son implication dans le groupe de travail et Luc Multigner (Inserm) pour sa contribution à la rédaction des fiches « santé » et pour son précieux travail de relecture.

COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL « ENVIRONNEMENT ET CHAÎNES ALIMENTAIRES » DU CPSN :

- Abadie Eric (*Ifremer*)
- Bruneau Audrey (*Ifremer*)
- Feidt Cyril (*Univ. Lorraine*)
- Lemoine Soazig (*Univ. Antilles*)
- Lesueur-Jannoyer Magalie (*Cirad*)
- Mouvet Christophe (*retraité, expert CPSN*)
- Noël Laurent (*DGAL*)
- Rychen Guido (*Univ. Lorraine*)
- Saaidi Pierre-Loïc (*Univ. Evry*)

Le CPSN remercie Jean-Baptiste Charlier (BRGM), Charlotte Dromard (Univ. Antilles), Lai Ting Pak (Cirad) et Antoine Richard (INRAE) pour leur contribution à la rédaction de certaines fiches « environnement et chaînes alimentaires ».



COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL « REMÉDIATION » DU CPSN :

- Benoit Pierre (*INRAE*)
- Gaspard Sarra (*Univ. Antilles*)
- Lesueur-Jannoyer Magalie (*Cirad*)
- Macarie Hervé (*IRD*)
- Mouvet Christophe (*BRGM*)
- Saaidi Pierre-Loïc (*Univ. Evry*)

SOMMAIRE

P6 CONNAÎTRE...

LA CHLORDÉCONE DANS L'ENVIRONNEMENT ET L'ALIMENTATION

- > Généralités
- > Durée de pollution des sols par la chlordécone
- > Dégradation de la chlordécone
- > Techniques de remédiation en cours d'étude
- > Transfert de la chlordécone vers les milieux aquatiques
- > Contamination des végétaux : mécanismes et solutions
- > Contamination des animaux aquatiques : mécanismes et solutions
- > Contamination des animaux d'élevage : mécanismes et solutions
- > Les Limites Maximales de Résidus
- > Est-il possible d'atteindre le « zéro chlordécone » dans l'environnement et dans l'alimentation ?

P45 CONNAÎTRE...

LA CHLORDÉCONE ET LA SANTÉ

- > Absorption, distribution et élimination de la chlordécone
- > Toxicité de la chlordécone et effets sur la santé
- > Exposition des populations et recommandations



●

CONNAÎTRE...

La chlordécone dans
l'environnement et
l'alimentation

●

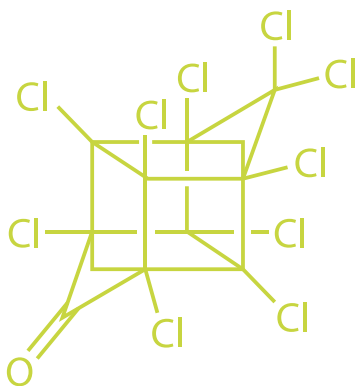
GÉNÉRALITÉS SUR LA CHLORDÉCONE

QU'EST-CE QUE LA CHLORDÉCONE ?

La chlordécone (C₁₀Cl₁₀O, no CAS : 143-50-0) est un composé organochloré de synthèse absent à l'état naturel dans l'environnement. Il possède une structure chimique en cage avec dix atomes de chlore et une fonction cétone.

Les principales propriétés physico-chimiques de la chlordécone sont :

- a. une forte affinité et capacité de rétention pour les sols organiques (carbone organique),
- b. une affinité élevée pour les composés hydrophobes,
- c. une faible volatilité,
- d. une faible solubilité dans l'eau ;
- e. une résistance exceptionnelle à la dégradation biotique et abiotique.



D'OÙ VIENT LA CHLORDÉCONE ET OÙ VA-T-ELLE ?

La chlordécone a été appliquée au sol, sur des parcelles de bananiers afin de lutter contre la larve du charançon noir (*Cosmopolites sordidus*). Du fait de ses propriétés physico-chimiques, la molécule migre peu et la majorité des quantités épandues reste fixée dans le sol.

Cependant, du fait également du contexte pédologique et hydro-climatique des Antilles avec des sols qui piègent les matières organiques et sont très filtrants [3, 8, 13], et des précipitations très importantes (1200 à 2500 mm/ an en zone bananière), les flux d'eau participent majoritairement à la recharge des aquifères [6]. Ainsi, de la chlordécone est solubilisée puis transférée vers les nappes [2, 9, 12]. Les nappes sont de différentes natures, parfois superficielles (de quelques mètres de profondeur) parfois plus profondes, car le contexte volcanique des Antilles produit un empilement de couches géologiques plus ou moins perméables abritant des aquifères superposés [4, 7]. Ces nappes, en particulier lorsqu'elles sont en interaction avec les rivières, alimentent majoritairement les cours d'eau, et lorsqu'elles sont polluées transfèrent la pollution aux rivières et aux sources [5, 10]. Les rivières se jettent dans l'océan et polluent à leur tour les embouchures, les côtes suivant les courants marins et à une certaine distance au large.

Lors d'épisodes cycloniques, le transfert peut se produire via l'érosion des parcelles polluées, le transfert est alors plus direct vers les rivières et la mer, avec un impact sur les sédiments [11]. Des décennies après les périodes d'application, le sol reste le réservoir principal de la pollution et fait l'objet d'une attention particulière dans la recherche de solutions de dépollution.

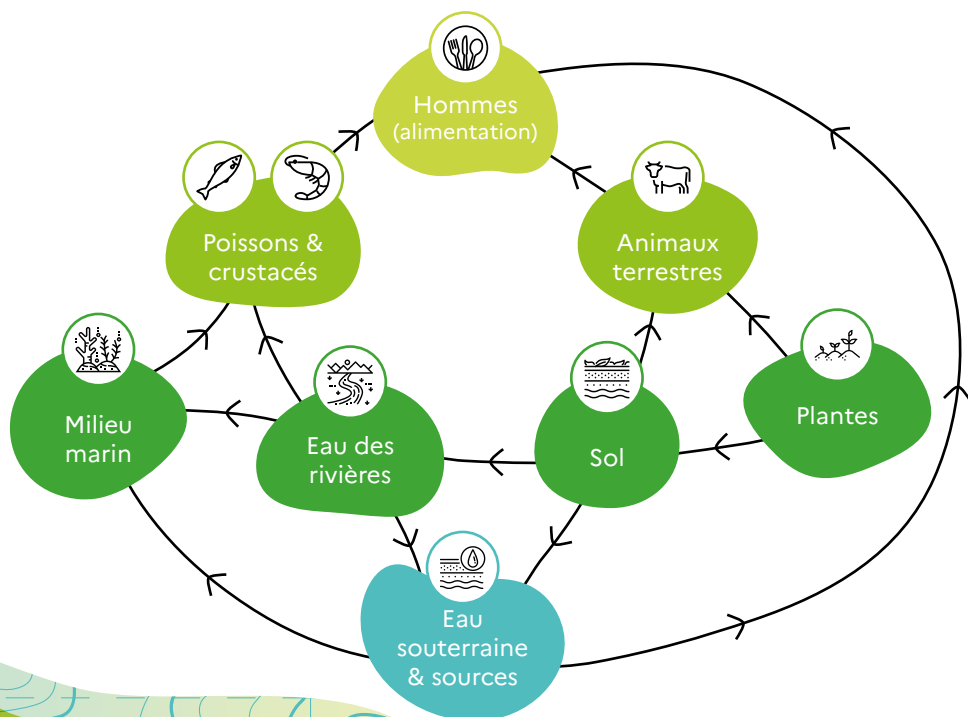
Même si la quantité de chlordécone solubilisée à partir du sol est limitée, elle contamine néanmoins toutes les chaînes alimentaires, dont les chaînes alimentaires aquatiques. Les animaux

et végétaux vivants dans les milieux pollués ou consommant de l'eau polluée sont à leur tour exposés et contaminés. Ces produits agricoles finissent dans l'assiette des consommateurs qui sont à leur tour exposés [1]. La pollution génère ainsi des questions de santé publique et de santé environnementale.

Une approche globale, de type One Health, est aujourd'hui nécessaire pour gérer au mieux tous les compartiments et toutes les interactions entre compartiments et éviter les erreurs et les impasses (Figure 1).

TRANSFERT DE LA CHLORDÉCONE DANS LES DIFFÉRENTS COMPARTIMENTS

FIGURE 1



Références :

- [1] Anses 2017. Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari.
- [2] Arnaud, L. et al. 2016. Groundwater quality assessment. Crisis Management of Chronic Pollution: Contaminated Soil and Human Health. CRC press, Boca Raton, USA. 55–72.
- [3] Cattan, P. et al. 2009. Effect on runoff of rainfall redistribution by the impluvium-shaped canopy of banana cultivated on an Andosol with a high infiltration rate. Journal of Hydrology. 368, (2009), 251–261.
- [4] Charlier, J.B. et al. 2015. CHLOR-EAU-SOL – volet EAU - Caractérisation de la contamination par la chlordécone des eaux et des sols des bassins versants pilotes guadeloupéen et martiniquais. Technical Report #BRGM/RP-64142-FR.
- [5] Charlier, J.B. 2007. Fonctionnement et modélisation hydrologique d'un petit bassin versant cultivé en milieu volcanique tropical. Université de Montpellier 2.
- [6] Charlier, J.B. et al. 2008. Hydrological behaviour and modelling of a volcanic tropical cultivated catchment. Hydrological Processes. 22, (2008), 4355–4370.
- [7] Charlier, J.B. et al. 2011. Structure and hydrogeological functioning of an insular tropical humid andesitic volcanic watershed: A multi-disciplinary experimental approach. Journal of Hydrology. 398, (2011), 155–170.
- [8] Dorel, M. et al. 2000. Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soils. Soil Use and Management. 16, (2000), 133–140.
- [9] Mottes, C. et al. 2016. From fields to rivers chlordecone transfer in water. Crisis Management of Chronic Pollution: Contaminated Soil and Human Health. CRC press, Boca Raton, USA. 121–130.
- [10] Mottes, C. et al. 2015. Hydrological and pesticide transfer modeling in a tropical volcanic watershed with the WATPPASS model. Journal of Hydrology. 529, (2015), 909–927.
- [11] Mottes, C. et al. 2021. Pesticide resurrection. Environmental Chemistry Letters. (2021), 6.
- [12] Pak, L.T. et al. 2010. Modelling the contribution of groundwater flow to pesticide contamination of runoff water in a humid tropical catchment in the French West Indies. Geophysical Research Abstracts. 12, (2010).
- [13] Woignier, T. et al. 2013. Soil microstructure and organic matter: Keys for chlordecone sequestration. Journal of Hazardous Materials. 262, (2013), 357–364.

DURÉE DE POLLUTION DES SOLS PAR LA CHLORDÉCONE

Les premières prédictions faites en 2009 [1], à partir d'un modèle ne prenant en compte que l'entraînement de la chlordécone par les eaux de pluie, indiquaient des durées de contamination des sols allant de plusieurs décennies à plusieurs siècles selon les types de sol.

Une étude menée en 2013 a montré que la chlordécone introduite dans un andosol antillais subissait en condition aérobie une minéralisation progressive atteignant quelques pourcents de CO_2 formé au bout de 7 mois [5].

Plus récemment, deux campagnes analytiques ont mis en évidence la présence de produits de transformation de la chlordécone dans des sols, sédiments et eaux [2, 4, 6] prouvant la dégradation de la chlordécone dans les conditions naturelles. Une deuxième version du modèle prédictif a été publiée récemment [3]. Elle utilise des nouvelles données sur 17 parcelles analysées à 2 reprises à 5 – 12 ans d'écart et comporte l'ajout d'un paramètre global de dissipation de la chlordécone (DT50, temps de demi-vie) qui intègre la dégradation et le transport vertical. Les auteurs ont testé de manière empirique plusieurs valeurs de demi-vie (2, 5, 10, 20, 30, 40, 50 ans) et ont remarqué que c'est la valeur de 5

ans qui donne le meilleur accord avec les valeurs mesurées. Sans que le modèle ait été validé sur d'autres jeux de données que celles utilisées pour le paramétrer, les simulations effectuées sur la base de données DAAF de Guadeloupe prédisent des concentrations dans les sols inférieures aux limites de détection actuelles à l'horizon de 2070 dans les andosols, et dès 2050 dans les nitisols et ferralsols. Même si l'article évoque un retour d'une utilisation agricole des terres contaminées sans restriction vers 2070, il ne parle pas de la possible présence de produits de transformation qui pourrait retarder cette échéance.

D'autre part, une autre étude récente [7] fait l'hypothèse d'un lien entre le changement de pratiques agricoles lié à une utilisation plus importante du glyphosate, et une augmentation de l'érosion des sols qui accélère le transport de chlordécone (via les particules de sol) depuis les parcelles polluées vers les rivières et le milieu côtier. Ce mécanisme de transfert de pollution est donc susceptible de diminuer la durée de pollution superficielle des sols, mais au détriment d'une contamination des écosystèmes côtiers et marins, en particulier les sédiments.

La fin de la pollution des sols ne signifiera pas pour autant la fin de la pollution des écosystèmes. Par exemple, le temps nécessaire pour que soient entièrement renouvelées les eaux souterraines dans les nappes retardera le retour à la normale. De même, la disparition de la chlordécone dans les

écosystèmes côtiers et marins s'étalera sur une durée qui reste à évaluer. Toute prédiction de la durée nécessaire pour une disparition complète de la chlordécone est par ailleurs dépendante des fluctuations de l'environnement dans un contexte de changement global.



Références :

- [1] Cabidoche, Y.M. et al. 2009. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. Environmental Pollution Special Issue Section: Ozone and Mediterranean Ecology: Plants, People, Problems. 157, (2009), 1697–1705.
- [2] Chevallier, M. et al. 2019. Natural chlordecone degradation revealed by numerous transformation products characterized in key French West Indies environmental compartments. Environmental Science & Technology. 53, (2019), 6133–6143.
- [3] Comte, I. et al. 2022. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: New insights and improvement of previous predictions. Environmental Pollution. 303, (2022), 119091.
- [4] Della-Negra, O. et al. 2020. Transformation of the recalcitrant pesticide chlordecone by *Desulfovibrio* sp.86 with a switch from ring-opening dechlorination to reductive sulfidation activity. Scientific Reports. 10, (2020), 13545.
- [5] Fernandez-Bayo, J. et al. 2013. Chlordecone fate and mineralisation in a tropical soil andosol microcosm under aerobic conditions. Science of The Total Environment. 463–464, 395–403 (2013).
- [6] Lomheim, L. et al. 2020. Evidence for extensive anaerobic dechlorination and transformation of the pesticide chlordecone (C10Cl10O) by indigenous microbes in microcosms from Guadeloupe soil. PLoS One. 13, (2020), 20231219.
- [7] Sabatier, P. et al. 2021. Evidence of chlordecone resurrection by glyphosate in French West Indies. Environmental Science and Technology. 55, (2021), 2296–2306.

DÉGRADATION DE LA CHLORDÉCONE

LA CHLORDÉCONE SE DÉGRADE-T-ELLE ?

La structure de la chlordécone, en forme de cage, et le nombre élevé d'atomes de chlore (10) expliquent sa persistance dans l'environnement depuis plusieurs décennies. La transformation complète de la chlordécone, c'est-à-dire la transformation en composés simples non toxiques (gaz carbonique, eau, chlorure), n'a jamais été démontrée.

Des travaux récents montrent, par contre, que la chlordécone peut être transformée dans l'environnement de laboratoire en d'autres composés chimiques que l'on nomme « *produits de transformation* ». Il faut noter que les conditions chimiques [2, 3, 13, 16] et microbiologiques [3, 5, 7, 9, 10] utilisées dans les laboratoires sont très différentes des conditions que l'on peut rencontrer dans les milieux naturels. Cependant, un certain nombre de produits de transformation ont été retrouvés dans des échantillons de sols, sédiments et eaux provenant des Antilles [3, 5, 9]. La persistance de la chlordécone dans l'environnement, près de

30 ans après son interdiction, indique cependant que ces processus de transformation naturels sont peu efficaces.

A contrario, l'application du procédé de remédiation par réduction chimique (ISCR) sur quelques parcelles contaminées a permis de transformer en quelques mois 2/3 de la chlordécone présente dans un type de sol (nitisol) en générant majoritairement une famille de produits de transformation, les hydrochlordécones [12]. Outre les hydrochlordécones, six autres familles de produits de transformation de la chlordécone ont été répertoriées. Ces familles se différencient les unes des autres par leur squelette carboné (même structure en cage que la chlordécone ou structure plane aromatique), le nombre et la position des atomes de chlore et par la présence ou non d'atomes d'oxygène ou de soufre [3, 5, 7, 9, 10]. On peut considérer que les produits de transformation d'une même famille présentent des propriétés assez similaires ; cependant, des différences nettes de propriétés pourraient exister d'une famille à l'autre.

COMPARAISON ENTRE LA CHLORDÉCONE ET LES 7 FAMILLES DE PRODUITS DE TRANSFORMATION POUR CERTAINES CARACTÉRISTIQUES STRUCTURALES

(nombre d'atomes de chlore ; squelette carboné), une propriété chimique (polarité) et l'existence de données sur la toxicité et les transferts.

TABLEAU 1

Chlordécone et familles (A à G) de produits de transformation	Atomes de chlore	Squelette carboné – Type de structure	Polarité comparée à la chlordécone	Données de toxicité	Données de transfert
Chlordécone (CLD)	10	En cage	-	Oui, y compris humaine	Oui, vers plantes, eaux et animaux
A – hydrochlordécones	3 à 9	En cage	Similaire	Oui, y compris modèle animal	Oui, vers plantes et eau
B - Chloroindènes	3 à 5	Aromatique	Moins polaire	Non	Non
C - Acides chloroindènes carboxyliques	0 à 4	Aromatique	Plus polaire	Non	Non
D - chloroindénecarboxylates de méthyle	3 à 4	Aromatique	Moins polaire	Non	Non
E - chloroindénecarboxylates d'éthyle	3 à 4	Aromatique	Moins polaire	Non	Non
F - chloroecthiol et dérivés	7 à 10	En cage	Moins polaire	Non	Non
G - Chlordécol et dérivés (CLD OH)	9 à 10	En cage	Moins polaire	*Chlordécol uniquement	Non

* chlordécol et hydrochlordécols : moins polaires ; chlordécol sulfate et chlordécol glucuronide : plus polaires

EXISTE-T-IL UN RISQUE DE TRANSFERT DES PRODUITS DE TRANSFORMATION DANS L'ENVIRONNEMENT ET DANS L'ALIMENTATION ?

Parmi les nombreuses propriétés physico-chimiques des produits de transformation, la polarité joue un rôle majeur dans les transferts (vers les plantes et les eaux par exemple). Selon les familles des produits de transformation, la polarité est similaire à la chlordécone ou bien différente ce qui laisse augurer des comportements très différents dans l'environnement.

Les données disponibles sur le transfert des produits de transformation dans l'environnement se limitent à un certain nombre appartenant à la famille des hydrochlordécones. L'exploitation d'une base de données de Guadeloupe et Martinique montre que la 5b-monohydrochlordécone est plus facilement transférée des sols vers les plantes que ne l'est la chlordécone [4]. Une tendance générale semble se dégager pour les hydrochlordécones : leur mobilité dans le sol, résultant des propriétés de solubilité et de l'entraînement par l'eau d'infiltration dans le sol, est d'autant plus importante que le nombre d'atomes de chlore est faible [14, 15]. A titre d'exemple, les hydrochlordécones formées par l'ISCR se retrouvent dans les patates douces, radis et concombres cultivés après traitement du sol, mais la contamination de ces végétaux en chlordécone et hydrochlordécones est inférieure à celle de la chlordécone dans les mêmes végétaux cultivés sur le même sol non traité [13].

QUELLE EST LA TOXICITÉ DES PRODUITS DE TRANSFORMATION DE LA CHLORDÉCONE ?

La toxicité des produits de transformation a jusque-là été évaluée par comparaison avec la molécule mère, la chlordécone. La toxicité du chlordécol s'est révélée similaire à celle de la chlordécone pour deux études *in vitro* et une étude *in vivo* chez les ovins [6, 17, 18], aucune d'elles ne s'intéressant cependant aux possibles effets hormonaux du chlordécol. Une toxicité moindre pour la 5b-monohydro-chlordécone et la 5b,6-dihydro-chlordécone comparativement à la chlordécone a été mise en évidence dans le cas de mitochondries de foie de rat [17]. Une autre étude a démontré qu'une monohydrochlordécone et une trihydrochlordécone étaient dénuées de génotoxicité et de mutagénicité *in vitro*, tout comme la chlordécone [8]. Les propriétés pro-angiogéniques, impliquées dans le développement des tumeurs cancéreuses, mesurées *in vitro* [8] et *in vivo* [1] diminuent avec le nombre d'atomes de chlore (chlordécone > monohydrochlordécone > trihydrochlordécone).

Il est toutefois impossible de tirer une conclusion générale s'appliquant à toutes les hydrochlordécones puisque seules 2 ont été étudiées alors qu'une dizaine a été détectée dans les études de laboratoire et de terrain citées ci-dessus. La seule étude sur les effets toxiques d'un cocktail de chlordécone et hydrochlordécones montre que l'ajout, en laboratoire, d'un mélange de mono-, di- et trihydrochlordécone n'augmente pas l'effet négatif de la chlordécone sur la capacité de

régénération de polypes d'une espèce d'hydres (*Hydra vulgaris* Pallas, 1766) présente dans les eaux superficielles des Antilles [11]. La toxicité des 5 autres familles de produits de transformation

de la chlordécone n'a fait l'objet d'aucune étude, essentiellement à cause du manque de disponibilité d'étalons de ces composés en masse et pureté suffisantes.



Références :

- [1] Alibrahim, E.A. et al. 2020. In vivo comparison of the proangiogenic properties of chlordecone and three of its dechlorinated derivatives formed by in situ chemical reduction. *Environmental science and pollution research international*. 27, (2020), 40953–40962.
- [2] Belghit, H. et al. 2015. Liquid chromatography – high-resolution mass spectrometry for identifying aqueous chlordecone-hydrate dechlorinated transformation products formed by reaction with zero-valent iron. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 95, (2015), 93–105.
- [3] Chevallier, M. et al. 2019. Natural chlordecone degradation revealed by numerous transformation products characterized in key French West Indies environmental compartments. *Environmental Science & Technology*. 53, (2019), 6133–6143.
- [4] Clostre, F. et al. 2015. Comparative fate of an organochlorine, chlordecone, and a related compound, chlordecone-5b-hydro, in soils and plants. *Science of the Total Environment*. 532, (2015), 292–300.
- [5] Della-Negra, O. et al. 2020. Transformation of the recalcitrant pesticide chlordecone by *Desulfovibrio* sp.86 with a switch from ring-opening dechlorination to reductive sulfidation activity. *Scientific Reports*. 10, (2020), 13545.
- [6] Desai, D. and Koch, R.B. 1975. Inhibition of ATPases activity in channel catfish brain by kepone and its reduction product. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 13, (1975), 153–158.
- [7] Hellal, J. et al. 2021. Microbial transformation of chlordecone and two transformation products formed during in situ chemical reduction. *Frontiers in Microbiology*. 12, (2021), 742039.

- [8] Legeay, S. et al. 2018. Two dechlorinated chlordane derivatives formed by in situ chemical reduction are devoid of genotoxicity and mutagenicity and have lower proangiogenic properties compared to the parent compound. *Environmental Science and Pollution Research*. 25, (2018), 14313–14323.
- [9] Lomheim, L. et al. 2020. Evidence for extensive anaerobic dechlorination and transformation of the pesticide chlordane (C₁₀Cl₁₀O) by indigenous microbes in microcosms from Guadeloupe soil. *PLoS One*. 13, (2020), 20231219.
- [10] Lomheim, L. et al. 2021. Identification of a fully dechlorinated product of chlordane in soil microcosms and enrichment cultures. *Environmental Science & Technology Letters*. 8, (2021), 662–667.
- [11] Moreau, X. et al. 2022. Hydra bioassay for the evaluation of chlordane toxicity at environmental concentrations, alone or in complex mixtures with dechlorinated byproducts: experimental observations and modeling by experimental design. *Environmental Science and Pollution Research*. (2022).
- [12] Mouvet, C. et al. 2020. Physico-chemical and agronomic results of soil remediation by In Situ Chemical Reduction applied to a chlordane contaminated nitroisot at plot scale in a French Caribbean banana plantation. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41063–41092.
- [13] Mouvet, C. et al. 2017. Remediation by chemical reduction in laboratory mesocosms of three chlordane-contaminated tropical soils. *Environmental Science and Pollution Research*. 24, (2017), 25500–25512.
- [14] Ollivier, P. et al. 2020. Laboratory study on the mobility of chlordane and seven of its transformation products formed by chemical reduction in nitroisot lysimeters of a banana plantation in Martinique (French Caribbean). *Science of the Total Environment*. 743, (2020), 140757.
- [15] Ollivier, P. et al. 2020. Transport of chlordane and two of its derivatives through a saturated nitroisot column (Martinique, France). *Science of the Total Environment*. 704, (2020), 135348.
- [16] Ranguin, R. et al. 2017. Study of chlordane desorption from activated carbons and subsequent dechlorination by reduced cobalamin. *Environmental Science and Pollution Research*. 24, (2017), 25488–25499.
- [17] Soileau, S.D. and Moreland, D.E. 1988. Effects of chlordane and chlordane alcohol on isolated ovine erythrocytes. *Journal of toxicology and environmental health*. 24, (1988), 237–249.
- [18] Soileau, S.D. and Moreland, D.E. 1983. Effects of chlordane and its alteration products on isolated rat liver mitochondria. *Toxicology and applied pharmacology*. 67, (1983), 89–99.

VOIES DE REMÉDIATION DES SOLS EXPLORÉES

QUELLES SONT LES TECHNIQUES DE REMÉDIATION DES SOLS QUI POURRAIENT ÊTRE APPLIQUÉES AUX ANTILLES ?

Les sols sont le réservoir principal de la pollution par la chlordécone aux Antilles : 1/5 de la surface agricole utile (SAU) en Guadeloupe et 2/5 en Martinique [1]. Cette pollution se diffuse dans les chaînes alimentaires et expose les consommateurs et l'environnement. Les sols sont donc une priorité en termes de gestion et de traitement. Le traitement des sols *ex situ*¹ étant inenvisageable du fait des volumes concernés, c'est le traitement *in situ*² qui doit être privilégié. Ce traitement vise à éliminer ou à diminuer le transfert de chlordécone vers les denrées alimentaires et vers les eaux superficielles et souterraines ainsi que les milieux côtiers et marins.

Deux voies différentes sont étudiées depuis 2010 (Actions 11 et 12 du PNAC II 2011-2013, AIP Demichlord 2010) : la **séquestration** et la **dégradation**. La séquestration par ajout de compost, de biochars ou de charbons actifs³ vise à piéger la chlordécone présente dans les sols afin de la rendre beaucoup moins disponible pour les transferts. Toutefois, elle ne réduit pas la quantité de chlordécone dans le sol. La dégradation vise à réduire le stock de chlordécone en transformant la molécule sous l'action d'agents chimiques (fer zéro valent dans le procédé de Réduction Chimique *In Situ* ISCR⁴) ou biolo-

giques (bactéries, champignons...) ou par combinaison des deux.

Pour la séquestration par ajout de compost [4, 16, 17] **et pour l'ISCR** [11], des expérimentations au champ ont confirmé une réduction du transfert sol-plante de la chlordécone pour différentes cultures testées (radis, patate douce, concombre...), en ramenant parfois les teneurs en chlordécone dans la plante en deçà de la Limite Maximale de Résidus (LMR). Une diminution de l'entraînement de la chlordécone par l'eau qui s'infiltre dans les sols (lixiviation) est également obtenue, en laboratoire **pour la séquestration** [18], en laboratoire [13] et au champ **pour la réduction chimique** [11]. La diminution de la concentration en chlordécone engendrée par l'ISCR dans un nitisol en plein champ a été de 68 % et s'est accompagnée de la formation de produits de transformation [11]. Cette efficacité est de 20 % en laboratoire pour un andosol [12]. La nature du sol influence donc fortement l'efficacité des procédés, les andosols comportant des argiles singulières qui ont une capacité particulière à « piéger » la chlordécone. **La séquestration et la réduction chimique** n'ont cependant pas encore été testées à une échelle supérieure à 100 m². Dans des expériences de laboratoire, la séquestration par ajout de charbons actifs ou d'un biochar diminue de 60 à 80 % la disponibilité de la chlordécone présente dans un nitisol [14, 15].

Pour la dégradation microbiologique, les résultats proviennent majoritairement d'expériences de laboratoire dans des conditions très éloignées des conditions naturelles : absence totale d'oxygène, abondance de nutriments très disponibles, chlordécone ajoutée sous une forme initialement très biodisponible, très fort rapport liquide/solide, volumes inférieurs à 1 litre posant la question de la transposition possible (ou non) de ces conditions expérimentales à une parcelle agricole. La transformation de la quasi-totalité de la chlordécone ajoutée peut être observée, avec la formation de différentes familles de produits de transformation [2, 3, 6, 7, 9, 10]. Des résultats similaires ont été obtenus avec des sols antillais pollués, sans ajout exogène de chlordécone, leur mise en incubation aboutissant à une diminution de la concentration en chlordécone et la formation des mêmes familles de produits de transformation [3, 9]. Enfin, des analyses d'échantillons de sols et sédiments antillais ont révélé la présence de ces mêmes familles de pro-

duits de transformation à des concentrations qui peuvent être du même ordre de grandeur que celles de la chlordécone [3]. Toutefois, les vitesses et l'efficacité de ces transformations microbiologiques *in situ*, et les conditions nécessaires pour stimuler cette biodégradation à des fins de remédiation ne sont pas encore connues.

Le traitement par les plantes (**phytoremédiation**) n'a pas encore fait preuve de son efficacité en conditions réelles. En effet, pour les plantes étudiées il n'a pas été observé de bioconcentration [5, 8]. Certains processus n'ont toutefois pas encore été étudiés, en particulier la phytoséquestration (piégeage de la molécule dans la plante) par la flore endémique et la biotransformation de la molécule dans la rhizosphère (en lien avec les effets des exsudats⁵ racinaires). Ces recherches devront également prendre en compte les connaissances nouvelles sur les produits de transformation de la chlordécone présents dans les sols et évaluer leur transfert dans la plante ou leur mobilité.

¹Le sol est excavé pour être traité

²Le sol est laissé en place pour être traité

³Un biochar est un matériau issu de la carbonisation de biomasse, un charbon actif est aussi un matériau carboné, mais qui a subi une étape ultérieure que l'on appelle activation, permettant de créer des pores et donc d'augmenter sa surface spécifique, pour la fixation de composés divers, tels que des polluants, par exemple.

⁴In Situ Chemical Reduction

⁵Produits organiques fabriqués par les parties aériennes des plantes et libérés dans le sol à travers leurs racines

QUELLES SONT LES LIMITES ACTUELLES À LA MISE EN ŒUVRE DES PROCÉDÉS DE REMÉDIATION ?

Concernant la **bioremédiation**, aucun protocole n'a encore été testé en conditions réelles. La transposition des conditions de dégradation microbiologique de laboratoire, qui ont donné des résultats positifs, vers des conditions réelles sera donc l'étape-clé. Il s'agira en particulier d'utiliser des sols sans ajout de chlordécone dissoute dans une phase liquide, et avec des teneurs en eau réalistes, non des boues. Sur le terrain, il faudrait ensuite lever les limites liées aux conditions qui favorisent la dégradation (anoxie, nutriments, accessibilité). Enfin, il faudrait apporter pour les diverses familles de produits de transformation formés des réponses sur leur devenir environnemental, leur transfert vers les eaux, les plantes et les animaux, et leur toxicité.

Pour la **phytoremédiation** basée sur le traitement par les plantes, une première limite réside dans l'absence actuelle de résultats démontrant l'efficacité de cette approche. La seconde limite est la question du traitement après récolte des organes contaminés, si une bioconcentration était observée.

Pour les techniques testées au champ après des essais en laboratoire (séquestration par ajout de compost, et réduction chimique *in situ* - ISCR), les limites à leur déploiement sont principalement les manques de données sur :

- l'effet à long terme des ajouts sur les rendements et la qualité des différents types de culture, par exemple les légumes racines et tubercules qui nécessitent des études de plus longue durée que celles menées à ce jour ;
- la faisabilité et les possibilités concrètes d'application et l'accès à la maîtrise de ces techniques par tous les utilisateurs potentiels ;
- la disponibilité qui resterait à garantir de très grandes masses des amendements nécessaires à la mise en œuvre de ces deux procédés à grande échelle (4 % d'amendement par rapport au poids sec de sol) ;
- l'acceptabilité sociale (besoin de formation pour la bonne maîtrise des pratiques, charge de travail induite pour la mise en œuvre, impact sur la santé des particules de fer) et le besoin d'équipement de protection (application de la poudre de fer) ;
- le cas des andosols, qui représentent environ 50 % des surfaces contaminées en Martinique, et pour lesquels la baisse de 20 % des concentrations obtenue par ISCR pourrait être insuffisante pour garantir une baisse des transferts vers les plantes et les eaux, et où la possibilité de maintenir la saturation en eau poserait probablement problème ;
- le manque de données sur le devenir environnemental (bilan de masse complet, mobilité d'un compartiment environnemental à un autre incluant le continuum eau douce – eau de mer, le transfert dans les plantes et les animaux...) et la toxicité des produits de transformation autres que les hydrochlordécones.

Face à ces limites, des travaux sont en cours pour augmenter l'opérationnalité de l'ISCR en recherchant la dose minimale d'amendements qui reste efficace, ou pour stimuler certains micro-organismes présents naturellement dans les sols et peut-être capables d'induire la dégradation de la chlordécone en appui aux réducteurs chimiques introduits.

Pour la séquestration, les apports de matières organiques de type compost sont déjà bien maîtrisés par les producteurs antillais et améliorent la fertilité des parcelles. La principale limite spécifique est le manque de données sur la fréquence d'apport nécessaire en lien avec la durée de l'efficacité du traitement. Sur plusieurs cycles de culture, une perte d'efficacité est à attendre suite à la décomposition du compost. Il faut donc maîtriser sur le long terme cette séquestration pour garantir l'absence de transfert vers la chaîne alimentaire et les hydrosystèmes. Le recours à des charbons actifs ou biochars résoudrait cette question

de durée d'efficacité mais rien n'est encore connu sur l'effet de ces ajouts sur le transfert de la chlordécone vers les eaux et les plantes, ni sur la fixation d'autres éléments chimiques du sol intervenant dans la fertilité des sols. Des travaux sont en cours sur l'impact de l'ajout de biochars ou charbons actifs sur la méso et la micro-faune des sols ainsi que sur les plantes.

Quel que soit le procédé envisagé, son évaluation financière ne peut se résumer au seul coût de mise en œuvre, par exemple la fourniture et l'incorporation au sol des amendements. Il faut procéder à une véritable analyse globale coûts/bénéfices, mettant en perspective les coûts de ces procédés avec les coûts i) de la gestion du risque liés aux interdictions de pêche, d'aquaculture et de certaines productions végétales, ii) des impacts sanitaires sur les populations, iii) des suivis de qualité des aliments et iv) des analyses et études pour mesurer les impacts sur les populations.

SYNTHÈSE DES VOIES DE REMÉDIATION DES SOLS EXPLORÉES EN DATE D'AVRIL 2022

TABLEAU 1

Voie de remédiation		Résultats en laboratoire	Résultats en plein champ	Limites
Séquestration Piégeage de la CLD dans les sols pour la rendre moins disponible pour les trans-ferts	Ajout de compost	Diminution de l'entraînement par l'eau	Réduction du transfert sol-plante pour différentes cultures étudiées	<ul style="list-style-type: none"> - Manque de données sur la fréquence d'apport nécessaire pour maintenir l'effet - Pas testé sur une superficie supérieure à 100 m²
	Ajout de biochars ou de charbons actifs	Diminution de 60 à 80 % de la disponibilité de la CLD dans un nitisol	Etude en cours	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts - Manque d'informations sur l'effet de ces ajouts sur le transfert de CLD vers les eaux et les plantes, sur la fixation des éléments chimiques du sol, et sur la fertilité des sols
	Phytoséquestration	Non étudié – absence de résultats démontrant l'efficacité de l'approche (transfert passif sans bioconcentration pour la majorité des plantes cultivées)		
Dégradation Réduction du stock de CLD dans les sols en trans-formant la molécule	ISCR (<i>In Situ</i> Chemical Reduction)	Diminution de la lixiviation Diminution de la concentration en CLD : 74 % dans les nitisols et 20% dans les andosols, avec formation de divers produits de transformation	Réduction du transfert sol-plante pour différentes cultures étudiées Diminution de l'entraînement par l'eau Diminution de 68% de la CLD dans les nitisols Pas de données pour les andosols	<ul style="list-style-type: none"> - Absence de données sur les effets à long terme et le devenir des produits de transformation dans l'environnement - Disponibilité des amendements - Acceptabilité par les utilisateurs (maîtrise des techniques, protections, charge de travail supplémentaire...) - Pas testé sur une superficie supérieure à 100 m²
	Microbiologique	Diminution de la concentration en CLD (voire élimination complète) et formation de divers produits de transformation	Absence de résultats de biorémédiation Dégradation naturelle avérée	<ul style="list-style-type: none"> - Conditions de laboratoires très éloignées des conditions des sols réelles - Biore médiation particulière nécessitant l'absence d'oxygène

CLD : chlrodécone

Références :

- [1] Cabidoche, Y.M. and Lesueur-Jannoyer, M. 2011. Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? *Innovations Agronomiques*. 16, (2011), 117–133.
- [2] Chaussonnerie, S. et al. 2016. Microbial degradation of a recalcitrant pesticide: Chlordécone. *Frontiers in Microbiology*. 7, (2016), 2025.
- [3] Chevallier, M. et al. 2019. Natural chlordécone degradation revealed by numerous transformation products characterized in key French West Indies environmental compartments. *Environmental Science & Technology*. 53, (2019), 6133–6143.
- [4] Clostre, F. et al. 2014. Field validation of chlordécone soil sequestration by organic matter addition. *Journal of Soils and Sediments*. 14, (2014), 23–33.
- [5] Clostre, F. et al. 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordécone polluted soil in the French West Indies. *Environmental Pollution*. 223, (2017), 357–366.
- [6] Della-Negra, O. et al. 2020. Transformation of the recalcitrant pesticide chlordécone by *Desulfovibrio* sp.86 with a switch from ring-opening dechlorination to reductive sulfidation activity. *Scientific Reports*. 10, (2020), 13545.
- [7] Hellal, J. et al. 2021. Microbial transformation of chlordécone and two transformation products formed during in situ chemical reduction. *Frontiers in Microbiology*. 12, (2021), 742039.
- [8] Liber, Y. et al. 2018. Growth parameters influencing uptake of chlordécone by *Miscanthus* species. *Science of the Total Environment*. 624, (2018), 831–837.
- [9] Lomheim, L. et al. 2020. Evidence for extensive anaerobic dechlorination and transformation of the pesticide chlordécone (C₁₀Cl₁₀O) by indigenous microbes in microcosms from Guadeloupe soil. *PLoS One*. 13, (2020), 20231219.
- [10] Lomheim, L. et al. 2021. Identification of a fully dechlorinated product of chlordécone in soil microcosms and enrichment cultures. *Environmental Science & Technology Letters*. 8, (2021), 662–667.
- [11] Mouvet, C. et al. 2020. Physico-chemical and agronomic results of soil remediation by In Situ Chemical Reduction applied to a chlordécone contaminated nitisol at plot scale in a French Caribbean banana plantation. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41063–41092.
- [12] Mouvet, C. et al. 2017. Remediation by chemical reduction in laboratory mesocosms of three chlordécone-contaminated tropical soils. *Environmental Science and Pollution Research*. 24, (2017), 25500–25512.
- [13] Ollivier, P. et al. 2020. Laboratory study on the mobility of chlordécone and seven of its transformation products formed by chemical reduction in nitisol lysimeters of a banana plantation in Martinique (French Caribbean). *Science of the Total Environment*. 743, (2020), 140757.

[14] Ranguin, R. et al. 2021. Biochar and activated carbons preparation from invasive algae *Sargassum* spp. for Chlordecone availability reduction in contaminated soils. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 9, (2021), 105280.

[15] Ranguin, R. et al. 2020. Reduction of chlordecone environmental availability by soil amendment of biochars and activated carbons from lignocellulosic biomass. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41093–41104.

[16] Woignier, T. et al. 2016. Compost addition reduces porosity and pesticide transfer in soil microstructure. *Environmental Science and Pollution Research*. 23, (2016), 98–108.

[17] Woignier, T. et al. 2012. Sequestration of chlordecone in the porous structure of an andosol and effects of added organic matter: an alternative to decontamination. *European Journal of Soil Science*. 63, (2012), 717–723.

[18] Woignier, T. et al. 2013. Soil microstructure and organic matter: Keys for chlordecone sequestration. *Journal of Hazardous Materials*. 262, (2013), 357–364.

TRANSFERT DE LA CHLORDÉCONE

VERS LES MILIEUX AQUATIQUES

Les applications successives de chlordécone des années 70 à 90, les propriétés de la molécule et les conditions climatiques et pédologiques ont abouti à un stockage du polluant dans la couche superficielle des sols. Les phénomènes en jeu dans le transfert des contaminants sont nombreux et complexes. La forte variabilité de la nature des sols et des matériaux géologiques renforce la difficulté à fournir des réponses simples quant à la dispersion de la chlordécone dans l'environnement. L'eau est cependant le principal vecteur de transfert de la chlordécone du sol vers les différents milieux aquatiques, en profondeur et en surface, contribuant à une contamination des eaux souterraines (nappes), des eaux de surface (rivières, sources) et des eaux littorales.

Le contexte tropical humide des Antilles est responsable de flux hydriques très abondants. Les sols tropicaux volcaniques que l'on rencontre en Guadeloupe et Martinique sont très infiltrants [4] et favorisent dans ce contexte en grande majorité le transfert des eaux de pluie en profondeur vers les nappes [6, 8]. Le transfert de la chlordécone par l'eau est également contrôlé par sa capacité à être transportée ou lessivée. L'affinité de chlordécone pour les sols varie selon leur nature et leur teneur en matière organique [2, 18]. Ainsi, cette forte affinité de la chlordécone aux sols est contrebalancée par des flux pluvio-métriques abondants qui lessivent un

stock considérable. Cela se traduit par des concentrations en chlordécone retrouvées dans les eaux souterraines et de surface qui s'avèrent bien supérieures aux autres molécules d'origine agricole, même si la chlordécone n'est plus appliquée depuis maintenant une trentaine d'année [9, 15, 16].

A l'échelle locale, celle de la parcelle, l'eau de pluie va lessiver les sols en entraînant en profondeur de manière très majoritaire la chlordécone en phase dissoute : 90% en infiltration contre 10% en ruissellement à la surface [16]. Dans le même temps, la part ruisselée va générer un arrachage de particules du sol sur lesquelles est adsorbée la chlordécone, et ainsi contribuer à un transport en surface en phase particulaire qui peut devenir supérieur au transport en phase dissoute dans certaines conditions (couverture du sols, intensité de pluie, nature du sol...).

En profondeur, l'eau qui participe à la recharge des aquifères étant composée de l'eau infiltrée au niveau du sol est très fortement contaminée. On retrouve ainsi en zone bananière des sources et des eaux prélevées en forages avec des concentrations de plusieurs dizaines de $\mu\text{g/L}$ [1, 9, 13], soit plusieurs centaines de fois la norme de potabilité. Ces niveaux de contamination varient également avec les saisons, et on retrouve notamment des concentrations généralement plus

importantes en période de basses eaux. C'est notamment le cas de nombreuses sources dites « bord de route » dont l'eau est encore trop largement consommée par la population [17]. L'analyse croisée de la carte de contamination des sols [12] avec les niveaux de contamination des forages et sources montre que la variabilité spatiale du stock actuel en chlordécone des sols ne permet pas d'expliquer celle de la contamination des eaux souterraines. La notion de temps de résidence de l'eau au sein de l'aquifère est ainsi un élément clé qu'il faut considérer afin de caractériser le devenir de la chlordécone et de ses produits de transformation dans les aquifères [5]. Des travaux récents mettent en évidence le lien entre les valeurs en chlordécone les plus importantes et l'âge apparent des eaux [7] qui renseigne sur la période de son infiltration au niveau du sol.

Ainsi, on montre le lien entre les valeurs en chlordécone les plus importantes (de plusieurs dizaines de $\mu\text{g/L}$) et les eaux les plus anciennes (infiltrées pendant la période d'application de la chlordécone entre 1970-1992), elles-mêmes caractérisées par de faibles teneurs en produit de transformation (8b-mono-hydro-chlordécone), indiquant alors un lessivage des sols à une période où la dégradation n'a pas encore été significative. Les eaux souterraines alimentent les rivières, les sources et les captages pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation. Elles participent également aux échanges d'eau douce et d'eau salée au niveau de l'interface terre-mer. Ainsi, les eaux souterraines sont un compartiment clé « invisible » de la dispersion dans l'en-

vironnement de la chlordécone et des produits de transformation issus de sa dégradation.

A l'échelle du bassin versant ($> 10 \text{ km}^2$), la contamination des eaux de surface est fortement liée à la répartition des sols contaminés [11] mais elle peut également être fortement influencée par les pratiques agricoles [14] ou atténuée par la zone amont non contaminée [10] (Figure 1). Concernant la contamination des rivières par la chlordécone, les concentrations augmentent d'amont en aval au fur et à mesure de la traversée des zones cultivées. Par ailleurs, en période d'étiage (basses eaux) le niveau de contamination s'explique bien par les apports issus des aquifères plus fortement contaminés qui alimentent les rivières [5]. En périodes de crues, les niveaux de contamination des eaux sont plus complexes et dépendent de la dynamique de la crue.

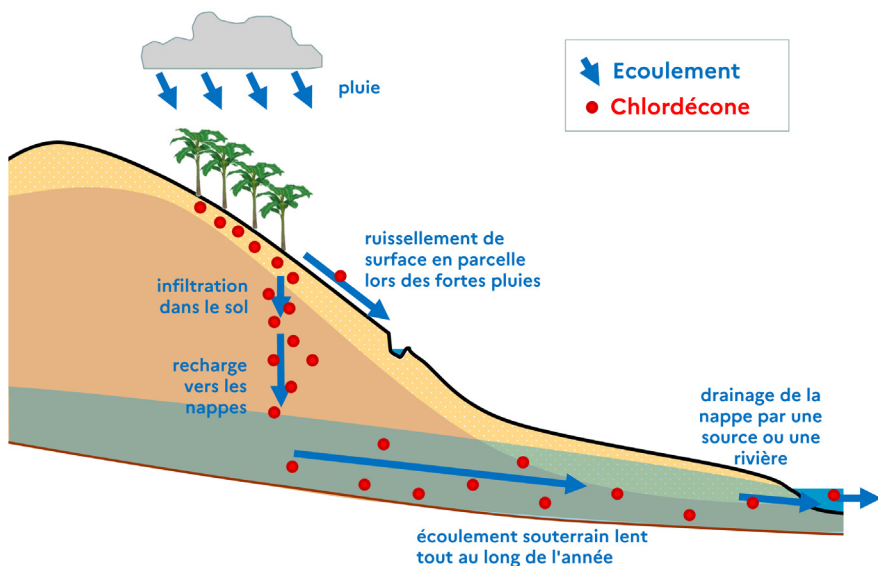
Dans un premier temps, le niveau de contamination de l'eau des rivières diminue avec l'augmentation du débit par un phénomène de dilution lié à l'apport des eaux issues des zones non contaminées par la chlordécone. Pour des événements pluvieux intenses, une augmentation des niveaux de contamination des eaux de rivières est observée liée à des particules de sols contaminées transportées par les eaux de ruissellement (transport particulaire). Bien qu'à l'occasion d'une crue importante, le transport particulaire de chlordécone peut représenter jusqu'à $\frac{1}{4}$ de la chlordécone transportée [16], ce transport de chlordécone dans les eaux de surface lié à l'érosion des sols reste largement minoritaire à l'échelle annuelle (de l'ordre de 2% de la tota-

lité de chlordécone exportée). Sur la base d'une analyse des bassins versants à l'échelle de la Martinique, des chercheurs ont proposé un modèle conceptuel de transfert de la chlordécone vers les eaux de surface qui tient compte du rôle combiné du temps de résidence dans les eaux souterraines et de l'affinité de la chlordécone au sol pour différencier les conditions plus ou moins favorables à la disparition de la chlordécone dans l'environnement [3].

Les eaux littorales sont alimentées par les eaux de rivières qui peuvent traverser d'anciennes zones bananières, mais également par des sources de bord de mer, ou d'émergences sous-marines dont les eaux souterraines peuvent être issues des écoulements profonds des eaux contaminées. L'importance des flux souterrains vers le littoral ne sont aujourd'hui quantifiés que localement, mais il est important de considérer ce phénomène dans certaines zones où les roches perméables favorisent les écoulements en profondeur, comme c'est le cas en nord-Martinique et dans le croissant bananier en Guadeloupe.

SCHÉMA DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSFERT DE CHLORDÉCONE DANS LES DIFFÉRENTS COMPARTIMENTS D'UN BASSIN VERSANT

FIGURE 1



Références :

- [1] Arnaud, L. et al. 2017. Groundwater quality assessment. Crisis Management of Chronic Pollution: Contaminated Soil and Human Health. CRC press, Boca Raton, USA. 55–72.
- [2] Cabidoche, Y.M. et al. 2009. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. Environmental Pollution Special Issue Section: Ozone and Mediterranean Ecology: Plants, People, Problems. 157, (2009), 1697–1705.
- [3] Cattani, P. et al. 2019. A conceptual model of organochlorine fate from a combined analysis of spatial and mid- to long-term trends of surface and ground water contamination in tropical areas (FWI). Hydrology and Earth System Sciences. 23, (2019), 691–709.
- [4] Cattani, P. et al. 2009. Effect on runoff of rainfall redistribution by the impluvium-shaped canopy of banana cultivated on an Andosol with a high infiltration rate. Journal of Hydrology. 368, (2009), 251–261.
- [5] Charlier, J.B. et al. 2015. CHLOR-EAU-SOL – volet EAU - Caractérisation de la contamination par la chlordécone des eaux et des sols des bassins versants pilotes guadeloupéen et martiniquais. Technical Report #BRGM/RP-64142-FR.
- [6] Charlier, J.B. et al. 2008. Hydrological behaviour and modelling of a volcanic tropical cultivated catchment. Hydrological Processes. 22, (2008), 4355–4370.
- [7] Charlier, J.B. et al. 2018. Implication des relations temps de résidence-contaminants sur la dispersion de la chlordécone vers les eaux souterraines et de surface aux Antilles.
- [8] Charlier, J.B. et al. 2011. Structure and hydrogeological functioning of an insular tropical humid andesitic volcanic watershed: A multi-disciplinary experimental approach. Journal of Hydrology. 398, (2011), 155–170.
- [9] Civallero, E. et al. 2021. Observatoire pour la Pollution Agricole aux Antilles (OPALE) Volet eaux souterraines. Technical Report #Rapport BRGM/RP-71130-FR.
- [10] Crabit, A. et al. 2016. Soil and river contamination patterns of chlordecone in a tropical volcanic catchment in the French West Indies (Guadeloupe). Environmental Pollution. 212, (2016), 615–626.
- [11] Della Rossa, P. et al. 2017. Linking current river pollution to historical pesticide use: Insights for territorial management? Science of the Total Environment. 574, (2017), 1232–1242.
- [12] Desprats, J.F. 2021. Poursuite de la cartographie sur la contamination des sols par la chlordécone – 2019-2021. Technical Report #Rapport BRGM/RP-71040-FR.
- [13] Gourcy, L. et al. 2009. Improving the knowledge of pesticide and nitrate transfer processes using agedating tools (CFC, SF₆, 3H) in a volcanic island (Martinique, French West Indies). Journal of Contaminant Hydrology. 108, (2009), 107–117.

- [14] Mottes, C. et al. 2015. Hydrological and pesticide transfer modeling in a tropical volcanic watershed with the WATPPASS model. *Journal of Hydrology*. 529, (2015), 909–927.
- [15] Mottes, C. et al. 2017. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: the case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. *Chemosphere*. 184, (2017), 762–773.
- [16] Ponchant, L. et al. 2020. Bilan et analyse des risques de transferts de pesticides selon une gamme de situations agropédoclimatiques en contexte tropical antillais, Guadeloupe.
- [17] Taïlamé, A.L. and Nascimento, L. 2017. Surveillance de la qualité des eaux dites de « bord de route ». Technical Report #Rapport BRGM/RP-64987-FR.
- [18] Woignier, T. et al. 2013. Soil microstructure and organic matter: Keys for chlordecone sequestration. *Journal of Hazardous Materials*. 262, (2013), 357–364.

CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX : MÉCANISMES ET SOLUTIONS

Deux processus expliquent la contamination des végétaux, du fait des propriétés de la molécule : le contact direct des organes avec le sol pollué et une adsorption (fixation) de la molécule sur les matières organiques, les épidermes pour les racines et tubercule en particulier, et la diffusion passive via les flux de sève brute [2, 3, 6].

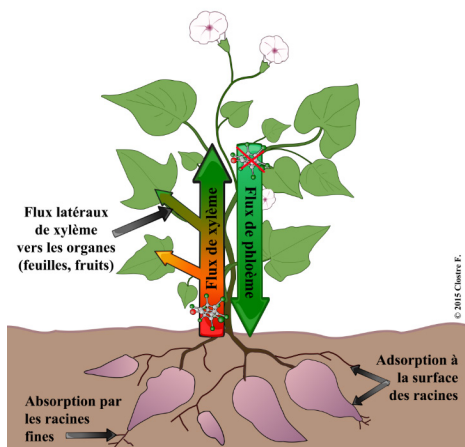
La teneur en chlordécone dans le sol est toujours plus élevée que celle mesurée dans les végétaux. Il n'y a pas de bioconcentration chez les plantes qui ont été testées. Le transfert est donc passif. Une fois la chlordécone solubili-

sée dans l'eau du sol, elle est absorbée par les racines et migre dans la plante via les vaisseaux de sève brute, le moteur du transfert est l'évapotranspiration de la plante. Du fait de son affinité avec la matière organique, la chlordécone se fixe sur les structures végétales lors de son transfert au sein de la plante. Un gradient décroissant de concentration est ainsi observé des racines vers les feuilles, les tiges et les fruits pouvant être contaminés à des niveaux intermédiaires (Figure 1). De manière schématique, plus le trajet de sève brute est long, moins l'organe est contaminé.

TRANSFERT DE CHLORDÉCONE DANS LA PLANTE :

diffusion passive par fixation à la surface des racines et par absorption de la chlordécone dissoute dans l'eau par les racines fines puis transfert le long du circuit de sève brute (xylème) avec un gradient décroissant le long de la tige [5]

FIGURE 2



Des enquêtes de terrain ont montré 3 types de comportement des organes végétaux contaminés par la chlordécone (Figure 2) :

- Les fruits, issus majoritairement des arbres (agrumes, goyaviers, ...) mais aussi des solanacées (la famille des tomates, aubergines, poivrons, piments), des bananiers et des ananas, qui transfèrent peu la chlordécone. Cela peut s'expliquer par le fait que le trajet de sève brute est long (cas des arbres et des bananes), ou que les fruits sont alimentés par la sève élaborée (cas des tomates) et ne reçoivent ainsi que très peu de chlordécone. Pour les choux et les ananas, l'évapotranspiration faible peut expliquer le moindre transfert de chlordécone dans la plante, ces cultures sont dites non sensibles.
- Les tiges, les laitues, mais aussi les fruits de cucurbitacées peuvent être contaminés à des niveaux proches ou supérieurs de la limite maximale de résidus. Dans ces cas, le circuit de la sève brute est court pour l'organe consommé et l'évapotranspiration est élevée. Pour les cucurbitacées, les fruits sont alimentés directement par la sève brute. Ces productions sont appelées, productions moyennement sensibles.
- Les racines et tubercules dont les teneurs sont les plus élevées, très au-dessus de la limite maximale de résidus, sont appelées productions sensibles. La contamination se fait par adsorption sur l'épiderme mais aussi par absorption de l'eau du sol.

Ces 3 types de comportements ont permis d'évaluer les risques de non-conformité en fonction de la teneur en chlordécone du sol de la parcelle. Un outil de gestion a été mis à disposition des agriculteurs qui peuvent choisir leur production dans chacun des types ci-dessus, en fonction de la pollution de leur parcelle sans risque de dépassement de la Limite Maximale de Résidus [6]. A chaque type de culture correspond un seuil de contamination de la parcelle. Cela leur permet d'anticiper et de piloter la qualité sanitaire de leurs productions en amont, d'organiser les productions selon leurs parcelles et non de subir les résultats des analyses à la récolte [5].

Depuis 2009, les contrôles effectués sur les étals des circuits de commercialisation ne montrent que des cas rares de non-conformité. Cela n'est pas le cas pour les circuits informels [1]. Pour les particuliers, le programme Jafa (jardins familiaux) propose une analyse de sol gratuite et diffuse aux jardiniers amateurs les bonnes pratiques pour éviter et limiter l'exposition des auto-consommateurs.

Des précautions doivent être prises pour la commercialisation et pour éviter de contaminer les produits après leur récolte : ainsi, les produits ne doivent pas être posés au sol lorsque la parcelle est polluée et les contenants doivent être propres, sans résidus de sol pollué.

Pour les racines et tubercules, selon les espèces, l'épiderme est beaucoup plus contaminé que la pulpe. En ce qui concerne les pratiques de préparation des aliments, un épluchage généreux (0.5 cm) permet alors de limiter l'exposition du consommateur d'un facteur de 2 à 5 [4]. Cette recommandation est également valable pour les cucurbitacées (giraumon, courgette, concombre).

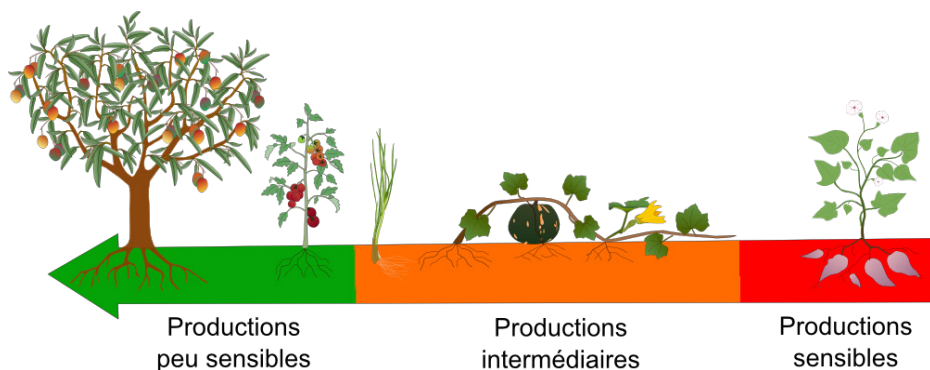
Le fait de faire bouillir longtemps le végétal ne réduit pas sa teneur en

chlordécone mais peut altérer ses qualités nutritives (pertes en vitamines et nutriments). Cela a été testé sur les racines et tubercules et sur le giraumon : un lavage minutieux avant préparation et une cuisson normale sont recommandés. Pour réduire l'exposition des consommateurs, la substitution des racines et tubercules par des féculents aériens non sensibles est également possible : banane jaune ou plantain, fruit à pain, igname aérien (igname bulbifère *Dioscorea bulbifera*).

COMPORTEMENT DES PRODUCTIONS AGRICOLES À LA CONTAMINATION PAR LA CHLORDÉCONE

3 catégories de produits, productions sensibles, productions intermédiaires et productions peu sensibles, à piloter en fonction des niveaux de contamination du sol [5]

FIGURE 2



Références :

- [1] Anses 2017. Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari.
- [2] Cabidoche, Y.M. and Lesueur-Jannoyer, M. 2012. Contamination of harvested organs in root crops grown on chlordecone-polluted soils. *Pedosphere*. 22, (2012), 562–571.
- [3] Clostre, F. et al. 2015. Comparative fate of an organochlorine, chlordecone, and a related compound, chlordecone-5b-hydro, in soils and plants. *Science of the Total Environment*. 532, (2015), 292–300.
- [4] Clostre, F. et al. 2014. Effect of home food processing on chlordecone (organochlorine) content in vegetables. *Science of the Total Environment*. 490, (2014), 1044–1050.
- [5] Clostre, F. et al. 2016. From soil to plants: crop contamination by chlordecone. *Crisis Management of Chronic Pollution: Contaminated Soil and Human Health*. CRC press, Boca Raton, USA. 131–142.
- [6] Clostre, F. et al. 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordecone polluted soil in the French West Indies. *Environmental Pollution*. 223, (2017), 357–366.

CONTAMINATION DES ANIMAUX AQUATIQUES : MÉCANISMES ET SOLUTIONS

La contamination des milieux aquatiques marins est en lien direct avec l'apport des eaux douces de surface et/ou souterraines soit sous forme dissoute dans l'eau, soit liée aux particules de sol (voir fiche « *Transfert de la chlordécone vers les milieux aquatiques* »). Dans une étude réalisée dès 2002 [1], les concentrations en chlordécone dans les panaches des rivières (matières en suspension et sédiments) du pourtour de la Martinique étaient particulièrement élevées (jusque 57 µg/kg).

Les connaissances sur la contamination des différents compartiments marins par la chlordécone sont limitées mais plusieurs études sur le milieu marin et la faune marine sont néanmoins disponibles. Concernant la contamination dans l'eau de mer à proprement parlé, l'étude de de Rock et al. a permis de mieux appréhender les voies de contamination de la chlordécone dans les écosystèmes côtiers de la Martinique à partir du site pilote de la Baie du Galion [6]. Un gradient décroissant est observé de l'embouchure de la rivière (63,9 ng/L) à un point plus au large (5,5 ng/L). Par ailleurs dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, la contamination des eaux littorales de Martinique et Guadeloupe sont suivies régulièrement notamment pour la chlordécone à l'aide d'échantillonneurs passifs. En Martinique, une vingtaine de masses

d'eau sont suivies et les dernières valeurs disponibles (2019) sont toutes supérieures à la Norme de Qualité Environnementale (NQE) et s'échelonnent de 0,026 ng/L (Banc du Diamant) à 1,553 ng/L (Baie du Galion). Il n'y a pas d'évolution à la baisse par rapport aux valeurs de 2017.

Au-delà de la contamination de l'eau de mer, plusieurs études sont disponibles pour évaluer la contamination des différents compartiments de la chaîne trophique, du plancton aux prédateurs supérieurs. Ainsi l'étude de Dromard et al. [4] a montré que la concentration en chlordécone dans le zooplancton collecté à l'embouchure des rivières touchées par la pollution varie fortement : de 22 à 272 µg/kg en Martinique et de 40 à 306 µg/kg en Guadeloupe. Il n'a pas été possible de trouver de corrélation entre les concentrations dans l'eau et celles dans le zooplancton. Par ailleurs la recherche de chlordécone dans différents habitats (mangrove, herbiers et récifs coralliens) a montré que, à l'exception des sédiments, tous les compartiments et organismes sont contaminés par la chlordécone et les valeurs les plus importantes concernaient les consommateurs secondaires, contaminés de 232,6 µg/kg dans la mangrove à 91,9 µg/kg sur les récifs coralliens, ce qui est cohérent avec le gradient observé dans l'étude de Dromard et al. [3].

Concernant la faune halieutique, quelques études sont disponibles et montrent que la contamination d'un poisson est fortement liée à son lieu de vie (estuaire, zone côtières et large) ainsi que de son « mode » de vie (sédentarité, migrations ontogénétiques, raids trophiques...) et de son niveau trophique [2, 3]. Le tableau 1 donne quelques exemples de contamination de poissons, de crustacés ou de mollusques [2].

Au-delà des espèces de poissons étudiées, l'étude de Méndez-Fernandez et al. [5] a montré que les quatre espèces de cétacés analysés (cachalots, pseudorques, dauphins Fraser et dauphins pantropical) sont toutes contaminées par la chlordécone à des concentrations relativement faibles de 0,001 à 0,329 µg/kg dans les tissus graisseux, bien que leur lieu de vie soit relativement éloigné des côtes. Ces concentrations assez faibles sont cohérentes avec les études sur la cinétique de la chlordécone dans le milieu marin. En conclusion, les concentrations observées en mer sont plutôt faibles (maximum 1,5 ng/L au « large ») mais supérieures à la NQE Eau (0,0005 ng/L).

La contamination de la faune marine est étendue géographiquement avec une forte variabilité entre les zones et les espèces. Par ailleurs, même si l'entrée dans la chaîne trophique de la chlordécone semble être liée aux matières en suspension et au zoo-

plancton, la contamination de certaines espèces pourrait aussi être liée à d'autres facteurs comme l'imprégnation ou contact de l'eau contaminée. De même, du fait du caractère lipophile de la chlordécone, la bioaccumulation (bioconcentration) dans les organismes est probable. Dromard et al. [4] ont ainsi calculé des facteurs de bioconcentration entre l'eau de mer et le zooplancton qui variaient entre 440 et 27 200.

Malheureusement, les apports permanents en chlordécone en provenance des bassins versants contaminés ne permettent pas d'envisager une amélioration de la situation à moyen terme en mer du fait de la persistance de cette molécule dans les différents compartiments. Les solutions pour une diminution des contaminations dans le milieu marin passent obligatoirement par un « traitement » des apports des bassins versants contaminés.

Concernant l'amélioration des connaissances, maintenant que les concentrations dans les différents maillons trophiques sont connus, et au-delà du suivi de la cinétique de la chlordécone dans le temps, l'impact de cette molécule sur les écosystèmes marins devrait être investigué. En effet aujourd'hui, les effets de la chlordécone, même à faibles concentrations, sur le métabolisme et la physiologie des organismes marins (du zooplancton aux Cétacés), ne sont pas connus.

EXEMPLES DE CONTAMINATION DE POISSONS, CRUSTACÉS
OU DE MOLLUSQUES EN GUADELOUPE ET EN MARTINIQUE [2]

TABLEAU 1

Zones	Poissons	Crustacés	Mollusques
Guadeloupe 01	80,9±20,5 (0–1036)	29,0±9,9 (0–167)	29,1±7,9 (0–139)
Guadeloupe 02	69,6±10,2 (0–1760)	94,1±19,2 (0–388)	23,7±8,0 (0–186)
Guadeloupe 03	13,6±2,7 (0–192)	48,1±18,1 (0–171)	1,1±0,8 (0–7)
Martinique 01	57,6±9,5 (0–696)	732,7±689,0 (0–15200)	0
Martinique 02	30,5±6,9 (0–705)	130,1±21,6 (0–2549)	1,2±0,6 (0–2)
Martinique 03	9,9±1,7 (0–79)	53,9±9,0 (0–1414)	1,7±1,1 (0–5)

Les concentrations sont exprimées en µg / kg de poids frais.



Références :

[1] Bocquene, G. and Franco, A. 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. Marine Pollution Bulletin. 51, (2005), 612–619.

[2] Dromard, C.R. et al. 2015. Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). Environmental Science and Pollution Research. 23, (2015), 73–80.

[3] Dromard, C.R. et al. 2018. Contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe: evidence of a seaward decreasing gradient. Environmental Science and Pollution Research. 25, (2018), 14294–14301.

[4] Dromard, C.R. et al. 2019. Environmental fate of chlordecone in coastal habitats: recent studies conducted in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). Environmental Science and Pollution Research. 29, (2019), 51–60.

[5] Méndez-Fernandez, P. et al. 2018. From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. Marine Pollution Bulletin. 137, (2018), 56–60.

[6] de Rock, P. et al. 2020. Recherche des voies de contamination des écosystèmes côtiers de Martinique par le chlordécone. Projet ChloAnt. Technical Report #RBE/BIO-DIVENV/2020-01.

CONTAMINATION DES ANIMAUX D'ÉLEVAGE : MÉCANISMES ET SOLUTIONS

CONTAMINATION : LES VOIES D'EXPOSITION

Les volailles, les porcs ou les ruminants (bovins, caprins, ovins) élevés sur un sol pollué ou nourris avec des aliments contaminés sont exposés à la chlordécone (CLD), l'absorbent et la fixent dans leurs tissus. L'eau d'abreuvement peut également être une voie de contamination importante en particulier lorsque les animaux boivent une eau en contact direct avec le sol (mare, trous d'eau, rigole de surface) ou dans certaines ravines réceptionnant des eaux de sole bananière actuelle ou ancienne [23]. En ce qui concerne le fourrage, les données disponibles sont peu nombreuses.

De manière générale, il ressort que les parties basses proches du sol sont les plus contaminées [9], soit par des particules de sol adsorbées (piétinement, projection lors de pluies intenses), soit par une translocation de la chlordécone par voie racinaire. Dans ce dernier cas, comme cela a été montré pour la canne à sucre, la chlordécone resterait adsorbée sur les fibres de la tige ce qui générerait un gradient décroissant du bas vers le haut de la plante.

Le sol est considéré comme une voie majeure d'exposition. Les travaux récents conduits en plein air en Guadeloupe ont permis d'estimer une ingestion journalière moyenne de 0,6 g de

sol sec/kg de poids vif chez les bovins [3, 4, 19] et de 4,6 g de sol sec/kg de poids vif chez les porcs [5]. Chez les volailles, l'ingestion journalière de sol a été estimée en moyenne à 1,2 et 3,1 g de sol sec/kg de poids vif chez les poulets [20] et les poules pondeuses respectivement [17]. Si le pâturage a lieu sur un sol contaminé à 1 mg CLD/kg de sol sec, ces ingestions de sol se traduiraient par une ingestion de 0,6 ; 4,6 ; 1,2 et 3,1 µg de chlordécone par jour pour les bovins, porcs, poulets et poules pondeuses respectivement. Il a été montré que quel que soit le type d'animal et de sol, lorsque du sol contaminé est ingéré, la chlordécone est mobilisée dans le tube digestif et devient biodisponible [2, 16, 20].

La sensibilité à l'ingestion de sol diffère entre les espèces notamment en raison de leur comportement et régime alimentaire ; l'activité de fouissage du porc, tout comme la recherche de macrofaune ou de grit par les volailles rendant ces espèces particulièrement vulnérables au risque d'exposition. Par ailleurs, même dans les situations les moins à risque, l'ingestion de sol en plein air ne peut pas être complètement évitée.

L'ingestion de sol est influencée par différents facteurs. En particulier, une offre fourragère limitante incite les animaux à pâturer plus ras ce qui favorise

l'ingestion de sol [3, 4, 19]. De fortes précipitations, ou une inondation temporaire de la parcelle, peuvent induire une salissure du couvert végétal, amplifiée par le piétinement, et entraîner une ingestion indirecte de sol via l'ingestion d'herbe salie [3].

BIODISPONIBILITÉ DE LA CHLORDÉCONE INGÉRÉE

La chlordécone ingérée via le sol, rendue bioaccessible lors de la phase de digestion, est absorbée par les animaux avec un taux d'absorption considéré comme supérieur à 90% [15]. Une fois dans la circulation sanguine générale, la chlordécone se distribue dans les différents organes et tissus de l'organisme. Contrairement aux autres composés organochlorés, la chlordécone est une molécule non-lipotrope à fort tropisme hépatique. Les concentrations de chlordécone par gramme de matière fraîche se répartissent comme suit dans les différents tissus : foie >> gras > muscle avec des différences de distribution entre les types de muscles et les types de tissus gras [11, 12, 18].

ELIMINATION DE LA CHLORDÉCONE

L'élimination de la chlordécone de l'organisme est la résultante des mécanismes de métabolisme et d'excrétion. La présence d'une enzyme appelée AKR1C4, transformant la chlordécone en chlordécone alcool (ou chlordécol, CLDOH), a été mise en évidence dans le foie de porc, de canard, de brebis et d'agneau [25]. Ainsi la chlordécone peut être métabolisée en chlordécone alcool, mais également subir une conjugaison sur la molécule mère (CLD-C) ou sur la forme alcool (CLDOH-C) via la présence d'enzymes de conjugaison. Concernant l'excrétion de la chlordécone, la voie fécale est considérée, chez l'ovin et le porcin, comme la voie majoritaire d'excrétion. Ainsi, chez l'ovin 54 % de la chlordécone administrée sont éliminés dans les fèces au bout de 84 jours de décontamination contre 2 % dans l'urine [24], alors que chez le porc seuls 20 % ont été retrouvés dans les fèces et 2 % dans l'urine [12]. La molécule mère tout comme des métabolites sont retrouvés dans les fèces [12, 24].

TEMPS DE DEMI-VIE (T1/2 EN JOURS) DE LA CHLORDÉCONE CHEZ DIFFÉRENTES ESPÈCES

TABLEAU 1

Espèce	Race	Nombre d'animaux	Dose (mg/kg PV)	Durée d'exposition (j)	Voie	T1/2 ± SE	Références
Porc	créole	7	1	1	IV	55 ± 2	[13]
Porc	large white	7	1	1	IV	49 ± 4	[13]
Chèvre	créole	4	1	1	IV	17 ± 2 (SD)	[15]
Chèvre	créole	6	1	1	PO	23 ± 3 (SD)	[15]
Chevreau	alpine	12	0,05	21	PO	12 ± 2	[21]
Brebis	romane	5 par dose	0,02 ; 0,4 ; 1	1	IV	24 ± 1	[26]
Poules en ponte	Lohmann Brown	4	0,5	42	PO	5 ± 1	[16]

PV : poids vif ; IV : voie intraveineuse ; PO : Per os ; SE : erreur standard ; SD : écart-type

Les demi-vies observées chez les animaux de rente sont variables, avec un maximum observé chez les porcins. Pour les ruminants, les temps de demi-vie d'élimination chez les animaux adultes se classent comme suit : bovins > ovins ~ caprins, et les valeurs indiquées dans le tableau 1 supposent des temps de décontamination compatibles avec la durée d'élevage de ces animaux. Si l'animal est en croissance, un effet de dilution réduit le temps de demi-vie (chevreau versus chèvre adulte) [15, 21]. Par ailleurs, le temps de demi-vie chez la poule pondeuse est court par rapport aux autres espèces car la chlordécone est exportée dans les œufs quotidiennement. Cela est confirmé en comparant les valeurs de demi-vie obtenues dans l'œuf chez une poule (t1/2 = 5 j) et une cane (t1/2 = 20 j) ayant une intensité de ponte de 90 % et 20 % respectivement [16, 18].

SOLUTIONS ADAPTÉES À LA PRODUCTION D'ANIMAUX CONFORMES

Les pratiques de pâturage constituent des leviers réels pour réduire l'ingestion de sol par les animaux et limiter leur exposition. Une offre fourragère abondante, couplée à une surface et une hauteur d'herbe non limitante, permet aux animaux de couvrir leurs besoins tout en maintenant une distance avec le sol [3, 4, 19]. Cela permet également de limiter les impacts du piétinement sur la végétation. Pour des volailles élevées au sol, le maintien d'un couvert végétal dense est une protection vis-à-vis de l'ingestion de sol.

De même, il faut éviter de distribuer l'aliment au sol mais le disposer dans un récipient à l'abri des projections de sol générées lors du grattage par les poules [18]. De manière générale, il faut éviter de distribuer des épluchures de végétaux contaminés. La séquestration de la chlordécone pour empêcher son absorption chez l'animal est possible. Cette stratégie s'appuie sur l'utilisation de matières carbonées de type biochar ou charbon actif [7, 8, 27]. Il a été montré que cette stratégie ne fonctionne que si un temps de contact important (3 semaines minimum), dit de maturation, est assuré [6, 21]. Cette solution ne paraît envisageable que pour de petites surfaces mécanisables.

Comme indiqué dans le tableau 1, des temps de demi-vie ont été obtenus pour les principales espèces d'élevage terrestre. Ceci signifie que lorsque l'animal est retiré de la source d'exposition, sa teneur en chlordécone va décroître. En fonction de la physiologie de l'espèce et du niveau de contamination initial, le temps nécessaire pour atteindre la LMR (Limite Maximale de Résidu) peut varier.

Ainsi pour des espèces à durée d'élevage courte mais à décontamination lente, la solution n'est pas viable (cas du porc). A l'opposé pour les espèces à durée d'élevage assez longue, tels que les ruminants pour lesquels la décontamination est assez rapide com-

paré à la durée d'élevage, la stratégie de décontamination s'applique avec succès. Un dispositif expérimental a été mis en place en Guadeloupe et en Martinique entre 2021 et 2022 pour appliquer cette stratégie aux bovins [10] sur la base d'Outil d'Aide à la Décision issu de la recherche. Ainsi, la durée de décontamination a pu être ajustée au niveau initial de contamination des bovins et permettre d'obtenir systématiquement à l'abattage une carcasse conforme ($[CLD] < LMR$), voire en adéquation avec une filière zéro chlordécone ($[CLD] < \text{limite de quantification}$). Un modèle général qui intègre l'exposition amont, le devenir chez l'animal et l'excrétion a été élaboré [14]. Ce dernier compartiment permet de connaître la quantité de chlordécone rejetée par les animaux en décontamination.

Un projet de recherche (DeChlorMeth) a montré que la méthanisation en conditions thermophiles permettait de dégrader la chlordécone [1]. Cette piste permettrait de gérer les effluents d'élevage lors de la décontamination et d'éviter la translocation de chlordécone vers des parcelles saines. Ce modèle doit être validé pour le volet exposition qui dépend de nombreux facteurs, et sera affiné en tenant compte de la variabilité interindividuelle.

Références :

- [1] Alnajjar, P. et al. 2022. La méthanisation thermophile permet de dégrader la chlordécone.
- [2] Bouveret, C. et al. 2013. Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound Chlordécone in piglets. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 61, (2013), 9269–9274.
- [3] Collas, C. et al. 2019. Cattle exposure to chlordécone through soil intake. The case-study of tropical grazing practices in the French West Indies. *Science of the Total Environment*. 668, (2019), 161–170.
- [4] Collas, C. et al. 2020. Dynamics of soil ingestion by growing bulls during grazing on a high sward height in the French West Indies. *Scientific Reports*. 10, (2020), 1–8.
- [5] Collas, C. et al. 2022. Exposure of free-range pigs to environmental contaminants via soil ingestion.
- [6] Delannoy, M. et al. 2020. Evaluation of two contrasted activated carbon-based sequestration strategies to reduce soil-bound chlordécone bioavailability in piglets. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41023–41032.
- [7] El Wanny, N. et al. 2022. Organochlorine POPs sequestration strategy by carbonaceous amendments of contaminated soils: toward a better understanding of the transfer reduction to laying hens. *Journal of Hazardous Materials*. 434, (2022), 128871.
- [8] Feidt, C. et al. 2021. In vitro and in vivo assessment of a CLD sequestration strategy in Nitisol using contrasted carbonaceous materials. *Environmental Geochemistry and Health*. 44, (2021), 1911–1920.
- [9] Feidt, C. et al. 2022. Quels enjeux pour les fourrages dans la gestion de la crise chlordécone aux Antilles françaises ? *Fourrages*. 249, (2022), 9–18.
- [10] Feidt, C. et al. 2022. Validation in situ d'un Outil d'Aide à la Décision pour la maîtrise de la teneur en chlordécone des carcasses bovines issues de zones contaminées.
- [11] Fourcot, A. et al. 2021. Characterization of chlordécone distribution and elimination in ewes during daily exposure and depuration. *Chemosphere*. 277, (2021), 130340.
- [12] Fourcot, A. 2020. Distribution et élimination de la chlordécone chez les animaux d'élevage – Modélisation des processus. Université de Lorraine.
- [13] Fourcot, A. et al. 2020. Modeling chlordécone toxicokinetics data in growing pigs using a nonlinear mixed-effects approach. *Chemosphere*. 250, (2020), 1–8.
- [14] Fournier, A. et al. 2022. Modélisation PBPK du transfert de la chlordécone chez le ruminant adulte.
- [15] Fournier, A. et al. 2017. Toxicokinetics of chlordécone in goats: Implications for risk management in French West Indies. *Chemosphere*. 171, (2017), 564–570.

- [16] Jondreville, C. et al. 2014. Kinetic study of chlordecone orally given to laying hens (*Gallus domesticus*). *Chemosphere*. 114, (2014), 275–281.
- [17] Jondreville, C. et al. 2013. Relative bioavailability of tropical volcanic soil bound chlordecone in laying hens (*Gallus domesticus*). *Environmental Science and Pollution Research*. 20, (2013), 292–299.
- [18] Jurjanz, S. et al. 2020. Control of poultry contamination in chlordecone contaminated areas of the French West Indies. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41117–41121.
- [19] Jurjanz, S. et al. 2017. Evaluation of soil intake by growing Creole young bulls in common grazing systems in humid tropical conditions. *Animal*. 11, (2017), 1363–1371.
- [20] Jurjanz, S. et al. 2014. Relative bioavailability of soil-bound chlordecone in growing lambs. *Environmental Geochemistry and Health*. 36, (2014), 911–917.
- [21] Lastel, M.L. et al. 2018. Comparison of chlordecone and NDL-PCB decontamination dynamics in growing male kids after cessation of oral exposure: Is there a potential to decrease the body levels of these pollutants by dietary supplementation of activated carbon or paraffin oil ? *Chemosphere*. 93, (2018), 100–107.
- [22] Mahieu, M. et al. 2015. Chlordecone and animal breeding individual variability of the excretion capacity of ruminants and consequences on the contamination.
- [23] Rochette, R. et al. 2017. Contamination des bassins versants de la Guadeloupe continentale par la chlordécone. Actualisation des connaissances et cartographie des zones à risque de contamination.
- [24] Saint-Hilaire, M. et al. 2021. Characterization and quantification of chlordecone elimination in ewes. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 87, (2021), 103698.
- [25] Saint-Hilaire, M. et al. 2018. Development and validation of an HPLC-MS/MS method with QuEChERS extraction using isotopic dilution to simultaneously analyze chlordecone and chlordecol in animal livers. *Food Chemistry*. 252, (2018), 147–153.
- [26] Saint-Hilaire, M. et al. 2020. Linear toxicokinetic of chlordecone in ewe's serum. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 40963–40970.
- [27] Yehya, S. et al. 2017. Activated carbon, a useful medium to bind chlordecone in soil and limit its transfer to growing goat kids. *PLoS One*. 12, (2017), e0179548.

LES LIMITES MAXIMALES DE RÉSIDUS

COMMENT EST DÉFINIE LA LMR ET À QUOI SERT-ELLE ?

Selon la commission européenne en introduction du règlement CE 396/2005, « toutes les denrées alimentaires destinées à la consommation humaine ou animale dans l'Union européenne (UE) sont soumises à une limite maximale pour les résidus (LMR) de pesticides afin de protéger la santé animale et humaine ». La législation européenne réglemente les LMR qui s'appliquent aux différents produits et établit une LMR par défaut lorsqu'aucune LMR spécifique n'existe.

Le règlement (CE) n°396/2005 fixe les quantités maximales de résidus de pesticides autorisées dans les produits d'origine animale ou végétale destinés à la consommation humaine ou animale. Les LMR, qui sont fixées par la Commission européenne, comprennent :

- les LMR spécifiques à certains produits destinés à la consommation humaine ou animale,
- une LMR générale qui s'applique lorsqu'aucune LMR spécifique n'a été définie (une « limite par défaut » de 0,01 mg/kg).

Pour les aliments destinés à la consommation humaine, les LMR sont fixées après une évaluation de risque qui comprend une évaluation de l'expo-

sition par voie alimentaire et la comparaison de cette exposition aux valeurs sanitaires ou toxicologiques de référence (VTR). Pour qu'un risque soit écarté, il faut que l'exposition des populations les plus exposées soient inférieures à la VTR.

L'exposition par voie alimentaire chronique à savoir la quantité de chlordécone ingérée quotidiennement est calculée en faisant la somme des expositions provenant de tous les aliments pouvant contribuer à cette exposition. Pour chaque personne et chaque aliment contributeur, l'exposition chronique est égale au produit de la quantité d'aliments consommée par la contamination médiane ou moyenne de l'aliment. La somme des expositions chroniques provenant de chaque aliment est calculée puis cette exposition est rapportée au poids corporel du consommateur, enfant ou adulte.

L'exposition aiguë est égale au produit de la consommation maximale d'aliments consommée un jour donné par la contamination maximale de l'aliment considéré.

En pratique, il n'est pas possible de connaître l'exposition de toute la population d'une région ou d'un pays. Des études par sondage sont mises en œuvre pour connaître la consommation alimentaire individuelle d'un échantillon représentatif de la population d'étude. Il peut être nécessaire

d'étudier plus spécifiquement des populations plus exposées ou plus sensibles.

Dans le cas de la chlordécone, l'étude Kannari a recueilli la consommation de populations spécifiques comme celle des familles de pêcheurs ou celle des auto-consommateurs de légumes racines, de volailles et d'œufs ou de tout autre aliment issu des jardins familiaux. En effet, des données de concentration de chlordécone dans les aliments ont montré que l'autoconsommation y compris la consommation de poissons pêchés localement pouvait être particulièrement contaminée.

Cependant, les LMR ne s'appliquent qu'aux aliments commercialisés. C'est la raison pour laquelle l'Anses a proposé des fréquences limites de consommation pour les aliments auto-consommés ou issus du don : dachines ou madères, poissons de mer. La consommation de poissons et crustacés d'eau douce sauvages est par ailleurs interdite aux Antilles.

Les VTR sont généralement fixées par un comité scientifique au niveau européen en prenant en compte l'ensemble de la littérature scientifique sur les effets sanitaires de la substance, ici la chlordécone. Les études scientifiques prises en compte sont à la fois toxicologiques et épidémiologiques.

La VTR est définie à partir de l'effet critique, c'est à dire celui qui apparaît aux niveaux d'exposition le plus faible. Dans le cas de la chlordécone, les VTR ont été proposées par l'Anses et non par l'autorité européenne EFSA car la problématique est française. Cependant, l'EFSA a entériné la proposition de VTR de l'Anses et a proposé ensuite des LMR permettant d'éviter que l'exposition alimentaire via des aliments commercialisés excède la VTR.

Le règlement (CE) n°396/2005 ne propose pas de LMR pour les poissons et produits de la mer. Une LMR a donc été proposée par la direction générale de l'alimentation (DGAL) et les autorités françaises pour ces aliments qui peuvent être contaminés.

Il importe de souligner que les VTR sont des valeurs issues d'études scientifiques élaborées par des agences qui font la synthèse des résultats, Anses au niveau français, EFSA au niveau européen. Les LMR sont en revanche des valeurs réglementaires fixées par les gestionnaires (Commission Européenne ou Etat membre) qui s'appuient sur des données scientifiques (VTR, données de contamination des aliments et de consommation alimentaire). Elles peuvent être fixées sur une base ALARA « as low as reasonably achievable » aussi bas que possible.

EST-IL POSSIBLE D'ATTEINDRE LE « ZÉRO CHLORDÉCONE » DANS L'ENVIRONNEMENT ET DANS L'ALIMENTATION ?

A court et moyen terme (une génération par exemple) et sans solution de traitement efficace, le zéro chlordécone dans l'environnement sera difficilement atteignable. D'une part, dans le cas d'une analyse, une valeur donnée égale à zéro correspond toujours à un résultat inférieur à une limite technique liée à la méthode d'analyse. Les progrès techniques font que les limites analytiques s'affinent continuellement et un « zéro » à l'instant *t* peut devenir une valeur quantifiée de manière fiable 5 ou 10 ans plus tard. D'autre part, une partie de la chlordécone se situe dans des zones difficilement accessibles (dans le sol au-delà de la profondeur cultivée et dans toute la zone non saturée sous-jacente, dans les nappes d'eau souterraines, dans les matières en suspension et sédiments terrestres et marins...). Traiter l'intégralité de ces zones et réaliser des analyses simultanées pour y vérifier l'absence totale de chlordécone est difficilement envisageable.

Cependant, il est possible de réduire très fortement l'exposition des consommateurs. Les obligations des agriculteurs et des éleveurs professionnels (paquet hygiène) et les contrôles réguliers (plans de surveillance et de contrôle) permettent de mettre en marché des produits conformes, dont les teneurs en chlordécone sont infé-

rieures à la LMR et de sécuriser assez largement les circuits d'approvisionnement alimentaires.

Le risque est plus grand pour des produits issus des circuits informels [1]. Pour les auto-consommateurs, le programme des Jardins Familiaux (JaFa) propose des outils et des pratiques pour garantir et bien gérer les produits végétaux et animaux de son jardin. Ainsi des mesures de gestion du risque sont opérationnelles, par exemple le guide des cultures déconseillées/conseillées en fonction du niveau de pollution du sol [2]. D'autres mesures de gestion sont en cours de validation *in situ*, par exemple pour la décontamination du bétail.

Toutes ces mesures nécessiteront cependant une application très stricte par les populations.

Références :

[1] Anses 2017. Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari.

[2] Clostre, F. et al. 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordécone polluted soil in the French West Indies. *Environmental Pollution*. 223, (2017), 357–366.



●

CONNAÎTRE...

**La chlordécone
et la santé**

●

ABSORPTION, DISTRIBUTION, MÉTABOLISME ET EXCRÉTION DE LA CHLORDÉCONE

La voie orale constitue la principale voie de pénétration de la chlordécone dans l'organisme. Suite à l'ingestion d'une eau ou d'aliments contaminés, la chlordécone est libérée dans le tube digestif suite à la digestion et la solubilisation des composés de l'aliment. La chlordécone subit ensuite des processus d'absorption, de distribution, de métabolisme (biotransformation) et d'élimination (Figure 1). Elle passe ensuite la barrière intestinale pour atteindre le sang. Après un premier passage au niveau du foie, la chlordécone atteint la circulation générale. Elle est ensuite distribuée dans les différents tissus et organes et s'accumule préférentiellement dans le foie [1].

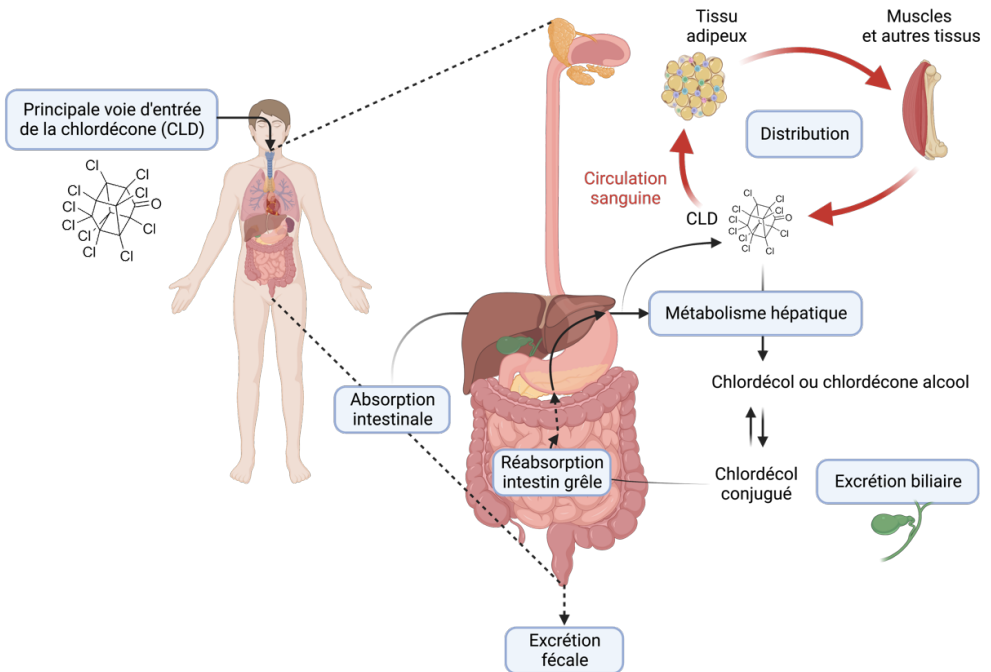
En dépit de son affinité pour les composés hydrophobes, la chlordécone s'accumule relativement peu dans les tissus gras. Cela est expliqué par

son mode de transport dans la circulation sanguine qui se fait préférentiellement par liaison à l'albumine et aux lipoprotéines de haute densité (ou HDL ; [2]). L'élimination de la chlordécone est la résultante des mécanismes de métabolisme et d'excrétion. Elle est partiellement métabolisée dans le foie en chlordécone-alcool (ou chlordécol) qui peut être conjuguée. La chlordécone libre et ses métabolites formés au niveau du foie sont ensuite excrétés par voie biliaire dans le tube digestif puis excrétés via les fèces. Le processus d'élimination est ralenti du fait d'une réabsorption intestinale (aussi appelé cycle entéro-hépatique). Le temps de demi-vie d'élimination⁹ de la chlordécone dans le sang a été estimé à 131 jours [1].

⁹Le temps de demi-vie d'élimination est le temps nécessaire à la diminution de 50% de la concentration dans le sang en absence de nouvelle exposition.

ABSORPTION, DISTRIBUTION, MÉTABOLISME ET EXCRÉTION (ADME) DE LA CHLORDÉCONE CHEZ L'ÊTRE HUMAIN (SOURCE : CPSN)

FIGURE 1



Références :

[1] Emond, C. and Multigner, L. 2022. Chlordane: development of a physiologically based pharmacokinetic tool to support human health risks assessments. Archives of Toxicology. (Feb. 2022).

[2] Skalsky, H.L. et al. 1979. The role of plasma proteins in the transport and distribution of chlordane (Kepone®) and other polyhalogenated hydrocarbons. Annals of the New York Academy of Sciences. 320, (1979), 231-237.

TOXICITÉ DE LA CHLORDÉCONE

ET EFFETS SUR LA SANTÉ

La contamination de l'environnement par la chlordécone expose les populations via l'alimentation. La rémanence de la chlordécone dans l'environnement, l'exposition par l'alimentation et sa bioaccumulation dans l'organisme amènent à se poser des interrogations légitimes sur sa toxicité et sur ses effets sur la santé. De nombreuses études ont été réalisées sur différentes espèces. Il est important de distinguer à ce titre, trois types d'études :

- les études effectuées sur les rongeurs ou sur des espèces aviaires, datant principalement des années 1970-1980, réalisées sur différentes périodes d'exposition à hautes voire très hautes doses ;
- les études réalisées sur des populations humaines chez des sujets exposés :
 - soit accidentellement (par exemple suite à la catastrophe d'Hopewell aux Etats-Unis) et conduisant de ce fait à une **exposition professionnelle très élevée**
 - soit environnementalement par une exposition alimentaire : dans ce cas, **l'exposition est continue et à faibles doses**.

Il est important de comprendre que les études expérimentales enrichissent les études épidémiologiques et vice-versa. Deux exemples assez récents permettent d'illustrer cet état de fait et l'importance de la transdisciplinarité pour améliorer les connaissances des dangers et des risques en lien avec l'exposition environnementale.

EXEMPLE 1 : CHLORDÉCONE ET MODIFICATIONS ÉPIGÉNÉTIQUES⁶

Des études expérimentales chez la souris ont montré que l'exposition à la chlordécone pendant la gestation est associée à des modifications d'intensité et de distribution de certaines marques épigénétiques [16, 17, 20]. Une étude réalisée à partir de sang du cordon des enfants nés de la cohorte TIMOUN⁷ a permis de montrer que l'exposition à la chlordécone est associée à une diminution de l'intensité et à une modification de la distribution de certaines marques épigénétiques [21]. Ces observations fournissent des informations sur la capacité de la chlordécone à augmenter le risque d'instabilité génétique. La portée sanitaire reste à ce jour inconnue.

⁶L'épigénétique correspond à l'étude des changements dans l'activité des gènes, n'impliquant pas de modification de la séquence d'ADN et pouvant être transmis lors des divisions cellulaires.

⁷La cohorte TI MOUN est décrite dans la partie « impact de la chlordécone sur la grossesse ».

EXEMPLE 2 : EVOLUTION DES HÉPATITES CHRONIQUES ACTIVES

Une étude chez la souris a montré que la chlordécone potentialise la fibrose hépatique au cours d'une hépatite chronique induite par des agents hépatotoxiques [31]. De manière complémentaire, l'étude épidémiologique

Hepatochlor a été réalisée ces dernières années pour étudier l'influence des expositions à la chlordécone sur l'évolution des hépatites chroniques actives induites par des agents hépatotoxiques (alcool, virus des hépatites B et C) chez les populations antillaises. Les données acquises sont en cours d'analyse et seront présentées lors du colloque chlordécone décembre 2022.

TOXICITÉ DE LA CHLORDÉCONE

Les premières données toxicologiques de la chlordécone datent du début des années 1960 et ont été rapportées dans son dossier d'autorisation et d'enregistrement comme insecticide aux États-Unis. Elles soulignaient que l'administration par voie orale de la molécule à des rats de laboratoire provoque des troubles neurologiques caractérisés par des tremblements corporels et des membres, une atrophie testiculaire et des lésions hépatiques tumorales. Un profil toxicologique complet est décrit dans différents travaux d'agences sanitaires [1, 2].

La chlordécone traverse la barrière placentaire et l'exposition de rats et souris femelles gestantes, porte atteinte au développement pré et postnatal, notamment sur le plan neurologique moteur, comportemental et sexuel. La chlordécone présente une particularité toxicologique supplémentaire, celle d'accroître les effets hépatiques induits par des agents hépatotoxiques [2]. Des études de

cancérogénèse chez l'animal de laboratoire sont à l'origine de son classement, en 1979, comme cancérigène possible pour l'Homme par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, dépendant de l'Organisation Mondiale de la Santé - OMS).

Les mécanismes biologiques conduisant aux manifestations toxiques de la chlordécone sont multiples et encore mal compris pour certains. Cependant, plusieurs modes d'actions ont été décrits. La chlordécone inhibe des ATPases membranaires (enzymes qui interviennent dans le métabolisme énergétique), perturbe l'homéostasie calcique, interfère avec l'action de multiples neurotransmetteurs et présente des propriétés hormonales de type œstrogénique et progestagénique. A cet égard, elle est entre autres, reconnue comme perturbateur endocrinien [25].

Chez l'être humain, la toxicité aigüe de la chlordécone a été mise en évidence

suite à un épisode d'empoisonnement des employés d'une usine fabriquant le pesticide à Hopewell (Virginie, États-Unis). Des atteintes neurologiques spécifiques (tremblements intentionnels des membres, incoordination motrice, troubles de l'humeur, de l'élocution et de la mémoire récente, mouvements anarchiques des globes oculaires...), atteintes testiculaires (diminution du nombre et de la mobilité des spermatozoïdes) et une hépatomégalie fonctionnelle ont été identifiées et regroupées sous le terme de « *Syndrome du Képone* » [6, 32].

La survenue et la sévérité des troubles ont été corrélées positivement à la concentration plasmatique en chlordécone (ou chlordéconémie), permettant

ainsi d'établir un seuil pour la manifestation d'un signe ou d'un symptôme clinique de l'ordre de 1 mg par litre de sang.

Ces symptômes corroborent ceux observés chez les rongeurs et se caractérisent donc à hautes doses d'exposition. Toutefois, au fil des années, ces troubles chez l'être humain se sont avérés en grande partie réversibles après l'arrêt de l'exposition et en lien avec la diminution des concentrations de la chlordécone dans le sang malgré sa lente élimination. Pour rappel, en l'absence d'une exposition à la chlordécone, la demi-vie de la chlordécone dans le sang a été estimée à 131 jours [15].

IMPACT DE LA CHLORDÉCONE SUR LA FERTILITÉ

QUEL EST L'IMPACT DE LA CHLORDÉCONE SUR LA FERTILITÉ MASCULINE ?

Une étude a été réalisée au début des années 2000 en Guadeloupe parmi des travailleurs salariés du secteur agricole de la banane et salariés de secteurs non agricole. Quand bien même les travailleurs du secteur agricole bananier présentaient des concentrations plus élevées en chlordécone dans le sang que les travailleurs de secteurs non agricoles, **aucune différence significative n'a été observée entre eux pour ce qui concerne les caractéristiques du sperme et le délai nécessaire à concevoir leur dernier enfant** [27]. De

plus, et indépendamment du secteur d'emploi, **aucune corrélation significative n'a été observée entre les concentrations en chlordécone dans le sang et les caractéristiques du sperme** [26]. Ces résultats ne sont pas surprenants tenant compte du niveau d'exposition à la chlordécone constaté dans cette étude (valeur médiane de 5 µg/L, valeur maximale de 104 µg/L), bien en dessous du seuil (environ 1000 µg/L) à partir duquel des atteintes des caractéristiques du sperme ont été observées chez les ouvriers de l'usine de production de la chlordécone à Hopewell (Etats-Unis) au milieu des années 1970. Par ailleurs, quand bien même les participants au-

raient été très fortement exposés dans le passé (la plupart des salariés du secteur bananier participant à cette étude ont été en contact professionnel avec la chlordécone avant 1993), la réversibilité des atteintes spermatiques après arrêt de l'exposition professionnelle pourrait expliquer l'absence d'associations au moment de la réalisation de cette étude.

La chlordécone ayant la capacité de traverser la barrière placentaire, la question d'un effet de cette substance lors d'une exposition prénatale sur la fertilité de la descendance restait sans réponse. En effet, la plupart des participants à l'étude étant nés avant l'introduction de la chlordécone aux Antilles, ils n'ont pu être exposés au cours de leur vie intra-utérine, ils ont été exposés après leur naissance. Pour apporter des premiers éléments de réponse, des souris gestantes ont été exposées par voie orale à la chlordécone (100 µg / kg / jour) [16].

Cette exposition ponctuelle (effectuée à la génération dite zéro) entraîne dans la descendance appelée 3^{ème} génération (« arrière-petits souriceaux ») chez les souris mâles, une diminution du nombre de spermatozoïdes. Il est important de rappeler ici que si les générations zéro (souris exposées), les générations une (embryons exposés pendant la gestation) et deux (gamètes des embryons exposés pendant la gestation) ont été exposés au contaminant, la 3^{ème} génération est exempte de toute exposition. Bien que la souris

constitue un bon modèle animal pour étudier les effets épigénétiques transmissibles entre générations, la portée effective de ces observations sur la fertilité des hommes résidant aux Antilles ayant été exposés à la chlordécone lors de leur vie prénatale n'est à ce jour pas connue.

Néanmoins, cette étude récente a contribué à la baisse (d'un facteur 3) de la valeur toxicologique de référence (VTR) chronique externe [1]. Ce nouveau seuil, fixé à 0,17 µg / kg pc / jour, est utilisé pour évaluer les risques sanitaires liés à l'exposition chronique à la chlordécone, via l'alimentation, au niveau populationnel.

QUEL EST L'IMPACT DE LA CHLORDÉCONE SUR LA FERTILITÉ FÉMININE ?

A ce jour, il n'existe aucune donnée épidémiologique concernant un impact éventuel de la chlordécone sur la fertilité féminine.

Néanmoins, une étude expérimentale a montré que l'exposition de souris gestantes au chlordécone (100 µg / kg / jour) entraîne, chez la portée femelle, un retard de puberté et une atteinte du développement normal des follicules ovariens, notamment une réduction du nombre de follicules primordiaux et une augmentation des follicules atrétiques [22]. Ces altérations sont associées à des modifications épigénétiques.

IMPACT DE LA CHLORDÉCONE SUR LA GROSSESSE

La cohorte mère-enfant Timoun a été mise en place en Guadeloupe pour étudier l'impact des expositions à la chlordécone sur le déroulement et les pathologies associées à la grossesse ainsi que sur le développement pré et postnatal des enfants. De 2004 à 2007, 1068 femmes ont été incluses au cours de leur 3^{ème} trimestre de grossesse. L'exposition maternelle à la chlordécone a été estimée par son dosage dans le sang prélevé à l'occasion de l'accouchement.

Aucune association n'a été retrouvée entre l'exposition maternelle à la chlordécone et le risque de survenue de diabète gestationnel ou de prééclampsie. Par contre, une association inverse a été observée avec le risque d'hypertension gestationnelle. Cette association négative pourrait être expliquée par un mécanisme hypotensif en lien avec la capacité de la chlordécone à interagir avec le système nerveux sympathique et/ou avec la progestérone, bien connus pour leurs influences sur le tonus vasculaire [30].

L'exposition maternelle à la chlordécone a été retrouvée significativement associée à une réduction de la durée de la grossesse ainsi qu'à un risque plus élevé de prématurité (pour les 40% de femmes présentant des taux sanguins de chlordécone supérieurs à 0,52 µg/L) [19]. Ces associations ont été observées quel que soit le mode d'entrée au travail d'accouchement, spontané ou induit, et sont cohérents avec les propriétés hormonales œstrogéniques et progestagéniques de la molécule. Cet effet de réduction du temps de grossesse a servi de base pour l'établissement de la valeur toxicologique de référence (VTR) chronique interne de 0,4 µg/L de plasma. Cette VTR est utilisée pour évaluer les risques sanitaires liés à l'exposition chronique à la chlordécone d'une population. Elle ne constitue pas un indicateur d'un état de santé à un niveau individuel, mais est utile pour des prises de décisions de santé publique à l'échelle d'une population.

CONSÉQUENCES DE L'EXPOSITION À LA CHLORDÉCONE SUR LE DÉVELOPPEMENT DE L'ENFANT

Les enfants nés de la cohorte Timoun ont fait l'objet d'un suivi longitudinal dès la naissance jusqu'à l'âge de 7 ans et qui se poursuit actuellement à l'âge péri-pubertaire. A la naissance, l'exposition in utero du nouveau-né à la chlordécone a été estimée par la mesure de sa concentration dans le sang de cordon (exposition prénatale). Le suivi de l'exposition postnatale à la chlordécone a été réalisé à l'âge de 7 ans toujours par la mesure de sa concentration dans le sang à ce même âge.

MALFORMATIONS

Aucune association n'a été observée entre l'exposition in utero et le risque de survenue de malformations congénitales ni avec le risque de survenue de testicules non descendus (cryptorchidie) [28]. Une analyse basée sur l'exposition maternelle à la chlordécone a également conclu à une absence d'association. Ces résultats montrent que l'exposition prénatale aux niveaux environnementaux à la chlordécone actuellement observés n'est pas de nature à entraîner un sur-risque de malformations congénitales.

DÉVELOPPEMENT STATURO-PONDÉRAL

L'exposition prénatale à la chlordécone n'apparaît pas associée à une modification du poids de l'enfant à la naissance [4]. Cependant, une diminution

du poids de naissance, a été observée chez les enfants dont la mère présentait un gain de poids gestationnel élevé ou excessif [17].

L'exposition prénatale à la chlordécone a été retrouvée par ailleurs associée à un indice de masse corporelle plus élevé chez les garçons uniquement à l'âge de 3 mois alors que chez les filles, une association similaire a été constatée à 7 et 18 mois [10]. A l'âge de 7 ans, ni l'exposition prénatale ni l'exposition postnatale ont été retrouvées associées à des modifications d'un score composite d'adiposité, intégrant le score z de l'indice de masse corporelle, le pourcentage de masse grasse, la somme de l'épaisseur du pli cutané tricipital et sous-scapulaire et le rapport périmètre abdominal sur taille [11].

Cependant, certaines associations et leurs directions, bien que statistiquement non significatives, rappellent celles observées lors du suivi des enfants de la naissance jusqu'à l'âge de 18 mois [10]. Seul le suivi des enfants à l'âge péri-pubertaire permettra d'infirmer ou de confirmer l'influence de l'exposition à la chlordécone sur le développement pondéral des enfants.

NEURO-DÉVELOPPEMENT (MOTEUR, COMPORTEMENTAL ET COGNITIF)

A l'âge de 7 mois, l'exposition prénatale à la chlordécone a été retrouvée associée à une réduction du score de préférence visuelle pour la nouveauté ainsi qu'à un plus faible score sur l'échelle du développement de la motricité fine [12]. L'exposition à la chlordécone via l'allaitement n'est apparue associée à aucun des aspects du développement neuro-moteur et neurocomportemental évalué.

A l'âge de 18 mois, l'exposition prénatale à la chlordécone a été retrouvée associée de manière significative à une réduction du score de l'échelle du développement de la motricité fine [4]. Une analyse stratifiée par sexe a montré que cette association est prépondérante chez les enfants de sexe masculin. Ces observations pourraient être expliquées par sa capacité à interagir avec divers neurotransmetteurs et par ses propriétés hormonales œstrogéniques.

A l'âge de 7 ans, l'exposition prénatale a été retrouvée associée à un profil plus régulier de tremblement des mains [13]. De tels signes rappellent les tremblements des membres observés lors de l'épisode d'empoisonnement des travailleurs de l'usine de production de la chlordécone à Hopewell (USA) ainsi que les tremblements corporels

constatés expérimentalement chez les rongeurs. L'exposition postnatale à la chlordécone est associée à des moins bons résultats aux tests estimant la capacité de traitement de l'information visuelle [13] ainsi qu'à une moins bonne sensibilité aux contrastes visuels [29]. Aucune modification significative de la préférence en matière de jouets sexués de la part des garçons et des filles n'a été constatée en lien avec les niveaux d'exposition prénatale ou postnatale à la chlordécone [9].

IMPACT HORMONAL

A l'âge de 3 mois, l'exposition prénatale à la chlordécone a été retrouvée associée de manière significative à une augmentation des concentrations circulantes en hormone thyroïdienne (TSH) produite par l'hypophyse et régulant la sécrétion des hormones thyroïdiennes [8].

A l'âge de 7 ans, l'exposition prénatale à la chlordécone a été retrouvée associée à une augmentation de la TSH uniquement chez les filles (et sans modification des fractions actives des autres hormones thyroïdiennes, tri-iodothyronine et thyroxine) ainsi qu'à celles des hormones sexuelles stéroïdiennes (déhydroépiandrosterone, testostérone et dihydrotestostérone) autant chez les garçons que chez les filles selon une relation dose-effet non monotone [3].

Aucune association n'a été observée en lien avec l'œstradiol ainsi qu'avec les concentrations circulantes en hormones métaboliques (IGF-1, leptine et adiponectine). Les concentrations circulantes hormonales se situent dans le rang des valeurs normales attendues aux âges de 3 mois et de 7 ans, néanmoins, la portée sanitaire en termes cliniques de ces observations à un âge ultérieur de la vie n'est à ce jour pas connue.

ETUDES EN COURS

Timoun : Cohorte mères-enfants qui inclut 1 068 femmes vues en consultation en fin de grossesse dans les maternités de Guadeloupe entre 2004 et 2007.

De nombreuses données acquises au cours du suivi des enfants nés de la cohorte Timoun sont en cours d'analyse, notamment à l'âge de 7 ans, portant sur l'impact des expositions pré- et postnatales à la chlordécone sur le développement cardio-métabolique et neurocomportemental. Le suivi des enfants à l'âge péri-pubertaire est également en cours.

Chlordécone, virus Zika et santé de l'enfant. Quelles conséquences ?

L'étude ZIP (Zika Interactions Pesticides) est en cours de réalisation et vise à étudier l'interaction entre l'exposition simultanée in utero à des pesticides neurotoxiques (dont la chlordécone) et au virus Zika, dans la survenue d'anomalies du développement du système nerveux central des enfants nés pendant ou juste après l'épidémie de Zika en Guadeloupe en 2016 -. Il s'agit d'une étude complémentaire de la cohorte ZIKA-DFA-FE coordonnée par le CIC Inserm - Antilles Guyane.

CHLORDÉCONE ET CANCERS :

QUELLES DONNÉES ?

CANCER DE LA PROSTATE

Une première étude cas-témoins en population générale en Guadeloupe a montré une association significative entre l'exposition à la chlordécone et le risque de survenue d'un cancer de la prostate [24]. Un risque significativement augmenté de survenue de la maladie apparaît lorsque les concentrations sanguines en chlordécone dépassent 1 µg/L. Cette association n'est pas modifiée par la prise en compte d'autres polluants persistants tels que le DDE ou dichlorodiphényldichloroéthylène (principal métabolite du DDT ou dichlorodiphényltrichloroéthane, un insecticide organochloré) et les polychlorobiphényles (ou PCBs) aux concentrations mesurées dans la même étude [14]. Le risque n'apparaît pas distribué de manière homogène. Il est significativement augmenté, pour la classe la plus élevée d'exposition, parmi ceux ayant déclaré des antécédents familiaux au premier degré (père, frères) de cancer de la prostate ou parmi ceux ayant résidé temporairement (plus d'un an) dans un pays occidental/industrialisé avant la survenue de la maladie.

Une deuxième étude de type cohorte prospective, consistant à suivre au cours du temps des patients présentant au diagnostic une forme localisée de cancer de la prostate et traités par

prostatectomie totale (ablation de la prostate) a montré que l'exposition à la chlordécone (estimée avant l'intervention chirurgicale) est associée à un risque significativement augmenté de récurrence biochimique (réaugmentation de la PSA, marqueur biochimique dont la concentration est mesurée dans le sang) [5] : la récurrence biochimique (sans symptomatologie clinique) est reconnue comme étant un facteur de risque de survenue ultérieure de métastases et incite à proposer une deuxième ligne de traitement.

Une étude expérimentale conduite chez la souris gestante a montré que l'exposition à la chlordécone entraîne, chez la portée mâle, une augmentation du nombre de lésions de la glande prostatique dénommées « *Néoplasies Intraépithéliales de la prostate* » [20]. Chez l'homme, ces lésions, notamment lorsqu'elles sont de haut grade, sont considérées comme des états précancéreux. Ces lésions, également observables à la troisième génération, apparaissent corrélées à des changements d'intensité de certaines marques épigénétiques (méthylation de certaines histones) ainsi qu'à l'expression de nombreux gènes impliqués dans des fonctions cellulaires essentielles (différentiation cellulaire, processus de développement, signalisation cellulaire) et dans la voie de synthèse des

hormones stéroïdiennes, elles-mêmes impliquées dans le développement de la prostate. Les conclusions de cette étude conduite chez la souris, ne peuvent, comme pour toute étude expérimentale chez l'animal, être formellement extrapolées à l'homme. Cependant, elles ajoutent des éléments de vraisemblance aux observations épidémiologiques associant l'exposition à la chlordécone à un risque augmenté de survenue de cancer de la prostate.

L'interaction de la chlordécone avec les deux récepteurs des œstrogènes (alpha et beta) exprimés dans la prostate humaine pourrait résulter dans une balance globale favorisant la prolifération cellulaire, laquelle, couplée aux propriétés de la molécule en tant que promoteur tumoral mais aussi à sa capacité à développer de nouveaux vaisseaux sanguins favoriserait la croissance tumorale. La chlordécone présente diverses propriétés susceptibles d'interagir avec la signalisation du microenvironnement tumoral et dans la progression métastatique. L'ensemble de ces éléments confère donc une plausibilité biologique aux associations observées et **apporte des éléments en faveur d'une association causale entre exposition à la chlordécone et cancérogenèse prostatique.** En 2021, l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) dans son rapport d'expertise collective « *Maladies professionnelles – Cancer de la prostate en lien avec les pesticides dont la chlordécone* » [1] pose dans sa conclusion que « *la qualification de la relation causale*

entre le cancer de la prostate et l'exposition aux pesticides en général, et au chlordécone en particulier, conduit à conclure à une relation causale probable ». En 2013, l'expertise collective de l'Inserm « Pesticides : effets sur la santé » a estimée comme forte la présomption d'un lien entre l'exposition à la chlordécone et la survenue du cancer de la prostate. La mise à jour de cette expertise en 2021 [18], a confirmé cette présomption de lien et souligné : « *En accord avec les conclusions de l'expertise collective de 2013 et à la lumière des données scientifiques existantes à ce jour, il apparaît que la relation causale entre l'exposition au chlordécone et le risque de survenue du cancer de la prostate est vraisemblable* ».

CHLORDÉCONE ET MORTALITÉ CHEZ LES TRAVAILLEURS DE LA BANANE

En partenariat avec Santé publique France, l'INSERM a reconstitué une cohorte historique de travailleurs du secteur bananier, en Guadeloupe et en Martinique et potentiellement exposés professionnellement à la chlordécone de 1973 à 1993. L'objectif est de comparer les causes de décès, notamment par cancer, avec celles observées dans la population générale. Une première analyse [23] a porté sur la mortalité et les causes de décès, notamment par cancer, sur la période 2000 à 2015, des travailleurs de ce secteur et sans préjuger de leur exposition professionnelle effective à la chlordécone. Des excès significatifs de décès ont été obser-

vés pour le cancer de l'estomac chez les femmes ayant travaillé (salariées ou en charge d'une exploitation) dans le secteur bananier et pour le cancer du pancréas mais uniquement chez les femmes en charge d'une exploitation bananière. La mortalité par can-

cer de la prostate chez les travailleurs agricoles était similaire à celle de la population générale chez les hommes ayant travaillé dans une exploitation bananière (salariés ou en charge d'une exploitation).

ETUDES EN COURS

Un approfondissement des données sur le cancer de la prostate

Une nouvelle étude de cohorte prospective est en cours de mise en place (Cohorte KP-Caraïbes-Breizh). Il s'agit de suivre de manière longitudinale au cours du temps des patients atteints de cancer de la prostate (cas incidents) avec comme objectif de caractériser les déterminants environnementaux, professionnels, cliniques et génétiques d'évolution (récidive, métastases...) et des complications (urinaires, sexuelles...) de la maladie en fonction des options et parcours thérapeutiques. Cette étude, associant onze équipes cliniques ou de recherches, portera une attention particulière aux contaminants environnementaux (dont la chlordécone) et sera réalisée en Guadeloupe et en Bretagne.

Un programme de recherche, initié, suivi et financé par l'Institut National du Cancer (INCa) suite à une saisine de la Direction Générale de la Santé est en cours. Il réunit un consortium de chercheurs de différentes disciplines et est coordonné par l'Inserm. Il vise à approfondir les connaissances de la nature des liens entre chlordécone et le risque de survenue du cancer de la prostate ainsi que sa perception et

ses conséquences sociales dans les Antilles. Ce programme de recherche s'appuiera sur quatre groupes de travail : i) une étude des données pré-existantes (2010-2019) à partir des registres des cancers de Guadeloupe et de Martinique, ii) une nouvelle étude épidémiologique de type cas-témoins en Martinique dont l'objectif principal sera d'étudier l'association entre l'exposition à la chlordécone (évaluée par plusieurs méthodes complémentaires) et le cancer de la prostate, avec un intérêt particulier pour les cancers agressifs, en tenant compte des facteurs de risque connus et suspectés et des autres polluants environnementaux, iii) une évaluation de l'expérience individuelle, collective et institutionnelle d'un environnement contaminé ainsi que des maladies possiblement associées à un environnement contaminé et iv) une évaluation de la distribution de la chlordécone dans le sang et dans les tissus gras prostatiques ainsi que des effets de l'exposition à la chlordécone sur les marqueurs d'agressivité du cancer de la prostate. Ce programme de recherche associe deux unités de recherche de l'Inserm (Inserm U1018-CESP, Inserm U1069), deux unités associées du CNRS (UMR7170, UMR8560), le CHU de Tours, le CHU de Martinique et le registre des cancers de la Martinique.

Une cartographie visant à corrélér cancers et zones contaminées

Une étude visant à étudier une éventuelle corrélation entre la cartographie des sols contaminés et la géolocalisation des cas de cancers à partir des données des Registres Généraux des cancers, est en cours. Cette étude, pilotée par le CHU Martinique (registre de cancer de Martinique) avec la contribution des partenaires INSERM-IRSET U1085, BRGM, CIRAD, DAAF, s'appuie sur les données des registres pour les cancers diagnostiqués entre le 1^{er} janvier 2008 et le 31 décembre 2017, les bases de données de cartographie et le recueil de l'adresse de résidence qui permet la géolocalisation des cas de cancers.

Associations entre chlordécone et autres cancers (myélomes multiples et lymphomes)

Une étude cas-témoins pilotée par le CHU de Guadeloupe (registre de cancers de Guadeloupe) avec la contribution des partenaires INSERM-IRSET U1085, le Laboratoire d'écotoxicologie de Liège est en cours. Elle a pour ob-

jectif de mesurer l'association entre exposition aux pesticides, en particulier à la chlordécone, et à d'autres facteurs environnementaux et professionnels et la survenue des myélomes multiples et autres lymphomes non-hodgkiniens en Guadeloupe et en Martinique.

Approfondissement entre pesticides dont la chlordécone et pathologies chez les travailleurs de la banane

La cohorte des travailleurs reconstitué par l'INSERM et Santé Publique France est toujours en cours d'analyse avec pour objectif de consolider l'étude des causes de mortalité en fonction de l'exposition à la chlordécone et aux autres pesticides. Elle s'intéressera également à l'incidence des cancers et des pathologies neurodégénératives chez les travailleurs de la cohorte qui ont été exposées aux pesticides dont la chlordécone entre 1973 et 1993.

SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LES EFFETS DE LA CHLORDÉCONE SUR LA SANTÉ*

TABEAU 1

Effets sur la santé étudiés		Associations observées en lien avec une exposition à la chlordécone
Employés de l'usine fabriquant la chlordécone à Hopewell		
Syndrome du Képone - <i>Le Seuil minimal associé à la présence de ces symptômes est de 1 mg par litre de plasma [6, 7]</i>		<ul style="list-style-type: none"> Atteintes neurologiques spécifiques : tremblements intentionnels des membres, incoordination motrice, troubles de l'humeur, de l'élocution et de la mémoire récente, mouvements anarchiques des globes oculaires..., Atteintes testiculaires (diminution du nombre et de la mobilité des spermatozoïdes) et une <ul style="list-style-type: none"> Hépatomégalie fonctionnelle.
HOMME		
Fertilité masculine [26]		<ul style="list-style-type: none"> Absence d'altération des paramètres du sperme
Cancer de la prostate [5, 24]		<ul style="list-style-type: none"> Augmentation du risque de survenue et de récidence du cancer de la prostate
FEMME ENCEINTE – Cohorte Timoun		
Déroulement de la Grossesse	Diabète gestationnel [30]	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association avec le risque de survenue de diabète gestationnel
	Pré éclampsie [30]	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association avec le risque de survenue de pré éclampsie
	Hypertension gestationnelle [30]	<ul style="list-style-type: none"> Diminution du risque de survenue de l'hypertension gestationnelle
	Prématurité [19]	<ul style="list-style-type: none"> Augmentation du risque de survenue de naissance prématurée
TRAVAILLEUSES et TRAVAILLEURS DE LA BANANE		
Cancers de l'estomac [23]		<ul style="list-style-type: none"> Excès significatif du nombre de décès observés chez les femmes ayant travaillé (salariées ou en charge d'une exploitation) dans le secteur bananier
Cancers du pancréas [23]		<ul style="list-style-type: none"> Excès significatif du nombre de décès observés pour le cancer du pancréas mais uniquement chez les femmes en charge d'une exploitation bananière

ENFANTS - Cohorte Timoun

Modifications épigénétiques [21]	<ul style="list-style-type: none"> Diminution de l'intensité et à une modification de la distribution de certaines marques épigénétiques (méthylation des histones) ainsi qu'à une diminution de la méthylation au niveau des transposons.
Malformations congénitales [28]	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association que ce soit avec l'exposition maternelle ou par l'exposition <i>in utero</i>
Testicules non descendus (cryptorchidie) [28]	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association que ce soit par exposition <i>in utero</i> ou par le biais de l'allaitement
Développement staturo-pondéral	Poids à la naissance [17]
	<ul style="list-style-type: none"> Diminution du poids de naissance de l'enfant si la maman présente un gain de poids gestationnel élevé ou excessif (exposition prénatale)
	<ul style="list-style-type: none"> IMC plus élevé chez les garçons (exposition prénatale)
	<ul style="list-style-type: none"> IMC plus élevé chez les filles (exposition prénatale) IMC plus élevé chez les filles (exposition prénatale)
Allaitement [12]	7 ans [11]
	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association significatif avec le développement pondéral des enfants (exposition prénatale et postnatale)
	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'association avec des troubles du développement neuro-moteur • et neurocomportemental évalué.
	<ul style="list-style-type: none"> Diminution du score de préférence visuelle pour la nouveauté (exposition prénatale) Diminution du score sur l'échelle du développement de la motricité fine (exposition prénatale)
Neuro-développement (moteur, comportemental et cognitif) de l'enfant	18 mois [4]
	<ul style="list-style-type: none"> Diminution du score sur l'échelle du développement de la motricité fine (prépondérant chez les garçons) (exposition prénatale) Augmentation d'un profil plus régulier de tremblements des mains (exposition prénatale)
	<ul style="list-style-type: none"> Diminution des scores du traitement de l'information visuelle et de la sensibilité aux contrastes visuels (exposition postnatale) Absence de significative de la préférence en matière de jouets sexués de la part des garçons et des filles n'a été constatée en lien avec les niveaux d'exposition prénatale ou postnatale au chlordécone (exposition prénatale et postnatale)

ENFANTS - Cohorte Timoun		
Modifications épigénétiques [21]		<ul style="list-style-type: none"> Diminution de l'intensité et à une modification de la distribution de certaines marques épigénétiques (méthylation des histones) ainsi qu'à une diminution de la méthylation au niveau des transposons.
	3 mois [8]	<ul style="list-style-type: none"> Augmentation des concentrations circulantes en hormone thyroïdienne (TSH) produite par l'hypophyse et régulant la sécrétion des hormones thyroïdiennes (exposition prénatale)
Impact hormonal		<ul style="list-style-type: none"> Augmentation de la TSH uniquement chez les filles (exposition prénatale) avec une relation dose-effet non monotone
	7 ans [3]	<ul style="list-style-type: none"> Augmentation des hormones sexuelles stéroïdiennes (<i>déhydroépiandrosterone</i>, <i>testostérone</i> et <i>dihydrotestostérone</i>) chez les filles et garçons (exposition prénatale) avec une relation dose-effet non monotone Aucune association avec l'œstradiol ainsi qu'avec les concentrations circulantes en hormones métaboliques (IGF-1, leptine et adiponectine) (exposition prénatale).
		<ul style="list-style-type: none"> Bien que les concentrations circulantes hormonales se situent dans la gamme des valeurs normales attendues aux âges de 3 mois et de 7 ans, on ignore la portée sanitaire en termes cliniques de ces observations à un âge ultérieur de la vie

* Les pathologies qui ne sont pas listées dans ce tableau n'ont pas fait l'objet d'étude scientifique.

Références :

- [1] Anses 2021. Expertise sur les pesticides incluant le chlordécone en lien avec le cancer de la prostate en vue de la création d'un tableau de maladie professionnelle ou de recommandations aux comités régionaux de reconnaissance des maladies professionnelles (CRRMP) (Saisine 2018-SA-0267). Anses.
- [2] ATSDR 2020. Toxicological Profile for Mirex and Chlordecone.
- [3] Ayhan, G. et al. 2021. In Utero Chlordecone Exposure and Thyroid, Metabolic, and Sex-Steroid Hormones at the Age of Seven Years: A Study From the TIMOUN Mother-Child Cohort in Guadeloupe. *Frontiers in Endocrinology*. 12, (2021), 771641.
- [4] Boucher, O. et al. 2013. Exposure to an organochlorine pesticide (chlordecone) and development of 18-month-old infants. *Neurotoxicology*. 35, (2013), 162–168.
- [5] Brureau, L. et al. 2020. Endocrine Disrupting-Chemicals and Biochemical Recurrence of Prostate Cancer after Prostatectomy: A cohort study in Guadeloupe (French West Indies). *International Journal of Cancer*. 146, (2020), 657–663.
- [6] Cannon, S.B. et al. 1978. Epidemic kepone poisoning in chemical workers. *American Journal of Epidemiology*. 107, (1978), 529–537.
- [7] Cohn, W.J. et al. 1978. Treatment of chlordecone (Kepone) toxicity with cholestyramine. Results of a controlled clinical trial. *The New England Journal of Medicine*. 298, (1978), 243–248.
- [8] Cordier, S. et al. 2015. Perinatal exposure to chlordecone, thyroid hormone status and neurodevelopment in infants: The Timoun cohort study in Guadeloupe (French West Indies). *Environmental Research*. 138, (2015), 271–278.
- [9] Cordier, S. et al. 2020. Prenatal and childhood exposure to chlordecone and sex-typed toy preference of 7-year-old Guadeloupean children. *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 40971–40979.
- [10] Costet, N. et al. 2015. Perinatal exposure to chlordecone and infant growth. *Environmental Research*. 142, (2015), 123–134.
- [11] Costet, N. et al. 2022. Prenatal and childhood exposure to chlordecone and adiposity of seven-year-old children in the Timoun mother-child cohort study in Guadeloupe (French West Indies). *Environmental Health*. 21, (2022), 42.
- [12] Dallaire, R. et al. 2012. Cognitive, visual, and motor development of 7-month-old Guadeloupean infants exposed to chlordecone. *Environmental Research*. 118, (2012), 79–85.
- [13] Desrochers-Couture, M. et al. 2022. Visuospatial processing and fine motor function among 7-years old Guadeloupe children pre- and postnatally exposed to the organochlorine pesticide chlordecone. *Neurotoxicology*. 88, (2022), 208–215.

- [14] Emeville, E. et al. 2015. Associations of Plasma Concentrations of Dichlorodiphenyldi-chloroethylene and Polychlorinated Biphenyls with Prostate Cancer: A Case-Control Study in Guadeloupe (French West Indies). *Environmental Health Perspectives*. 123, (2015), 317–323.
- [15] Emond, C. and Multigner, L. 2022. Chlordecone: development of a physiologically based pharmacokinetic tool to support human health risks assessments. *Archives of Toxicology*. (Feb. 2022).
- [16] Gely-Pernot, A. et al. 2018. Gestational exposure to chlordecone promotes transgenerational changes in the murine reproductive system of males. *Scientific Reports*. 8, (2018), 10274.
- [17] Hervé, D. et al. 2016. Prenatal exposure to chlordecone, gestational weight gain, and birth weight in a Guadeloupean birth cohort. *Environmental Research*. 151, (2016), 436–444.
- [18] Inserm 2021. Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données. Inserm.
- [19] Kadhel, P. et al. 2014. Chlordecone exposure, length of gestation, and risk of preterm birth. *American Journal of Epidemiology*. 179, (2014), 536–544.
- [20] Legoff, L. et al. 2021. Developmental exposure to chlordecone induces transgenerational effects in somatic prostate tissue which are associated with epigenetic histone trimethylation changes. *Environment International*. 152, (2021), 106472.
- [21] Legoff, L. et al. 2021. In utero exposure to chlordecone affects histone modifications and activates LINE-1 in cord blood. *Life Science Alliance*. 4, (2021), e202000944.
- [22] Legoff, L. et al. 2019. Ovarian dysfunction following prenatal exposure to an insecticide, chlordecone, associates with altered epigenetic features. *Epigenetics & Chromatin*. 12, (2019), 29.
- [23] Luce, D. et al. 2020. A cohort study of banana plantation workers in the French West Indies: first mortality analysis (2000-2015). *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 41014–41022.
- [24] Multigner, L. et al. 2010. Chlordecone exposure and risk of prostate cancer. *Journal of Clinical Oncology*. 28, (2010), 3457–3462.
- [25] Multigner, L. et al. 2018. Chlordécone : un perturbateur endocrinien emblématique affectant les Antilles françaises. *Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire*. 22–23, (2018), 480–485.
- [26] Multigner, L. et al. 2006. Exposure to chlordecone and male fertility in Guadeloupe (French West Indies). *Epidemiology*. 17:6, S372 (2006).
- [27] Multigner, L. et al. 2008. Parallel assessment of male reproductive function in workers and wild rats exposed to pesticides in banana plantations in Guadeloupe. *Environmental Health*. 7:40, (Jul. 2008).

[28] Rouget, F. et al. 2020. Chlordecone exposure and risk of congenital anomalies: the Timoun Mother-Child Cohort Study in Guadeloupe (French West Indies). *Environmental Science and Pollution Research*. 27, (2020), 40992–40998.

[29] Saint-Amour, D. et al. 2020. Visual contrast sensitivity in school-age Guadeloupean children exposed to chlordecone. *Neurotoxicology*. 78, (2020), 195–201.

[30] Saunders, L. et al. 2014. Hypertensive disorders of pregnancy and gestational diabetes mellitus among French Caribbean women chronically exposed to chlordecone. *Environment International*. 68, (2014), 171–176.

[31] Tabet, E. et al. 2016. Chlordecone potentiates hepatic fibrosis in chronic liver injury induced by carbon tetrachloride in mice. *Toxicology Letters*. 255, (2016), 1–10.

[32] Taylor, J.R. et al. 1978. Chlordecone intoxication in man. *Neurology*. 28, (1978), 626–630.

EXPOSITION DES POPULATIONS ET RECOMMANDATIONS

EXPOSITION ET IMPRÉGNATION DES POPULATIONS

QUELLE EST L'EXPOSITION ET L'IMPRÉGNATION DES POPULATIONS ?

La mesure de la concentration dans le sang est un moyen d'évaluer l'exposition à la chlordécone des populations antillaises. Les résultats, provenant de plusieurs milliers de personnes au cours de ces 15 dernières années, obtenus par l'Inserm et par Santé Publique France (étude Kannari 1, étude de l'imprégnation de la population antillaise par la chlordécone et certains composés organochlorés en 2013-2014) ont montré la présence de la chlordécone dans le sang à des taux de détection atteignant les 90%, chez les populations et sous-populations étudiées (adultes, femmes enceintes, nouveau-nés, jeunes enfants) et à des concentrations d'un ordre de grandeur du microgramme par litre de sang ($\mu\text{g/L}$). La chlordécone peut également être retrouvée en faible concentration dans le lait maternel. Cette présence n'est pas de nature à déconseiller la pratique de l'allaitement maternel compte tenu de ces bénéfices [2].

Les données d'imprégnation de l'étude Kannari 1 (2013-2014) indiquent que 14% des adultes en Guadeloupe et 25% des adultes en Martinique dépassent la valeur toxicologique de référence (VTR) chronique interne de $0,4 \mu\text{g/L}$ de plasma [3]. Pour cette partie de la population, le risque sanitaire ne peut pas être écarté et les mesures prises pour diminuer l'exposition à la chlordécone doivent être renforcées.

Un modèle de distribution tissulaire (ou pharmacocinétique à base physiologique, PBPK) a été développé dans le cadre de l'étude PK CHLOR Antilles [6]. Ce modèle permet de simuler les concentrations sanguines de la chlordécone, leur évolution dans le temps et d'estimer la dose externe correspondante en utilisant l'approche de dosimétrie inverse. Le modèle PBPK permettra, entre autres, d'améliorer les évaluations quantitatives du risque sanitaire et de réévaluer si besoin les valeurs toxicologiques de référence pour mieux protéger les populations.

ETUDES EN COURS

Évolution de l'imprégnation à la chlordécone de la population générale et de sous-groupes spécifiques – Kannari II

Près de 10 ans après la mise en œuvre de l'étude Kannari 1 (2013-2014), la réédition de la mesure de l'imprégnation sanguine de la population antillaise par la chlordécone et d'autres polluants environnementaux, va être lancée par le biais d'une nouvelle étude Kannari. Cette étude permettra de suivre l'évolution du niveau d'imprégnation des populations adultes martiniquaise et guadeloupéenne par la chlordécone et par d'autres polluants d'intérêt. Il s'agira également de réévaluer le pourcentage de la population présentant une chlordéconémie supérieure à la VTR chronique interne de 0,4 µg/L de plasma, et d'établir en population générale, des profils de risque de dépassement de cette valeur de référence de 0,4 µg/L de plasma. Enfin, cette étude permettra de caractériser plus finement le niveau d'imprégnation et les déterminants de l'exposition des sous-groupes de population sensibles (femmes en âge de procréer, enfants) ou à risque d'exposition possiblement plus élevée du fait de leurs métiers ou lieux de résidence (travailleurs agricoles, pêcheurs, personnes résidant en zone contaminée). La phase de terrain de cette étude Kannari 2 est programmée fin 2023.

Etudier de façon la plus réaliste possible l'exposition par voie alimentaire : l'étude ChlorExpo

Afin de préciser les expositions par voie alimentaire, construites précédemment [5] et mises à jour récemment [3] sur la base de contamination des aliments ne tenant pas compte des modes de préparation et de cuisson, une nouvelle étude d'exposition alimentaire basée sur les principes des études de l'alimentation totale a été lancée par l'Anses en 2021. Elle prend notamment en compte les habitudes d'approvisionnement, de préparation et de cuisson des aliments et vise à la formulation de recommandations pratiques pour poursuivre la diminution de l'exposition à la chlordécone.

RECOMMANDATIONS DE CONSOMMATION ALIMENTAIRE

QUELLES SONT LES RECOMMANDATIONS LES PLUS RÉCENTES EN TERMES DE CONSOMMATION ALIMENTAIRE ?

En 2017, l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) a émis un rapport et un avis relatif l'évaluation des risques pour la population antillaise suite à la réalisation de l'étude Kannari « *Santé, nutrition et exposition à la chlordécone aux Antilles* » (2013-2014) piloté par Santé publique France (SpF) [5].

En février 2021, l'Anses a défini une nouvelle Valeur Toxicologique de Référence (VTR) chronique externe de 0,17 µg / kg de poids corporel soit trois fois plus faible que la précédente [4]. Cette diminution de la VTR est principalement liée à la prise en considération d'une étude récente chez la souris montrant des effets reprotoxiques.

Suite à l'établissement de ce nouveau repère toxicologique, l'Anses a réévalué les risques liés à l'exposition alimentaire à la chlordécone, en 2022 [3].

Cet avis de novembre 2022 confirme une exposition toujours trop élevée par rapport à la VTR externe, notamment chez les personnes résidant en zone réputée contaminée. Les profils de consommation conduisant à des dépassements de la VTR ont été analysés, dans l'optique d'identifier les aliments

les plus contributeurs à l'exposition, à savoir certains aliments provenant de l'autoconsommation et des circuits informels (principalement produits de la pêche en mer, en rivière et les œufs). L'expertise conforte l'efficacité des recommandations de réduction des expositions émises en 2007 [1]. En effet, dans son avis de novembre 2022, l'Anses confirme que le non-respect de l'ensemble des recommandations de limitation de la consommation de ces aliments entraîne un risque plus important de dépassement de la VTR. Au contraire, le respect de ces trois recommandations **ensemble** permettrait de réduire significativement les risques de dépassement de la VTR.

Ces recommandations sont actuellement de :

- Limiter à 4 fois par semaine la consommation de produits de la pêche en provenance du circuit court (pêche de loisir, de subsistance ou achat sur le bord des routes).
- Limiter à 2 fois par semaine la consommation de patates douces, ignames et dachines issus des jardins familiaux en zone contaminée.
- Ne pas consommer de produits d'eau douce issus des zones d'interdiction de pêche définies par arrêté préfectoral.

Par ailleurs, les œufs issus de l'auto-production ou des dons expliquent une part très importante des expositions chez les enfants et les adultes dont les expositions excèdent la VTR chronique. A cet égard, l'Anses recommande de renforcer l'adhésion et le recours aux programmes jardins familiaux JAFA pilotés par les agences régionales de santé. Ces programmes permettent de vérifier la concentration en chlordécone du sol et de fournir des conseils personnalisés sur les pratiques

d'élevage adaptés aux jardins familiaux. Isoler le plus possible les animaux des sols pollués et les nourrir avec des aliments non contaminés font partie des pratiques à privilégier.

Une expertise complémentaire (courant 2024) étudiera, à la lumière des résultats de l'étude ChlorExpo, si d'autres leviers sont possibles pour diminuer suffisamment les niveaux d'exposition de la population en Guadeloupe et en Martinique.



Références :

[1] Afssa 2007. Actualisation de l'exposition alimentaire au chlordécone de la population antillaise - Evaluation de l'impact des mesures de maîtrise des risques. Document technique AQR/FH/2007-219.

[2] Afssa 2008. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à la nécessité d'établir des recommandations particulières sur l'allaitement maternel au vu des bénéfices et des risques d'exposition au chlordécone pour les nourrissons martiniquais et guadeloupéens. Technical Report #Afssa Saisine n° 2007-SA-0350.

[3] Anses 2022. Avis Anses relatif à la réévaluation des risques sanitaires prenant en compte la construction et la mise à jour de valeurs sanitaires de référence (externe et interne) du chlordécone.

[4] Anses 2021. Avis et rapport révisés relatifs aux « Valeurs sanitaires de références pour le chlordécone ».

[5] Anses 2017. Exposition des consommateurs des Antilles au chlordécone, résultats de l'étude Kannari.

[6] Emond, C. and Multigner, L. 2022. Chlordecone: development of a physiologically based pharmacokinetic tool to support human health risks assessments. Archives of Toxicology. (Feb. 2022).

