



Modélisation des pesticides dans l'air

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

MODELISATION DES PESTICIDES DANS L'AIR

COUVIDAT Florian

INERIS

Décembre 2021

Vérification : COLETTE AUGUSTIN ; TOGNET FREDERIC

Approbation : Document approuvé le 07/09/2022 par BOUDET CELINE

LE LABORATOIRE CENTRAL DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué des laboratoires de l'IMT Nord Europe, de l'Ineris et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches à la demande du Ministère chargé de l'environnement, et en concertation avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Ces travaux en matière de pollution atmosphérique ont été financés par la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (bureau de la qualité de l'air) du Ministère chargé de l'Environnement. Ils sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France en apportant un appui scientifique et technique au ministère et aux AASQA.

L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.

TABLE DES MATIERES

RESUME	7
ABSTRACT	9
REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS.....	10
1. INTRODUCTION	11
2. LES PESTICIDES DANS L’AIR	12
2.1 Emissions dans l’air de pesticides	12
2.2 Evolution physico-chimique des pesticides dans l’air.....	13
3. MODELISATION DES PESTICIDES DANS L’ATMOSPHERE	15
3.1 Transport atmosphérique et importance de la volatilisation	16
3.2 Calcul des émissions par volatilisation.....	18
3.3 Modélisation de la dispersion locale des pesticides	23
3.4 Modélisation du transport régional des pesticides	25
4. CONCLUSIONS	27

RESUME

Le plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (PREPA) 2017-2021 prévoit d'évaluer et de réduire la présence des produits phytopharmaceutiques dans l'atmosphère. Dans ce contexte, la modélisation peut être un outil d'aide à la décision pour cartographier les concentrations atmosphériques des pesticides et ainsi évaluer l'exposition de la population. L'étude de la qualité de l'air passe depuis plusieurs années par le développement et l'exploitation d'outils de modélisation de la pollution atmosphérique couvrant les échelles locales, régionale et mondiale. Les modèles ainsi développés peuvent être adaptés et appliqués à la dispersion des pesticides dans l'atmosphère.

Deux types de modèles peuvent être utilisés pour déterminer les concentrations dans l'air de pesticides :

- Les modèles de dispersion à l'échelle locale peuvent être utilisés pour déterminer l'exposition des riverains. Les modèles actuels présentent cependant des limitations dans la représentation des processus physiques intervenant dans le transport atmosphérique des pesticides.
- Les modèles de chimie-transport, comme le modèle CHIMERE dont une version pesticide a été récemment développée et prenant en compte l'influence des processus physico-chimiques (dégradation, partage gaz-particule, déposition) sur les concentrations, néanmoins à une résolution en général plus grossière que les modèles locaux.

L'une des principales difficultés réside en l'estimation des émissions de pesticides qui exige de coupler des données spatiotemporelles d'application de pesticides à un modèle de volatilisation des pesticides depuis le sol et le couvert végétal. La distribution spatiale d'application des pesticides peut être estimée avec les données de la BNVD-S (la Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés spatialisée). La distribution temporelle peut être obtenue à partir d'enquêtes. Du fait de l'incertitude sur certains paramètres utilisés dans les modèles de volatilisation, il peut être nécessaire de calibrer les modèles à partir de données expérimentales.

ABSTRACT

The 2017-2021 French National Plan for the Reduction of Air Pollutant Emissions (PREPA) expressed the need for assessing and reducing the presence of pesticides in the atmosphere. Air pollution models covering local, regional and global scales could be applied to the dispersion of pesticides in the atmosphere and thus assess population exposure.

Two types of models can be used to determine air concentrations of pesticides:

- Local scale dispersion models can be used to determine the exposure of local residents. However, these models have limitations in the representation of the physical processes involved in the atmospheric transport of pesticides.
- Regional chemistry-transport models, in particular the pesticide version of the CHIMERE model have been recently developed to take into account the influence of physicochemical processes (degradation, gas-particle partitioning, deposition) on concentrations, although at a generally lower spatial resolution.

One of the main difficulties lies in the estimation of pesticide emissions, which requires coupling a model of pesticide volatilization from soil and canopy to spatiotemporal data of pesticide application. The spatial distribution of pesticides can be estimated with data from BNVD-S (the National Bank of Sales of Plant Protection Products by Spatialized Authorized Distributors). The temporal distribution can be obtained from surveys. Due to the uncertainty of some parameters used in the volatilization models, it may be necessary to calibrate the models with experimental data.

REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS

Nous remercions tous les membres du projet COPP'R (projet PRIMEQUAL/ECOPHYTO, Modélisation de la Contamination de l'air par les Produits Phytosanitaires à l'échelle Régionale) ayant servi à développer l'approche de modélisation des pesticides avec CHIMERE : Carole Bedos, Nathalie Gagnaire, Mathilde Carra, Bernadette Ruelle et Lionel Alletto (INRAE), Alexandre Armengaud (AtmoSud), d'autres participants de ce projet ainsi que son coordinateur (Etienne Quivet de l'Université Aix-Marseille) sont co-auteurs du présent rapport.

1. INTRODUCTION

En 2017, à la suite d'une saisine par les ministères en charge de l'agriculture, de l'écologie, de la santé et du travail, l'ANSES a dressé une liste de substances actives de produits phytosanitaires nécessitant un suivi des concentrations dans l'air¹. L'ANSES a ainsi publié une liste de substances prioritaires et hautement prioritaires pour la métropole et les DROM. Par ailleurs, le plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (PREPA) 2017-2021 prévoit d'évaluer et de réduire la présence des produits phytopharmaceutiques dans l'atmosphère.

La Campagne nationale exploratoire des pesticides (CNEP) menée de juin 2018 à juin 2019 par l'ANSES, l'INERIS et les ASQAAs avait pour objectif de dresser un état des lieux des concentrations des pesticides dans l'air sur la base de la classification réalisée par l'ANSES, de la stratégie d'échantillonnage définie et de la méthodologie harmonisée sur le territoire de prélèvement et d'analyse. Cette campagne a permis de mesurer sur toute la France 75 substances. Sur la base de ces résultats, l'ANSES (2020)² a effectué une analyse des risques sanitaires et a dressé une liste de 32 substances d'intérêt (dont le lindane interdit en France depuis 1998 mais dont la présence persiste dans l'environnement).

Les modèles actuels développés dans le cadre général de l'étude de la qualité de l'air pourraient être appliqués à la dispersion des pesticides dans l'atmosphère. Permettant ainsi de cartographier les concentrations atmosphériques des pesticides au même titre que les polluants réglementaires et donc d'évaluer l'exposition de la population. Plusieurs échelles spatiales sont à prendre en compte dont les échelles locale, régionale et mondiale.

L'objet de cette note est de présenter les différentes approches qui sont ou pourraient être mises en place dans la modélisation du devenir des pesticides dans l'atmosphère.

¹ Rapport d'expertise collective ANSES, 2017 : Proposition de modalités pour une surveillance des pesticides dans l'air ambiant <https://www.anses.fr/fr/content/recommandations-de-l%E2%80%99anses-pour-la-mise-en-%C5%93uvre-d%E2%80%99une-surveillance-nationale-des-pesticides>

² Rapport AST ANSES, 2020 : Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant Premières interprétations sanitaires. <https://www.anses.fr/fr/content/pesticides-dans-l%E2%80%99air-ext%C3%A9rieur-l%E2%80%99anses-identifie-les-substances-n%C3%A9cessitant-une-%C3%A9valuation>

2. LES PESTICIDES DANS L'AIR

2.1 Emissions dans l'air de pesticides

Les produits phytosanitaires peuvent être émis dans l'atmosphère via deux mécanismes principaux :

- La dérive de pulvérisation désignant le transport des produits phytosanitaires pulvérisés sous forme de gouttelettes en dehors de la zone traitée sous l'action du vent (les produits appliqués n'atteignant donc pas en totalité la cible souhaitée). Dans la suite de cette note, on désignera par « dérive » les quantités de produits perdues de cette manière. Ces gouttelettes ont un diamètre allant de 5 à 1000 μm , en fonction du matériel de pulvérisation mises en place. Il est généralement considéré que la taille optimale des gouttelettes se situe entre 150 et 400 μm ³. De telles gouttelettes ont des durées de vie dans l'atmosphère de quelques secondes (de 2 s pour une taille de 400 μm à 10 s pour une taille de 100 μm)⁴ et pourraient être transportées jusqu'à une dizaine de mètres de la cible (de 2 m pour une taille de 400 μm à 13 m pour une taille de 100 μm)⁵. Les gouttelettes autour de quelques μm ont cependant des durées de vies plus élevées (de quelques heures à quelques jours) et pourraient donc être transportées sur des distances plus élevées. La dispersion de la dérive dépend à la fois du type de matériel utilisé (affectant la quantité, la distribution en taille des gouttelettes, la vitesse, l'angle et la hauteur d'éjection des gouttes), des conditions météorologiques (vitesse du vent, turbulence) et de la configuration spatiale locale (présence d'obstacles notamment, rugosité aérodynamique locale...).

³ ASABE S572.1 Droplet Size Classification

⁴ Ces valeurs ont été calculées pour une chute des gouttelettes d'environ 3 mètres. Source : Grisso, R., P. Hipkins, S. Askew, L. Hipkins, and D. McCall. 2013. Nozzles: Selection and Sizing. Virginia Cooperative Extension, Publication 442-032.

⁵ Ces valeurs ont été calculées sur la base d'une vitesse de vent de 4,8 km/h. Source : Grisso, R., P. Hipkins, S. Askew, L. Hipkins, and D. McCall. 2013. Nozzles: Selection and Sizing. Virginia Cooperative Extension, Publication 442-032.

- La volatilisation des pesticides depuis le sol ou la plante sous forme de composé gazeux. Comme les pesticides peuvent persister dans le sol ou sur la plante pendant plusieurs jours (voire décennie dans le cas du Lindane⁶), ce mécanisme peut conduire (contrairement à la dérive) à l'émission de pesticides en phase gazeuse après application. Ce processus dépend notamment des propriétés physicochimiques du composé (comme la pression de vapeur saturante, plus le composé sera volatil plus le phénomène sera important) mais aussi des propriétés de surface (teneur en eau du sol, texture du sol, température du sol et de la plante, teneur en matière organique du sol etc.). La volatilisation est en compétition avec d'autres processus que ce soit depuis le sol (partage dans les différentes phases du sol, diffusion des composés dans le sol, dégradation du composé) ou depuis la plante (absorption à la surface de la plante, pénétration du composé dans la feuille, dégradation du composé, lessivage par la pluie). La durée de demi-vie du composé dans le sol (DT₅₀-sol) est souvent utilisée pour évaluer la persistance du composé dans le sol.

La remise en suspension de particules de sols ou de débris végétaux contaminés aux pesticides pourrait être également une source de pesticides dans l'atmosphère.

A noter que les pesticides présents dans l'air sont susceptibles d'être affectés par des processus de déposition/re-volatilisation multiples : une fois déposé à la surface (par dépôt sec ou dépôt humide), un pesticide pourra être réémis vers l'atmosphère via re-volatilisation. Ce processus pourra intervenir plusieurs fois jusqu'à la destruction chimique du composé.

2.2 Evolution physico-chimique des pesticides dans l'air

Du fait de la faible durée de vie des gouttelettes liées à la dérive, les pesticides présents dans ces gouttelettes sont a priori peu susceptibles d'évoluer chimiquement, la gouttelette se sera déposée avant que les pesticides ne puissent être dégradés ou s'évaporer vers l'atmosphère. Les gouttelettes de pulvérisation peuvent donc être supposées comme inertes chimiquement. Cette hypothèse peut se révéler fautive pour les gouttelettes de plus petite taille (autour de la dizaine de microns) qui vont se déposer moins vite et donc persister plus longtemps dans l'atmosphère. En effet, pour de telles gouttelettes (qui peuvent être émises par pulvérisation), certains processus (comme l'évaporation de l'eau présent dans la gouttelette ou la volatilisation du pesticide) pourraient être suffisamment rapides pour être significatifs par rapport à la durée de vie de la gouttelette. La présence de co-formulants pourrait cependant affecter et limiter ces processus.

Une fois émis dans l'atmosphère par volatilisation, différents processus physico-chimiques peuvent affecter leur évolution et leur durée de vie dans l'atmosphère :

⁶ IUPAC Pesticide Properties Database (PPDB), <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm>

- Le **partage gaz/particule**. En tant que composés organiques semi-volatils, les pesticides sont susceptibles de se condenser sur les particules fines préexistantes selon la volatilité du composé. Comme la durée de vie des particules fines (de 3 à 10 jours) est souvent plus longue que la durée de vie des pesticides en phase gazeuse, la condensation des pesticides peut protéger ces composés de la dégradation chimique⁷, rendant leur transport à grande échelle possible.
- La **transformation chimique** par des réactions de photolyse directe (lumière) et indirecte (oxydants de l'atmosphère). En fonction de la répartition des pesticides entre les différentes phases de l'atmosphère (gazeuse et particulaire essentiellement), les pesticides peuvent être dégradés par les radicaux hydroxyles (OH) ou si la formule chimique du composé le permet par l'ozone, les radicaux nitrates (NO₃) ou directement par la lumière solaire. Les cinétiques de transformation des pesticides présents à la surface des particules (via des réactions hétérogènes) peuvent être plus lentes qu'en phase gazeuse⁸.
- Le **dépôt sec et humide**. Selon que le composé soit sous forme gazeuse ou particulaire, le composé sera déposé à la surface avec des vitesses différentes. Un composé sous forme gazeuse pourra être absorbé par le sol ou la végétation plus rapidement qu'un composé sous forme particulaire⁹. Les composés sous forme de gaz et de particules présents dans l'atmosphère peuvent également être déposés à la surface par la pluie avec des cinétiques différentes.

⁷ Socorro, J., Durand, A., Temime-Roussel, B. et al. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Sci Rep* 6, 33456 (2016). <https://doi.org/10.1038/srep33456>.

⁸ C. Mattei, J. Dupont, H. Wortham, E. Quivet. Influence of pesticide concentration on their heterogeneous atmospheric degradation by ozone. *Chemosphere*, 228, 75-82, 2019.

⁹ Couvidat, F. and Bessagnet, B. (2021) Role of ecosystem-atmosphere exchanges of semi-volatile organic compounds in organic aerosol formation, *Atmos. Environ.* 263, 118541, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118541>.

3. MODELISATION DES PESTICIDES DANS L'ATMOSPHERE

En phase particulière, du fait de leur faible durée de vie dans l'atmosphère, la modélisation de la dispersion aérienne des gouttes de pulvérisation nécessite une approche locale. Les pesticides émis par volatilisation sous forme gazeuse peuvent être transportés sur de plus ou moins grandes distances selon leurs propriétés physico-chimiques. Alors que certains pesticides sont vite dégradés par les radicaux OH de l'atmosphère (durée de vie dans l'atmosphère autour de 30 mn dans le cas du Cyprodinil¹⁰), d'autres pesticides peuvent avoir des durées de vie dans l'atmosphère supérieures à plusieurs jours. De plus, la persistance de certains pesticides dans le sol peut conduire à des émissions post-application longtemps après l'application (d'après la PPDB¹¹, de nombreux pesticides ont une durée de demi-vie dans le sol autour de quelques dizaines de jours voire jusqu'à dépasser l'année pour certains cas particuliers tels que celui du lindane avec une durée de demi-vie dans le sol de 980 jours). Alors que la **contamination atmosphérique à la dérive est certainement locale et limitée** dans le temps, la contamination atmosphérique via la volatilisation des composés (calculée en fonction de leurs propriétés physico-chimiques) est susceptible de concerner des distances et des périodes temporelles plus élevées.

Deux types d'approches complémentaires peuvent être donc utilisés pour simuler les concentrations atmosphériques de pesticides :

- Une approche dite « régionale » basée sur l'utilisation de Modèles de Chimie-Transport intégrant des modules cherchant à reproduire les mécanismes d'échanges entre sol, plantes et atmosphère et ainsi pouvant calculer les émissions de pesticides via la volatilisation. L'échelle de ces modèles (résolution allant de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres) ne permet pas cependant de simuler la dérive de façon adéquate (la durée de vie des particules étant trop faible vis-à-vis de la résolution). Cette approche est destinée à simuler le transport atmosphérique à une échelle régionale des pesticides (à une résolution généralement de quelques kilomètres).
- Une approche « locale » sur la base de modèle de dispersion à fine échelle pour calculer la dispersion de la dérive. Ce type d'approche peut aussi être utilisée pour calculer l'exposition « locale » due aux composés émis par volatilisation en particulier pour les composés ayant une très faible DT₅₀-air limitant l'importance du transport à longue-distance (par exemple pour le Cypronil).

¹⁰ INERIS (2016) Propositions de listes de pesticides à surveiller dans l'air ambiant avec l'outil de hiérarchisation Sph'Air.

¹¹ Pesticide Properties DataBase, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>, consulté en Aout 2020.

3.1 Transport atmosphérique et importance de la volatilisation

Le Tableau 1 recense les propriétés des substances des 32 substances retenues par l'Anses (2020): pression de vapeur saturante (P_i^0 , extraite de la PPDB¹²), durée de demi-vie dans l'air (DT_{50} -air) extraite d'un rapport INERIS (2016)¹³ sur la hiérarchisation des pesticides ainsi que la persistance dans le sol telle que classée par la PPDB selon la durée de demi-vie dans le sol (DT_{50} -sol). La DT_{50} -air est calculée en prenant en compte le partage gaz-particule et la dégradation par les radicaux OH. Le calcul de la DT_{50} -sol peut être relativement incertain car il repose généralement sur des données très théoriques (données qui peuvent également être utilisées par le modèle CHIMERE comme la pression de vapeur saturante). La DT_{50} -sol repose sur des données expérimentales (en laboratoire ou au champ) mais cette donnée présente généralement une grande variabilité (car elle dépend fortement de la nature du sol).

Tableau 1 : Propriétés de 31 des 32 substances retenues par l'ANSES. Le Fénarimol n'est pas présent dans le tableau car absent du rapport INERIS, 2016 sur la hiérarchisation des pesticides dans l'air. Les composés indiqués en gras sont les composés dont l'usage agricole a été interdit avant 2021.

	P_i^0 (mPa)	DT_{50} -sol	DT_{50} air (jour)	Persistance dans le sol	Echelle du transport atmosphérique
2,4-D	0,009	4,4	12	Non-persistant	Longue distance
Boscalid	0,00072	484,4	4,7	Très persistant	Régionale
Chlorothalonil	0,076	3,53	2216	Non-persistant	Longue distance
Chlorpropham	24	13,1	0,16	Non-persistant	Moyenne distance
Chlorpyriphos-éthyl	1,4	386	0,059	Très persistant	Locale
Cyprodinil	0,51	37	0,028	Modérément persistant	Locale
Deltaméthrine	0,0000124	58,2	2,27	Modérément persistant	Régionale
Diuron	0,00115	146,6	3,6	Persistant	Régionale
Epoxiconazole	0,00035	353,5	1,72	Persistant	Régionale
Etofenprox	0,000813	11	0,67	Non-persistant	Moyenne distance
Fenpropidine	17	90	0,042	Modérément persistant	Locale
Fluazinam	0,0172	124	82	Persistant	Longue distance
Folpel	0,021	4,7	0,51	Non-persistant	Moyenne distance
Glyphosate	0,0131	15	3,9	Non-persistant	Régionale
Iprodione	0,0005	36,2	0,54	Modérément persistant	Moyenne distance
Lindane	4,4	980	20	Très persistant	Longue distance

¹² Pesticide Properties DataBase, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>, consulté en Aout 2020.

¹³ INERIS (2016) Propositions de listes de pesticides à surveiller dans l'air ambiant avec l'outil de hiérarchisation Sph'Air.

	P _i ⁰ (mPa)	DT ₅₀ -soil	DT ₅₀ air (jour)	Persistance dans le sol	Echelle du transport atmosphérique
Linuron	0,051	57,6	0,26	Modérément persistant	Moyenne distance
Métazachlore	0,093	8,6	0,35	Non-persistant	Moyenne distance
Métribuzine	0,121	7,03	0,35	Non-persistant	Moyenne distance
Myclobutanil	0,198	560	0,85	Très persistant	Moyenne distance
Oxadiazon	0,67	502	0,22	Très persistant	Moyenne distance
Pendiméthaline	3,34	182,3	0,51	Persistant	Moyenne distance
Pentachlorophénol	16000	63	2,8	Modérément persistant	Régionale
Perméthrine	0,007	13	0,80	Non-persistant	Moyenne distance
Phosmet	0,065	3,2	0,037	Non-persistant	Locale
Propyzamide	0,058	50,5	682	Modérément persistant	Longue distance
Pyriméthanil	1,1	50,9	0,077	Modérément persistant	Locale
S-métolachlore	3,7	51,8	0,15	Modérément persistant	Moyenne distance
Spiroxamine	3,5	25	1,0	Non-persistant	Moyenne distance
Tébuconazole	0,0013	63	18	Modérément persistant	Longue distance
Triallate	12	85	0,16	Modérément persistant	Moyenne distance

La PPDB considère qu'un pesticide est :

- « Non-persistant » si la DT₅₀-sol est inférieure à 30 jours
- « Modérément persistant » si la DT₅₀-sol est comprise entre 30 et 100 jours
- « Persistant » si la DT₅₀-sol est comprise entre 100 et 365 jours
- « Très persistant » si la DT₅₀-sol est supérieure à 365 jours

Les composés peuvent également être classés selon l'échelle du transport atmosphérique à partir d'une distance caractéristique de transport (déterminée à partir de la DT₅₀-air et d'un vent d'un 1 m/s). L'échelle du transport atmosphérique est classée comme étant :

- « Longue distance » si la distance caractéristique est supérieure à 1 000 km
- « Régionale » si la distance caractéristique est comprise entre 100 et 1000 km
- « Moyenne distance » si la distance caractéristique est comprise entre 10 et 100 km
- « Locale » si la distance caractéristique est inférieure à 10 km

Dans la liste des substances considérées, quatre substances ont un impact plutôt local avec une durée de vie dans l'air inférieure à l'heure (Cyprodinil, Fenpropidine, Phosmet et Pyriméthanil). Au contraire, six substances (2,4-D, Chlorothalonil, Fluazinam, Lindane, Propyzamide et Tébuconazole) ont des durées dans l'air dépassant une dizaine de jours, rendant possible le transport transfrontière de tels composés. Deux substances dépassent même une durée de demi-vie dans l'air supérieure à une année : le Chlorothalonil (considéré non persistant dans le sol) et le Propyzamide (considéré comme moyennement persistant dans le sol). A noter cependant que la DT_{50} -air ne prend pas en compte l'influence des dépôts atmosphériques de gaz sur la durée de vie. Les substances avec d'importante durée de vie (supérieurs à quelques jours) nécessitent probablement de prendre en compte le transport à l'échelle régionale (voire à l'échelle globale) de pesticides.

Quatre substances sont considérées comme persistantes dans le sol : le Lindane (DT_{50} -sol = 980 jours), le Boscalid (DT_{50} -sol = 484 jours), le Myclobutanil (DT_{50} -sol = 560 jours) et l'Oxadiazon (DT_{50} -sol = 502 jours). Du fait de leur persistance, ces pesticides peuvent être détectés dans l'air même si ceux-ci ont été interdits depuis longtemps à cause d'émissions par volatilisation qui perdurent dans le temps. Il sera alors nécessaire de prendre en compte l'accumulation de ces pesticides dans les écosystèmes et de calculer leurs émissions jusqu'à plusieurs années après l'application.

Aux vues de leurs propriétés physico-chimiques, tous les composés présents dans le Tableau 1 sont susceptibles d'être émis par volatilisation soit depuis le sol ou le couvert végétal (soit à cause d'une volatilité élevée, d'une solubilité faible ou d'un coefficient de partage carbone organique/eau faible). Il peut même être important pour certaines molécules de prendre en compte les émissions par volatilisation pour des études d'exposition des riverains.

3.2 Calcul des émissions par volatilisation

Le calcul des émissions par volatilisation nécessite de faire appel à des modèles de volatilisation (par exemple Volt'Air-Veg, modèle développé par l'INRAE). Ce genre de modèle mécanistique permet de calculer les émissions de pesticides depuis le sol ou depuis le couvert végétal.

Pour calculer les émissions depuis le sol, ce type de modèle va simuler le partage des pesticides entre les différentes phases du sol et la diffusion des composés à l'intérieur du sol. Ces processus dépendent des propriétés physico-chimiques de la substance (constante de Henry, constante de partage entre l'eau et le carbone organique...), les propriétés physico-chimiques du sol (densité, teneur en carbone organique...) ainsi que de la température et de l'humidité du sol (accessibles en calculant les flux d'eau et d'énergie). Le flux de volatilisation est alors calculé en fonction de la concentration des pesticides dans la phase gazeuse du sol et de la vitesse de friction.

De manière similaire, la volatilisation depuis le couvert végétal est calculée en fonction des propriétés thermodynamiques (notamment la pression de vapeur saturante) et de la température de la feuille calculée en fonction des propriétés du couvert végétal (notamment en fonction de la hauteur du couvert et de l'indice de surface foliaire) par bilan d'énergie. Des raffinements supplémentaires peuvent être faits pour intégrer la description des processus de pénétration dans la feuille, dégradation ou lessivage par la pluie.

Dans le cadre du projet PRIMEQUAL/ECOPHYTO COPP'R (Modélisation de la Contamination de l'air par les Produits Phytosanitaires à l'échelle Régionale), un module d'échange entre l'air, le sol et la végétation analogue à Volt'Air-Veg a été implémenté dans le modèle CHIMERE. Les émissions (ainsi que les flux de dépôts) sont calculées à l'intérieur de CHIMERE grâce à ce module d'échange. Le module est décrit en détail dans le rapport final du projet COPP'R et dans Couvidat et al. (2021)¹⁴.

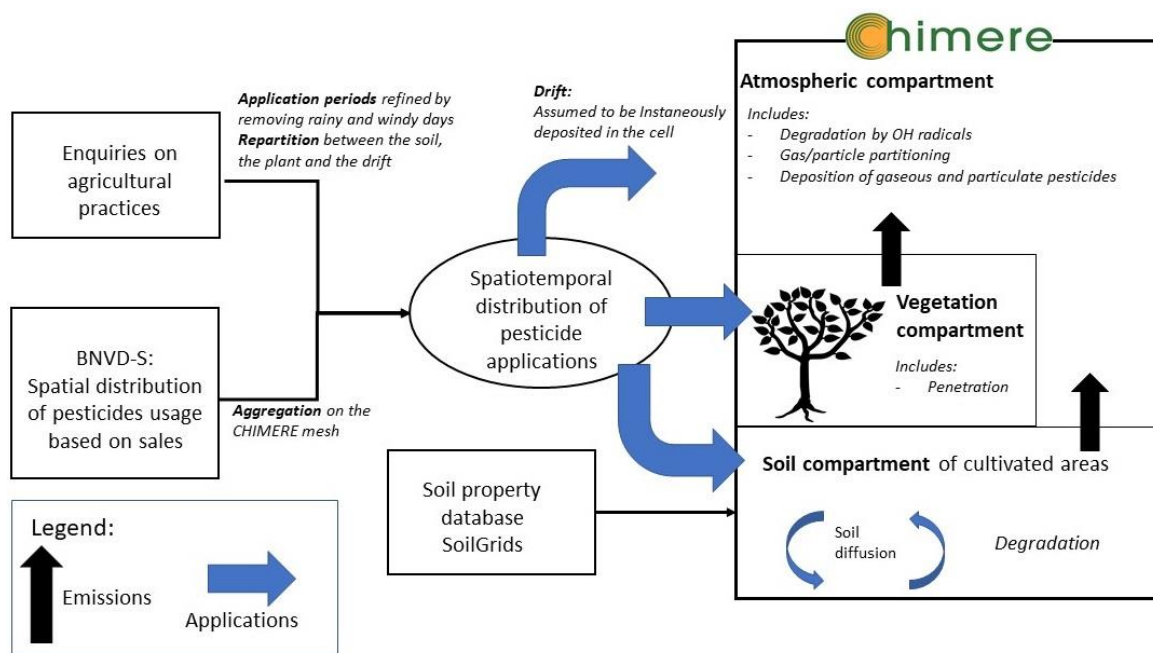


Figure 1 : Schéma de l'approche utilisé dans le cadre du projet COPP'R pour simuler les émissions par volatilisation de pesticides

La première étape du calcul des émissions consiste à déterminer la distribution spatio-temporelle des applications de pesticides. Pour cela, il est nécessaire de :

¹⁴ Couvidat, F., Bedos, C., Gagnaire, N., Carra, M., Ruelle, B., Martin, P., Poméon, T., Alletto, L., Armengaud, A. and Quivet, E. Simulating the impact of volatilization on atmospheric concentrations of pesticides with the 3D chemistry-transport model CHIMERE: Method development and application to S-metolachlor and folpet, Journal of Hazardous Materials, Volume 424, Part B, 2022, 127497, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127497>.

1. **Spatialiser les données d'usage de pesticides.** Pour cela, les données de la Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés spatialisée (BNVD-S, Carles et al., 2015), peuvent être utilisées (en supposant qu'il y a correspondance entre les ventes et les usages de pesticides). La BNVD-S représente à ce jour les données les plus abouties pour déterminer des usages spatialisés. La Figure 2 illustre pour deux substances (S-métolachlore et folpet), la spatialisation des données de vente. Brièvement, la spatialisation des ventes de produits phytosanitaires s'appuie sur les ventes aux professionnels déclarées par chaque vendeur et agrégées au niveau national (tous vendeurs confondus) par code postal de l'acheteur. La BNVD-S, actualisée chaque année, a été initiée en 2013. Pour spatialiser les ventes, le contenu est désagrégé au niveau de chacun des îlots d'occupation du sol constitutif du code postal. L'information peut alors être réagrégée selon l'étendue spatiale considérée. La désagrégation s'appuie sur une carte d'occupation du sol à haute résolution qui intègre les déclarations de surfaces faites par les agriculteurs (Registre Parcellaire Graphique RPG) chaque année pour les aides PAC (Politique Agricole Commune). L'ensemble des parcelles d'une exploitation n'est affecté qu'à un seul code postal, celui du siège de l'exploitation, estimé par la commune regroupant le maximum des surfaces de l'exploitation. La carte est complétée avec les infrastructures pouvant faire l'objet de traitements phytosanitaires (aéroports, cimetières, routes, stades...) obtenue dans les bases de l'IGN (Institut national de l'information géographique et forestière). Les espaces agricoles ne faisant pas l'objet de déclarations PAC (essentiellement vigne, maraîchage...) sont reconstitués en combinant les statistiques agricoles avec la base CORINE Land Cover. La désagrégation des ventes se fait dans chacun des polygones constitutifs du code postal considéré. Chaque produit vendu ne sera affecté qu'aux surfaces pour lesquelles il est homologué en prenant en compte les différences de doses homologuées dans les facteurs de répartition (un même produit pouvant être autorisé pour différentes surfaces cartographiées à des doses différentes).

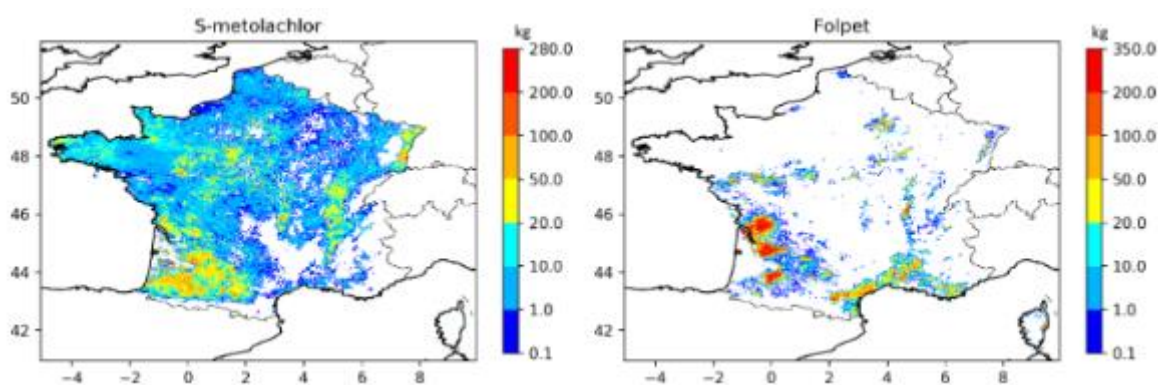


Figure 2 : Données de vente de pesticides spatialisées (utilisée comme données d'usage de pesticides) sur la France

- 2. Temporaliser les applications.** A l'heure actuelle, il n'existe pas de base de données accessibles sur la France répertoriant les calendriers de traitements de pesticides. Dans le cas du projet COPP'R, il a été choisi d'utiliser des enquêtes sur direx d'expert pour obtenir les périodes d'application générales des composés étudiés sur la zone d'étude (date et créneaux horaires). Ces informations ont été retraitées pour retirer les jours pour lesquels le vent était supérieur à 19km/h (interdiction d'utiliser des pesticides pour des vents supérieurs à 19 km/h) et les jours de pluie. L'idéal reste cependant d'obtenir les dates d'application exactes des pesticides par les agriculteurs, même si ces informations peuvent être difficiles à obtenir à l'échelle d'une région.
- 3. Répartir les doses appliquées sur le parcellaire entre les quantités perdues par dérive, les quantités appliquées sur le couvert végétal et celles atteignant le sol.** Cette répartition dépend notamment du type de matériel utilisé et donc de la culture traitée ainsi que de son stade de développement. La répartition air/sol/végétation cible de la pulvérisation en fonction du type de pulvérisateur et du type de pesticide, estimée à dire d'experts, est détaillée dans la Figure 3 (Hulin et al., 2021).

	% parcel	Cultures Annuelles et Maraichage industriel												Cultures Pérennes Basses								Cultures Pérennes Hautes							
		CAM				FIA				FIB				CPB				CPH				CPH							
		HA	HB	FIA	FIB	HA	HB	FIA	FIB	HA	HB	FIA	FIB	HA	HB	FIA	FIB	HA	HB	FIA	FIB	HA	HB	FIA	FIB				
Référence	80	80	0	20	60	20	20	50	30	20	20	60	20	80	0	20	80	0	20	80	0	20							
Optimisé	20	90	0	10	80	10	10	50	40	10	5	90	5	90	0	10	90	0	10	90	0	10							
Référence	80																												
Optimisé	19																												
Optimum	1																												
Référence	90																												
Optimisé	7																												
Optimum	3																												
		82	0	18	64	18	18	50	32	18	17	66	17	82	0	18	82	0	18	82	0	18							
		100		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100		

Figure 3 : Répartition détaillée entre sol/cible/air des produits pulvérisés selon le procédé de pulvérisation, le type de culture, le type de substance et le stade de la culture au moment du traitement (HA : traitement herbicide pré levée stade A, HB : traitement herbicide post levée stade B, FIA : traitements fongicides et insecticides précoces stade A, FIB : traitements fongicides et insecticides normaux stade B)

Une fois la distribution des applications déterminées, il est possible de calculer les émissions (avec CHIMERE, Volt'Air-Veg ou tout autre modèle de volatilisation). Cependant, en plus des difficultés liées à la détermination des applications, plusieurs éléments peuvent rendre le calcul des émissions incertains :

1. Le calcul des flux de volatilisation. Les valeurs de certains paramètres intervenant dans le calcul des flux de volatilisation (telles que la constante de Henry, la durée de demi-vie dans le sol, le coefficient de partage carbone organique/eau) peuvent être incertaines pour les unes (propriétés physico-chimiques) et variables pour les autres (la dégradation des composés dépendant par exemple du milieu). Il peut être ainsi nécessaire de calibrer les modèles en comparant les flux d'émission modélisés à de multiples mesures de flux effectuées dans des conditions différentes (différents types de sol, différentes conditions de température et d'humidité, etc.). Il peut être important de valider la capacité du modèle d'émissions à reproduire non seulement l'évolution à court terme (de quelques heures à quelques jours après l'application) mais aussi à long terme (plusieurs semaines à plusieurs mois). Cependant, il faut souligner que de tels ensembles de données à long terme ne sont pas disponibles jusqu'à présent. D'autres défis consistent à traiter les effets de la formulation sur le comportement du composé : par exemple, Lichiheb et al. (2016)¹⁵ ont démontré que la formulation influence la pénétration du composé dans la feuille.
2. Les conditions de surface. Le processus de volatilisation des pesticides à partir de la surface traitée (sol ou plante) dépend d'un certain nombre de facteurs, liés aux propriétés physico-chimiques des substances (qui peuvent être incertaines, cf ci-dessus), aux techniques d'application mais aussi aux conditions de surface. Par exemple, en ce qui concerne les applications sur sol nu (cas du S-métolachlore), la température du sol à la surface peut suivre un cycle diurne très marqué, avec des maximas de l'ordre de 50°C dans certaines conditions. En général, les modèles calculant le bilan énergétique des surfaces du sol parviennent à relativement bien décrire ces variations de température à l'échelle de la parcelle. L'état hydrique du sol est plus complexe à décrire dans des conditions de fort assèchement du sol, ce qui peut être le cas en surface (pourtant ces conditions peuvent être favorables à l'adsorption de composés sur le sol et donc limiter, au moins ponctuellement, la volatilisation). Des questions similaires sur les conditions de surface peuvent également se poser en ce qui concerne les applications sur le couvert végétal (température et humidité des feuilles).

Il est à noter que dans le cas des composés persistants, il peut être nécessaire de calculer l'accumulation des pesticides dans les écosystèmes et leur volatilisation sur plusieurs années pour calculer de manière fiable les émissions en incluant les processus de ré-émissions.

¹⁵ Lichiheb, N., Personne, E., Bedos, C., Van den Berg, F., and Barriuso, E.: Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants, *Sci. Total Environ.*, 550, 1022–1031, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.058>, 2016.

3.3 Modélisation de la dispersion locale des pesticides

La plupart des études sur la dispersion dite « locale » des pesticides se focalisent sur la dérive sédimentaire (i.e. la fraction des gouttelettes se déposant au sol) alors qu'il pourrait être nécessaire, non seulement de décrire la dérive dite « aérienne » (i.e. la fraction de gouttelettes se dispersant dans l'atmosphère au-delà des premiers 20 à 50m) mais également pour certains pesticides de prendre en compte les émissions dues à la volatilisation (FOCUS Air, 2008)¹⁶. Quelques outils sont en cours de développement, notamment en lien avec les études sur l'exposition des riverains.

Par exemple, Bedos et al. (2013)¹⁷ ont couplé le modèle d'émissions de pesticides Volt'Air à un modèle de calcul de dispersion FIDES-2D prenant en compte à la fois la volatilisation et le dépôt gazeux des pesticides. Les auteurs ont conclu que la contribution des pesticides gazeux aux dépôts sur les surfaces à proximité des surfaces traitées pouvait même dépasser les quantités déposées dues à la dérive.

Des modèles de dispersion à l'échelle de quelques dizaines de mètres à quelques centaines de mètres, utilisés couramment dans le cadre d'étude évaluation des risques sanitaires peuvent également être utilisés afin de prendre en compte cette dérive aérienne.

Ainsi, **le modèle gaussien** est le modèle le plus communément appliqué à la dispersion des polluants atmosphériques. Les principaux facteurs qui déterminent l'étendue de la dispersion pour ce type de modèle sont l'écart-type latéral et vertical du panache, qui sont fonction de la distance sous le vent et des conditions météorologiques. La dispersion des gouttelettes est prise en compte de manière passive sous la forme de particules avec l'estimation d'un diamètre aérodynamique et une densité associée. Ces types de modèles calculent une solution pour un état dit « stationnaire », c'est-à-dire intégré dans le temps (généralement sur une heure) et ne permettant pas la prise en compte d'une météorologie pour laquelle, la direction et/ou l'intensité du vent, varient à plus haute fréquence.

Une autre limitation de cette utilisation est le nombre de parcelles pris en compte qui peut potentiellement être très important. Une démarche de modélisation vers une approche d'apprentissage automatique et le développement d'un métamodèle statistique peut alors être choisie en constituant une base de données issue de simulations à partir d'émissions d'une parcelle unitaire et de paramètres météorologiques observés aux stations de surface. Cette base de données est ensuite utilisée pour l'apprentissage du modèle statistique. Une fois le modèle calibré et validé, il peut être appliqué à toutes les parcelles et fournir les dépôts atmosphériques et les concentrations sous forme gazeuse ou particulaire.

Des exemples de ce type d'application peuvent être trouvés dans Caudeville et al, (2021)¹⁸. Dans cet exemple, les émissions de pesticides ont été estimées à partir de Pest-LCI 2.0

¹⁶ FOCUS, 2008. Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment (No. SANCO/10553/2006 Rev 2). FOCUS Working Group, FOCUS AIR.

¹⁷ Bedos, C., Loubet, B., Enrique Barriuso, E. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. Environmental Science and Technology, 47 (2013)

¹⁸ CAUDEVILLE, J., REGRAIN, C., TOGNET, F. et al. Characterizing environmental geographic inequalities using an integrated exposure assessment. Environ Health 20, 58 (2021). <https://doi.org/10.1186/s12940-021-00736-9>

(modèle d'émissions de pesticides, USEtox™)¹⁹ combiné à dynamiCROP²⁰ (modèle pour estimer l'absorption de pesticides par les plantes) pour chaque culture. La dérive aérienne, ainsi que les flux d'émission issus de la volatilisation des sols et des plantes, alimentent ainsi le modèle de dispersion atmosphérique. Une des limitations de ces outils est que les pesticides sont modélisés comme un traceur passif, chimiquement inerte.

Les approches utilisant **des modèles dits « lagrangiens »** suivent mathématiquement des volumes élémentaires ou particules virtuelles du panache pendant qu'ils se déplacent dans l'atmosphère. Le déplacement lié à l'advection de ces particules virtuelles est calculé grâce à la connaissance des champs de vents atmosphériques, leur déplacement diffusif étant une fonction statistique liée à la turbulence du milieu. Les modèles lagrangiens déterminent les concentrations de polluants en compilant l'ensemble des trajectoires d'un grand nombre de particules du panache. Ce type de modèle permet une meilleure représentation de la physique du transport de polluant dans l'atmosphère que celle donnée par les modèles gaussiens. Leur utilisation requiert cependant davantage de temps de calcul pour chacune des situations météorologiques simulées. Appliqués aux pesticides, l'approche lagrangienne permettra une modélisation sur des pas de temps infra horaires de la dispersion des gouttelettes le plus souvent considérée comme des particules passives ainsi que des pesticides émis par la volatilisation sans prise en compte des transformations chimiques potentielles. La limitation principale de l'usage de ce type de modèle pour la dispersion des pesticides est donc intrinsèquement liée à la cinétique physico-chimique de transformation des pesticides (sous forme de gouttelettes ou en phase gazeuse) et donc à l'échelle temporelle et spatiale sur laquelle ils sont utilisés.

Enfin, une approche de type CFD (Computational fluid dynamics) plus complète pourrait être appliquée sur ces petites échelles (à l'échelle d'une parcelle ou de ses environs immédiats). Cette approche appliquée aux pesticides et dont une revue est proposée dans Hong et al. (2020)²¹ permet la résolution numérique des équations de transport (Navier Stokes) et autorise davantage la prise en compte de processus physico-chimiques que l'approche passive décrite dans les paragraphes précédents. Il s'agit donc ici de l'approche la plus complète mais elle reste, elle aussi, limitée du fait du temps de calcul encore trop important pour permettre une application de la méthode sur une zone dépassant les environs immédiats de la parcelle.

19 Dijkman TJ, Birkved M, Hauschild MZ. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *Int J Life Cycle Assess.* 2012;17(8):973–86. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0439-2>.

20 Fantke P, Charles R, de Alencastro LF, Friedrich R, Jolliet O. Plant uptake of pesticides and human health: dynamic modeling of residues in wheat and ingestion intake. *Chemosphere.* 2011;85(10):1639–47. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.030>.

21 Hong, S.-w.; Park, J.; Jeong, H.; Lee, S.; Choi, L.; Zhao, L.; Zhu, H., Fluid Dynamic Approaches for Prediction of Spray Drift from Ground Pesticide Applications: A Review. *Agronomy* 2021, 11, 1182. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061182>

3.4 Modélisation du transport régional des pesticides

A ce jour, peu d'études existent sur la modélisation du transport régional des pesticides. Ces études utilisent cependant la même approche : combiner un modèle de calcul d'émissions par volatilisation (similaire à l'approche présentée en Figure 1 à un modèle de chimie transport). Zhang et al. (2008)²² ont utilisé les modèles CanMETOP (*Canadian Model for Environmental Transport of Organochlorine Pesticides* - Ma et al., 2003²³) et MEDIA (*Multicompartment Environmental Diagnosis and Assessment* - Koziol et Pudykiewicz, 2001²⁴) pour fournir des preuves du transport intercontinental du lindane. Li et al. (2011a²⁵,b²⁶) ont développé un système de modélisation basé sur le modèle de transport chimique CMAQ (*Community Multiscale Air Quality* - Byun et Schere, 2005²⁷) et d'émission PEM (*Pesticide Emission Model* - Scholtz et al., 2002²⁸). Ils l'ont appliqué au transport du toxaphène depuis les sols fortement contaminés du sud des États-Unis et du Mexique vers plusieurs plans d'eau (océan Atlantique, golfe du Mexique et Grands Lacs).

Récemment, Couvidat et al. (2021) ont développé une version de CHIMERE reposant sur la même stratégie dans le cadre du projet COPP'R. L'utilisation de cette version a permis de simuler les concentrations de deux pesticides (S-métolachlore et Folpel) sur l'année 2014 (seule année où la BNVD-S était disponible au début du projet).

Le modèle prend en compte :

- La dégradation dans l'air par oxydation. Par manque de données, seule la dégradation par les radicaux OH en phase gazeuse est prise en compte actuellement. Toutefois, le modèle peut intégrer les données cinétiques en phases gazeuse et particulaire pour les autres réactions (ozone, radicaux NO₃, lumière) si les constantes sont disponibles.
- Le partage gaz/particule des pesticides calculé à partir des données thermodynamiques (notamment la pression de vapeur saturante)

²² Zhang, L., Ma, J., Venkatesh, S., Li, Y.F., Cheung, P., 2008. Modeling evidence of episodic intercontinental long-range transport of lindane. *Environ. Sci. Technol.* 42, 8791–8797. doi:10.1021/es801271b.

²³ Ma, J., Daggupaty, S., Harner, T., Li, Y., 2003. Impacts of lindane usage in the canadian prairies on the great lakes ecosystem. 1. coupled atmospheric transport model and modeled concentrations in air and soil. *Environ. Sci. Technol.* 37, 3774–3781. doi:10.1021/es034160x.

²⁴ Koziol, A.S., Pudykiewicz, J.A., 2001. Global-scale environmental transport of persistent organic pollutants. *Chemosphere* 45, 1181 – 1200. doi:10.1016/S0045-6535(01)00004-2.

²⁵ Li, R., Scholtz, M.T., Yang, F., Sloan, J.J., 2011a. A multimedia fate and chemical transport modeling system for pesticides: I. model development and implementation. *Environ. Res. Lett.* 6, 034029. doi:10.1088/1748-9326/6/3/034029

²⁶ Li, R., Scholtz, M.T., Yang, F., Sloan, J.J., 2011b. A multimedia fate and chemical transport modeling system for pesticides: II. Model evaluation. *Environ. Res. Lett.* 6, 034030. doi:10.1088/1748-9326/6/3/034030.

²⁷ Byun, D., Schere, K., 2005. Review of the governing equations, computational algorithms and other components of the model community multiscale air quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.* 59, 51–78. doi:10.1115/1.2128636.

²⁸ Scholtz, M., Voldner, E., Mcmillan, A., Van Heyst, B., 2002. A pesticide emission model (PEM). Part I: Model development. *Atmos. Environ.* 36, 5005–5013. doi:10.1016/S1352-2310(02)00570-8.

- Les échanges sol/atmosphère et végétation/atmosphère qui peuvent, en plus de mener à des émissions de pesticides par volatilisation depuis les surfaces traitées, mener au dépôt des pesticides (sorption des pesticides par le sol ou la végétation) ou à leur réémission (re-volatilisation de pesticides qui ont été déposés). Les échanges sont ainsi considérés aussi bien pour les cultures traitées que pour les autres surfaces.
- Le dépôt humide des gaz ainsi que le dépôt sec et humide des particules selon les paramétrisations déjà implémentées dans CHIMERE pour les composés organiques.

Comparés à des concentrations atmosphériques mesurées en 2014 en France, le modèle peut reproduire la distribution spatiale des concentrations de S-métolachlore (corrélation spatiale sur la France de 0,79) avec un biais allant de -50 à 50 % pour la plupart des stations de mesures pendant la période d'application. Bien que le modèle ait réussi à calculer les concentrations de Folpet avec le bon ordre de grandeur, la comparaison avec les mesures ont montré un manque de corrélation entre les résultats du modèle et les mesures, ce qui pourrait être dû à un manque de précision dans la temporalisation des applications. Cette étude a mis en évidence que la distribution spatio-temporelle des applications est la première source d'incertitudes dans la modélisation des pesticides. Un exemple de résultats obtenus est présenté dans la Figure 4.

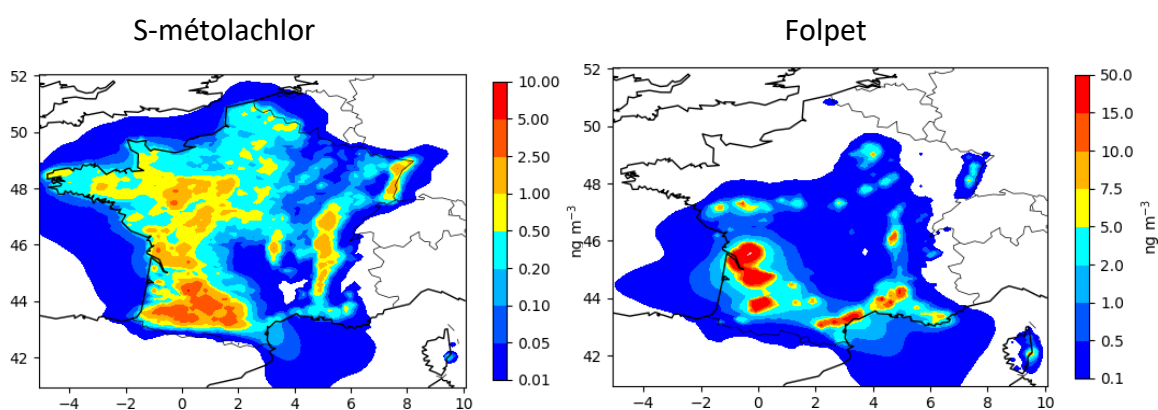


Figure 4 : Concentrations en ng/m^3 simulées par CHIMERE de S-métolachlore (à gauche, du 15 avril au 15 mai 2014) et de Folpet (à droite du 1^{er} Mai au 1^{er} Juillet 2014). Source : Couvidat et al. (2022)²⁹

²⁹ Couvidat, F., Bedos, C., Gagnaire, N., Carra, M., Ruelle, B., Martin, P., Poméon, T., Alletto, L., Armengaud, A. and Quivet, E. Simulating the impact of volatilization on atmospheric concentrations of pesticides with the 3D chemistry-transport model CHIMERE: Method development and application to S-metolachlor and folpet, Journal of Hazardous Materials, Volume 424, Part B, 2022, 127497, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127497>.

4. CONCLUSIONS

A l'heure actuelle, peu d'études ont été menées sur la modélisation de la contamination de l'air par les pesticides. Cependant, certains outils existent pour :

- Calculer les émissions par volatilisation de pesticides depuis les surfaces traitées (Volt'Air et CHIMERE) en se basant par exemple sur les données de la BNVD-S
- Simuler le transport régional de pesticides (CHIMERE)
- Simuler la dispersion locale de pesticides émis par volatilisation et la dispersion locale de la dérive des gouttelettes (par exemple FIDES-2D, ADMS, OPS, ARIA IMPACT, MSS, Code saturne, MesoNH ...). Dans ces modèles, les pesticides sont souvent considérés comme des traceurs passifs. Toutefois, il conviendrait à minima de prendre en compte en post-traitement la cinétique de dégradation pour les pesticides à faible durée de vie (voir Tableau 1).

La modélisation de la contamination de l'air par les pesticides peut être pertinente à deux échelles géographiques différentes :

- A l'échelle locale, pour calculer l'exposition des riverains (due à la dérive mais aussi à la volatilisation de pesticides depuis les surfaces traitées).
- A l'échelle régionale pour calculer le transport à moyenne et longue-distance des pesticides et ainsi calculer l'exposition de l'ensemble de la population.

Une première source d'incertitudes est la distribution spatio-temporelle des applications. Si la distribution spatiale des applications peut s'appuyer sur les données de la BNVD-S, déterminer de manière fiable la distribution temporelle des applications peut exiger d'acquérir beaucoup d'informations (par exemple par le biais d'enquêtes) sur les pratiques agricoles.

Le calcul des flux de volatilisation peut s'avérer aussi très incertain (certains paramètres physico-chimiques des substances sont très incertains, difficulté d'évaluer la capacité des modèles à représenter les émissions plusieurs semaines ou mois après l'application). Il peut ainsi être nécessaire de comparer à des mesures de flux d'émissions afin de calibrer les modèles d'émissions. La détermination des conditions de surface (par exemple température et humidité du sol) peut aussi être un facteur important.

Enfin il est nécessaire de rappeler les limitations des outils pour les deux échelles : locales et régionales. La limitation principale des modèles à l'échelle locale reste le plus souvent la prise en compte de traceurs uniquement passifs pour les modèles dits gaussiens ou lagrangiens, et le temps de configuration et de calcul pour les modèles dits CFD. Pour les modèles à l'échelle régionale comme CHIMERE, seules les concentrations dites de « fond » peuvent être modélisées, les points maximums dits « de proximité » n'étant pas modélisables à cette échelle.



direction et secrétariat du LCSQA

INERIS - parc technologique Alata - BP 2 - F60550 Verneuil-en-Halatte
tél. 03 44 55 69 16 - www.lcsqa.org