

Bioaccumulation de la chlordécone dans les vers de terre selon un gradient de contamination des sols

Léa Bataille ^(1, 2, 3), Mathieu Coulis ^(1, 2), Eva Chédru ^(1, 2), Maïlie Saint-Hilaire ⁽⁴⁾, Céline Pelosi ⁽³⁾

(1) CIRAD, UPR GECO, F-97285 Le Lamentin, Martinique, France – lea.bataille@cirad.fr ; mathieu.coulis@cirad.fr

(2) GECO, CIRAD, Université de Montpellier, Montpellier, France

(3) INRAE, unité EMMAH Sol, 228 route de l'Aérodrome, 84 914 Avignon – celine.pelosi@inrae.fr

(4) Institut Pasteur de Guadeloupe, unité Environnement Santé, 97 193 Les Abymes – msaint-hilaire@pasteur-guadeloupe.fr

Introduction

La chlordécone (CLD, $C_{10}Cl_{10}O$) est un insecticide organochloré utilisé en France dans les bananeraies des Antilles françaises entre 1972 et 1993 pour lutter contre le charançon noir du bananier (*Cosmopolites sordidus*). Malgré son interdiction depuis plus de trente ans, son impact est encore important notamment car la molécule s'accompagne d'un cortège de dix-neuf produits de transformations (PTs) décrits récemment dans la littérature (Chevallier *et al.*, 2019 ; Della-Negra *et al.*, 2020), dont le chlordécol (CLDOH, $C_{10}Cl_{10}H_2O$), son PTs principal. De plus, le temps de résidence dans les sols de la CLD est très varié, allant de quelques décennies dans les nitisols et jusqu'à un demi-millénaire dans les andosols (Cabidoche *et al.*, 2009), deux types de sols qui sont fréquemment retrouvés en bananeraies en Guadeloupe et à la Martinique. Enfin, bien qu'il existe des moyens de dégradations de la CLD, qu'ils soient physiques (utilisation de la chaleur ou des micro-ondes) (Cochennec *et al.*, 2021), chimiques (fer zérovalent) (Mouvet *et al.*, 2020) ou biologiques (dégradation microbienne en conditions contrôlées au laboratoire) (Chaussonnerie *et al.*, 2016), aucune de ces techniques n'est applicable à grande échelle pour le moment. Ainsi, cet insecticide est encore aujourd'hui une source d'impacts négatifs sur i) l'économie locale avec l'interdiction de la pêche le long des côtes contaminées (arrêté préfectoral, 2012) et l'interdiction de certaines cultures (particulièrement les légumes racines et les légumes feuilles) lorsque les sols sont trop contaminés ; ii) la santé humaine, dont 92 % de la population antillaise a de la CLD dans le sang (Dereumeaux *et al.*, 2019). Également, cette molécule perturbatrice endocrinienne augmente le risque de cancer de la prostate chez les hommes et induit des risques chez les femmes enceintes, leur fœtus et nourrisson (naissance prématurée, perte de poids chez l'enfant, retard de croissance) (Multigner *et al.*, 2010, 2016) ; et iii) l'environnement avec une contamination généralisée des différents écosystèmes et de leurs organismes, dont la bioamplification de la CLD est avérée dans les organismes terrestres et marins (Dromard *et al.*, 2022 ; Coulis *et al.*, 2024). De plus, contrairement aux impacts sanitaires de la CLD, les effets de cette molécule dans l'environnement et les organismes sont peu étudiés à ce jour (Sanchez *et al.*, preprint) et il en est de même pour l'impact de ses PTs.

Ce qui m'intéresse au cours de ma thèse est d'étudier l'impact de la CLD sur les organismes du sol, et particulièrement les vers de terre retrouvés en bananeraie, là où la molécule était historiquement utilisée. Une première étude a quantifié la bioaccumulation de la CLD et ses principaux PTs dans différents organismes de la macrofaune du sol collectés dans des parcelles de bananeraie sur nitisol (Coulis *et al.*, 2024). Cette étude préliminaire a notamment permis de mettre en exergue la forte concentration de cette molécule dans les tissus secs du ver de terre endogé *Pontoscolex corethrurus* (Müller, 1856), qui

bioaccumule en moyenne vingt fois la concentration retrouvée dans le sol. D'autres organismes, comme l'escargot herbivore *Lissachatina fulica* ou des vers de terre épigés, consommant préférentiellement de la matière organique plutôt que du sol, ne bioaccumulent pas ou peu la CLD dans leurs tissus. Cela montre que le mode de contamination se fait par ingestion et non pas par contact avec le sol contaminé. Il existe également une corrélation entre la concentration en CLDOH dans les vers de terre endogés et la concentration en CLD dans le sol. Néanmoins, cette étude ne permet pas de connaître la cinétique de bioaccumulation car elle a été réalisée sur une gamme de concentration dans le sol allant de 0,147 mg.kg⁻¹ à 0,336 mg.kg⁻¹, or, certaines parcelles sont dites non contaminée à la CLD (*i.e.*, inférieur à la limite de détection de 20 ng.kg⁻¹) tandis que d'autres dépassent 1 mg.kg⁻¹. De plus, cette étude a été réalisée uniquement sur nitisol alors que les nitisols et les andosols ont des comportements contrastés avec la CLD (Woignier *et al.*, 2012). En effet, la plupart des andosols possèdent une argile particulière appelée allophane ayant une structure fractale. Ainsi, ces sols forment des agrégats d'une structure identique, s'emboîtant les uns dans les autres du nanomètre jusqu'aux agrégats macroscopiques. Cette formation fractale piège la molécule de CLD (Woignier *et al.*, 2018), ce qui la rend moins biodisponible pour les organismes. Il est donc intéressant maintenant de mener une étude à plus grande échelle afin d'étudier la bioaccumulation de la CLD dans les vers de terre endogés le long d'un gradient de contamination de différents sols de bananeraies.

L'étude que nous présentons ici a donc pour objectif de quantifier la bioaccumulation de la CLD dans les vers de terre endogés de l'espèce *P. corethrurus* le long d'un gradient de contamination du sol de bananeraies afin de connaître la dynamique de sa bioaccumulation. Nous formulons pour cela trois hypothèses : tout d'abord, il existe une relation positive entre la concentration en CLD mesurée dans les vers de terre et celle du sol (H1). Deuxièmement, nous supposons que les vers de terre sont plus contaminés lorsqu'ils sont prélevés sur une parcelle en nitisol plutôt que sur andosol pour des concentrations en CLD dans les sols similaires (H2). Enfin, la concentration en CLDOH dans les vers de terre est corrélée à la concentration en CLD dans les sols (H3).

Matériels et méthodes

Pour quantifier la bioaccumulation de la CLD et son principal PTs dans les vers de terre, une étude de terrain a été réalisée entre novembre 2024 et avril 2025. Des parcelles de bananeraies sur andosol et nitisol dans le nord de la Martinique ont été sélectionnées suivant plusieurs critères : la différence d'altitude entre les parcelles d'un même type de sol ne doit pas excéder 100 m afin d'avoir une pluviométrie similaire entre les parcelles échantillonnées. Les bananeraies ayant une forte pente ne sont pas retenues afin d'éviter un effet confondant, potentiellement dû à l'érosion du sol et à la lixiviation de la CLD en bas de pente. Enfin, les parcelles doivent déjà avoir une concentration en CLD connue. Ces données publiques sont obtenues grâce à une cartographie fine de la contamination de plus de 18 000 ha de sol martiniquais (www.geomartinique.fr). Cette mesure de la concentration en CLD, appelée ici concentration historique, nous permet de construire un gradient de contamination des sols. Un total de 24 parcelles ont été échantillonnées, 12 sur andosol et 12 sur nitisol avec des concentrations historiques dans les sols allant de la non détection (< 20 ng.kg⁻¹) jusqu'à 2,02 et 2,40 mg.kg⁻¹ respectivement pour les bananeraies en andosol et en nitisol.

Au sein de chaque parcelle, 15 vers de terre endogés de l'espèce *P. corethrurus* sont collectés vivants dans 5 zones éloignées d'au moins 15 m entre elles et de 7 m du bord de la parcelle (Clostre *et al.*, 2014). De plus, trois carottes de sol entre 0 et 30 cm de profondeur sont prélevées et mélangées pour chaque zone afin de connaître la concentration exacte en CLD où les vers de terre sont collectés. Ces données étant encore en cours d'analyses, nous garderons les concentrations historiques des sols pour la suite de cette étude. De plus, nous présenterons ici que les résultats obtenus pour les zones centrales des parcelles.

Une fois les prélèvements effectués, l'espèce des vers de terre est confirmée au laboratoire. Les organismes sont maintenus à jeun durant 48h afin d'analyser uniquement la CLD contenue dans leur tissu et non dans leur bol alimentaire. Une fois à jeûne, les vers de terre sont placés à - 20 °C, lyophilisés puis broyés afin

d'obtenir la concentration en CLD et des PTs dans leur matière sèche (MS). Les analyses chimiques sont réalisées par l'Institut Pasteur de Guadeloupe. Le protocole de dosage est celui présenté dans les études menées par Saint-Hilaire et collaborateurs (2018, a et b). Brièvement, les échantillons subissent une extraction QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Efficient, Rugged and Safe) puis un dosage par LC-MS/MS afin de mesurer les molécules de CLD et les PTs suivants : CLDOH, A1 et A2 ($C_{10}H_3Cl_9O$, A1 et A2 sont respectivement 10-monohydrochlordécone et 8-monohydrochlordécone). La prise d'essai de cette méthode est de 300 mg de tissu sec minimum et la limite de quantification (LOQ) est de $33 \mu\text{g.kg}^{-1}$ de MS pour la CLD. Les résultats obtenus pour les PTs A1 et A2 ne sont pas présentés car ces PTs ne sont pas détectés dans la majorité des échantillons (détection dans environ 30 % des échantillons). Dû à des problèmes analytiques, nous n'avons pas pu obtenir les résultats à temps pour les 24 parcelles échantillonnées. Ainsi, les résultats présentés ci-dessous représentent 19 bananeraies collectées ($n = 9$ sur andosol et $n = 10$ sur nitisol).

Résultats et discussion

1. Relation positive entre la concentration en chlordécone dans les vers de terre et dans le sol

Lorsque la CLD est détectée dans le sol, elle est également détectée et mesurée dans les vers de terre. Pour tout type de sol confondu, le meilleur modèle pour représenter la relation entre la concentration en CLD dans les vers de terre endogés de l'espèce *P. corethrurus* et la concentration historique des sols est un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution gamma, soit une courbe exponentielle (AIC = 183,65 versus modèle linéaire AIC = 350,78). Le pseudo R carré de la courbe est $\text{pseudo-R}^2 = 0,462$. Il y a bien une relation positive entre la contamination des deux types de sols à la CLD et celle mesurée dans les vers de terre endogés. D'après le modèle utilisé, cette relation est exponentielle. La première hypothèse (H1) est donc validée.

2. La contamination des vers de terre est plus importante sur nitisol que sur andosol

Lorsque l'on observe la contamination des vers de terre en fonction de la contamination historique du sol en séparant leur type (andosol et nitisol), le modèle linéaire simple suit le mieux les données log-transformées de la concentration en CLD dans les vers de terre (Fig. 1.A ; coefficients de corrélation $R^2 = 0,52$ sur nitisol et $R^2 = 0,60$ sur andosol). Nous constatons que les vers retrouvés sur des bananeraies en nitisol sont plus contaminés que sur des bananeraies en andosol pour des niveaux de contamination historique à la CLD dans les sols similaires (ANCOVA, $p\text{-value} = 0,01$). Cependant, il n'y a pas de différence significative entre les pentes des deux droites (t test, $p\text{-value} = 0,27$), ce qui signifie qu'il n'y a pas de différence de la cinétique de bioaccumulation de la chlordécone entre les deux types de sols le long du gradient. Ainsi, pour une même concentration historique en CLD dans le sol, les vers de terre bioaccumulent plus la CLD lorsqu'ils sont collectés dans une parcelle sur nitisol plutôt que sur andosol ; mais la cinétique de bioaccumulation le long du gradient de contamination du sol est identique pour les deux sols. Le facteur de bioaccumulation de la CLD dans les organismes est en moyenne de 17,88 sur nitisol et de 7,32 sur andosol. Ces facteurs de bioaccumulation ne sont cependant pas significativement différents (test de Wilcoxon, $p\text{-value} = 0,99$). Néanmoins, nous retrouvons un facteur de bioaccumulation sur nitisol similaire à l'étude menée par Coulis et collaborateur (2024). Les résultats montrent que les organismes sont en effet plus contaminés sur nitisol que sur andosol, affirmant en ce point l'hypothèse 2 (H2) et confirmant par la même occasion la forte biodisponibilité de la CLD dans le nitisol comparé à l'andosol qui piège la CLD (Woignier *et al.*, 2018), bien que dans notre étude les facteurs de bioaccumulation de la CLD dans les organismes soient les mêmes entre nitisol et andosol. De plus, la cinétique de bioaccumulation de la CLD dans les vers de terre le long d'un gradient de contamination du sol est identique pour les deux types de sols (pentes des droites ne sont pas significativement différentes). Les futures analyses, notamment les concentrations actuelles en CLD dans les sols nous permettront de confirmer cette tendance et également de mieux appréhender les facteurs de bioaccumulation, qui sont pour l'instant identiques pour les deux types de sols. De plus, les paramètres physico-chimiques des sols, qui seront obtenus en fin d'année, viendront également expliquer certains résultats (*e.g.*, certains échantillons

de tissus de vers de terre provenant de bananeraies en andosol faiblement contaminées sont autant contaminés que des tissus d'organismes provenant de parcelles fortement contaminées à la CLD).

3. Relation positive entre la concentration en chlordécol dans les vers de terre et chlordécone dans le sol

Le CLDOH est mesuré dans environ 53 % des tissus de vers de terre ($n = 10$). Pour tout type de sol, un GLM avec une distribution gamma représente le mieux les données (pseudo- $R^2 = 0,448$, AIC = 224,87 versus modèle linéaire AIC = 236,81). Il y a une relation positive entre la concentration en CLDOH dans les vers de terre et la concentration historique en CLD dans les sols (Fig. 1.B), confirmant ainsi la dernière hypothèse (H3). Cependant, il n'y a pas de différence significative de la concentration en CLDOH dans les tissus secs des vers de terre selon le type de sol de la bananeraie d'où les organismes proviennent (test de Wilcoxon, $pvalue = 0,14$).

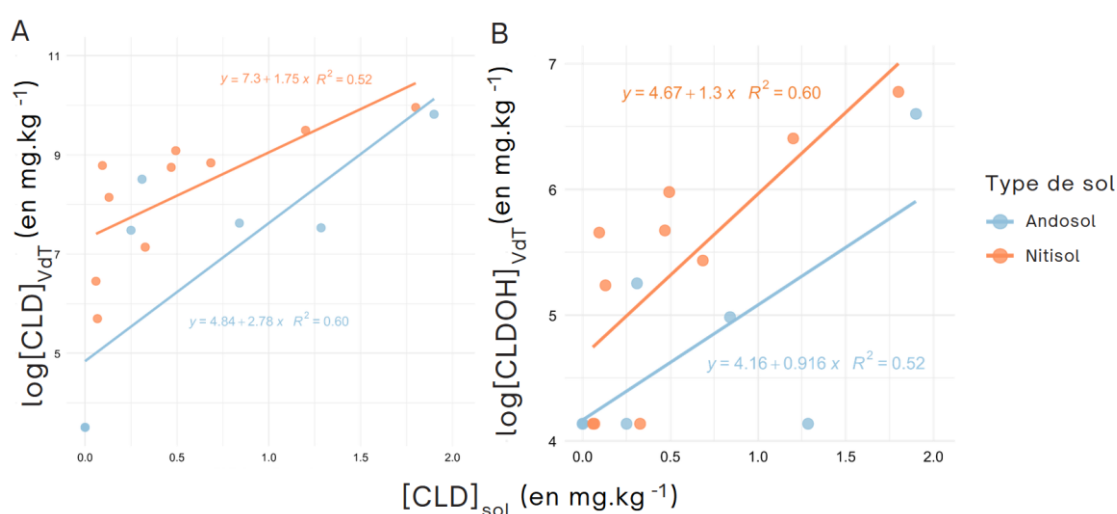


Figure 1. Concentrations log-transformées en chlordécone (CLD, A) et chlordécol (CLDOH, B) dans les tissus secs de vers de terre en fonction de la concentration historique en chlordécone dans les sols. Les points orange représentent les échantillons provenant de parcelles sur nitisol et les points bleu représentent les échantillons de bananeraies sur andosol.

4. La chlordécone dans le sol des bananeraies n'est pas le seul polluant à prendre en compte dans ces agrosystèmes

La chlordécone est un pesticide utilisé il y a plus de trente ans dans les Antilles françaises mais constitue une pollution historique encore fortement d'actualité. Les bananeraies sont des agroécosystèmes complexes, en première ligne de la contamination persistante à la CLD mais elles sont également impactées par l'utilisation d'autres polluants. La Martinique est l'un des territoires français où l'utilisation du glyphosate est la plus importante. Dans les bananeraies, cet herbicide est utilisé fréquemment pour désherber et également lors d'une rotation de bananiers. Or, le glyphosate entraîne une érosion du sol et induit une « résurrection » de la chlordécone (Sabatier *et al.*, 2021) dans ces agroécosystèmes. Au fil du temps, l'érosion du sol dû au glyphosate facilite la lixiviation de la chlordécone en profondeur dans les sols et dans les cours d'eau, généralisant et accélérant ainsi sa pollution depuis les années 1990. De plus, les régimes de bananes sont plastifiés pour les protéger contre les ravageurs et pour homogénéiser leur croissance. Malheureusement, beaucoup de ces protections en plastique se retrouvent sur le sol et ne sont pas récupérées, faisant des bananeraies des agroécosystèmes pouvant être contaminées 10 fois plus en microplastique que d'autres plantations ou jusqu'à 18 fois plus en microplastique que des forêts primaires ou secondaires (Xu *et al.*, 2022). Or, des polluants organiques hydrophobes, tel que la CLD, peuvent se lier aux microplastiques et cette interaction augmente la fraction du polluant organique bioaccumulée par les

vers de terre (Wang *et al.*, 2024). Peu de recherches sont faites sur l'impact de la CLD sur la macrofaune du sol mais elles ne doivent pas se limiter uniquement à cette pollution historique. Il faut également tenir compte du panel de pesticides et polluants se retrouvant dans ces agroécosystèmes.

Conclusion et perspectives

Cette étude met en exergue la bioaccumulation de la CLD et du CLDOH dans les vers de terre endogés de l'espèce *P. corethrurus*, l'un des premiers maillons de la chaîne alimentaire terrestre, le long d'un gradient de contamination historique du sol. Plus particulièrement, ces organismes se contaminent plus lorsqu'ils sont dans un nitisol plutôt que sur andosol, bien que la cinétique de bioaccumulation soit identique pour ces deux sols. Le type de sol a donc un impact important sur le niveau de contamination des vers de terre mais pas sur la dynamique de bioaccumulation.

Ces résultats ne sont que les premiers obtenus pour cette étude de terrain, et d'autres mesures viendront par la suite compléter et affiner ces résultats. En effet, d'autres organismes tels que des escargots herbivores et des vers de terre épigés ont été prélevés dans les parcelles. Leur étude permettra de mieux appréhender leur contamination de long d'un gradient de contamination du sol avec notamment la mesure de la CLD dans les différents organes des escargots, ou bien de faire le lien entre le régime alimentaire des vers de terre et la concentration en CLD dans leur tissu. De plus, le séquençage des communautés bactériennes et fongiques et les analyses physico-chimiques des sols pourront respectivement nous indiquer la potentielle présence d'un consortium microbien pouvant dégrader la CLD et l'impact des propriétés des sols sur la rétention de la CLD. Enfin, les cinq zones de prélèvements au sein de chaque parcelle nous permettront d'étudier l'hétérogénéité spatiale intra-parcellaire de la contamination à la CLD dans ces bananeraies.

Bibliographie

- Cabidoche, Y.-M., Achard, R., Cattan, P., Clermont-Dauphin, C., Massat, F., Sansoulet, J., 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* 157, 1697–1705. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.015>
- Chaussonnerie, S., Saaidi, P.-L., Ugarte, E., Barbance, A., Fossey, A., *et al.*, 2016. Microbial Degradation of a Recalcitrant Pesticide: Chlordecone. *Front. Microbiol.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.02025>
- Chevallier, M.L., Della-Negra, O., Chaussonnerie, S., Barbance, A., Muselet, D *et al.*, 2019. Natural Chlordecone Degradation Revealed by Numerous Transformation Products Characterized in Key French West Indies Environmental Compartments. *Environ. Sci. Technol.* 53, 6133–6143. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06305>
- Clostre, F., Lesueur-Jannoyer, M., Achard, R., Letourmy, P., Cabidoche, Y.-M., Cattan, P., 2014. Decision support tool for soil sampling of heterogeneous pesticide (chlordecone) pollution. *Environ Sci Pollut Res* 21, 1980–1992. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2095-x>
- Cochennec, M., Devriendt-Renault, Y., Massat, F., Guérin, T., Ollivier, P., Colombano, S., Parinet, J., 2024. Microwave-enhanced thermal removal of organochlorine pesticide (chlordecone) from contaminated soils. *Chemosphere* 352, 141486. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141486>
- Coulis, M., Senecal, J., Devriendt-Renault, Y., Guerin, T., Parinet, J., Pak, L.T., 2024. Fate of chlordecone in soil food webs in a banana agroecosystem in Martinique. *Environmental Pollution* 362, 124874. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124874>
- Della-Negra, O., Chaussonnerie, S., Fonknechten, N., Barbance, A., Muselet, D., *et al.*, 2020. Transformation of the recalcitrant pesticide chlordecone by *Desulfovibrio* sp.86 with a switch from ring-opening

- dechlorination to reductive sulfidation activity. *Sci Rep* 10, 13545. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70124-9>
- Dereumeaux, C., Saoudi, A., Guldner, L., Pecheux, M., Chesneau, J., *et al.*, 2020. Chlordecone and organochlorine compound levels in the French West Indies population in 2013–2014. *Environ Sci Pollut Res* 27, 41033–41045. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07181-9>
- Dromard, C.R., Allenou, J.-P., Tapie, N., Budzinski, H., Cimmatera, N., *et al.*, 2022. Temporal variations in the level of chlordecone in seawater and marine organisms in Martinique Island (Lesser Antilles). *Environ Sci Pollut Res* 29, 81546–81556. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21528-9>
- Mouvet, C., Collet, B., Gaude, J.-M., Rangon, L., Bristeau, S., *et al.*, 2020. Physico-chemical and agronomic results of soil remediation by In Situ Chemical Reduction applied to a chlordecone-contaminated nitisol at plot scale in a French Caribbean banana plantation. *Environ Sci Pollut Res* 27, 41063–41092. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07603-z>
- Multigner, L., Kadhel, P., Rouget, F., Blanchet, P., Cordier, S., 2016. Chlordecone exposure and adverse effects in French West Indies populations. *Environ Sci Pollut Res* 23, 3–8. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4621-5>
- Multigner, L., Ndong, J.R., Giusti, A., Romana, M., Delacroix-Maillard, H., *et al.*, 2010. Chlordecone Exposure and Risk of Prostate Cancer. *JCO* 28, 3457–3462. <https://doi.org/10.1200/JCO.2009.27.2153>
- Sabatier, P., Mottes, C., Cottin, N., Evrard, O., Comte, I *et al.*, 2021. Evidence of Chlordecone Resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environ. Sci. Technol.* 55, 2296–2306. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207>
- Saint-Hilaire, M., Bertin, T., Inthavong, C., Lavison-Bompard, G., Guérin, T., *et al.*, 2018a. Validation of analytical methods for chlordecone and its metabolites in the urine and feces of ewes. *Journal of Chromatography B* 1093–1094, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2018.06.058>
- Saint-Hilaire, M., Inthavong, C., Bertin, T., Lavison-Bompard, G., Guérin, T., *et al.*, 2018b. 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, 147–153. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.01.092>
- Sanchez, W., Pesce, S., Betoulle, S., Charles, S., Coeurdassier, M., *et al.*, preprint. Chlordecone pollution and its effects on biodiversity: Knowledge gaps despite 15 years of public policy in the French West Indies.
- Wang, J., Tao, J., Wu, M., Sun, Y., Su, Y., *et al.*, 2024. Size-dependent vector effects of microplastics on bioaccumulation of hydrophobic organic contaminants in earthworm: A dual-dosing study. *Environment International* 186, 108625. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108625>
- Woignier, T., Clostre, F., Fernandes, P., Soler, A., Rangon, L., Sastre-Conde, M.I., Jannoyer, M.L., 2018. The pesticide chlordecone is trapped in the tortuous mesoporosity of allophane clays. *Environ Sci Pollut Res* 25, 21350–21361. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9370-1>
- Woignier, T., Clostre, F., Macarie, H., Jannoyer, M., 2012. Chlordecone retention in the fractal structure of volcanic clay. *Journal of Hazardous Materials* 241–242, 224–230. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.09.034>
- Xu, G., Yang, L., Xu, L., Yang, J., 2022. Soil microplastic pollution under different land uses in tropics, southwestern China. *Chemosphere* 289, 133176. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133176>