

LOGAR – programme 2015

Modélisation des transferts de deux nouveaux produits phytosanitaires dans les sols de la vallée du Rhin Supérieur

Rapport final

BRGM/RP-65219-FR
octobre 2015

SURDYK N.



Étude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM

Ce document a été vérifié par : Julie Lions, Responsable de programme date : 28/10/2015

Approbateur :

Nom : Anne-Valerie Barras Fonction : directrice régionale Alsace

Date : 09/11/15

Signature :

Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié
par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Mots clés : Hydrogéologie, transfert, modèle, modélisation phytosanitaire, Alsace, Rhin-Supérieur

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

SURDYK N. (2015) – LOGAR programme 2015. Région Alsace. Modélisation des transferts de produits phytosanitaires dans les sols de la vallée du Rhin Supérieur. Réseau de Liaison opérationnelle pour la gestion de l'aquifère rhénan/LOGAR. Rapport BRGM RP-65219-FR, 28 p. 14 ill. + CD de résultat

© BRGM, 2015, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

La présente étude a été menée dans le cadre du réseau d'experts pour une « Liaison Opérationnelle pour la Gestion de l'Aquifère Rhénan (LOGAR) ». Ce réseau a fait suite au projet INTERREG VI LOGAR (2009-2012) réalisé sous la maîtrise d'ouvrage de la Région Alsace. Il s'agit d'une collaboration transfrontalière qui vise, en outre, à améliorer la qualité de l'eau de la nappe du Rhin supérieur.

Cette étude, cofinancée par la Région Alsace et le BRGM, dans le cadre du réseau LOGAR (programme 2015) vient en complément des simulations de 5 molécules qui ont été réalisées dans le cadre du projet INTERREG IV LOGAR. Ce précédent travail avait l'objet d'un rapport (Surdyk, 2011). Dans lequel les détails et les choix liés au modèle et à certaines données d'entrée sont renseignés.

Les transferts dans le compartiment sol (c'est-à-dire de la surface jusqu'à la fin de la zone racinaire) du dicamba et nicosulfuron ont été simulés à l'échelle de la nappe du Rhin.

Des flux d'eau et de produits phytosanitaires ont été calculés pour 34 combinaisons agro-pédo-climatiques ont été fournies aux partenaires pour chacune des molécules.

Ces résultats présentent des incertitudes liées aux limites intrinsèques des modèles de transfert de produits phytosanitaires et aux variabilités concernant les données sur le long terme et sur des surfaces très étendues.

Les résultats de simulations sont contrastés, mais permettent néanmoins de tirer certaines conclusions sur le comportement des deux molécules. Ainsi, malgré un temps de demi-vie particulièrement court (4 jours) le dicamba peut être détecté au-delà de la zone racinaire dans les cas où l'application du produit est faite juste avant une pluie efficace. Cela est dû à son coefficient de sorption qui est aussi particulièrement bas. Le nicosulfuron a un comportement plus classique dans le sens où, puisque son temps de demi-vie est plus long, la répartition des pluies n'a pas le même d'impact. Son temps de demi-vie reste court (sa dégradation peut être considérée comme rapide) et son transfert annuel est moins important que celui de l'atrazine (par exemple).

Cela illustre que les transferts peuvent avoir lieu pour des molécules ayant pourtant des temps de demi-faibles (voire très faibles) lorsqu'elles ont des coefficients de sorption faibles et que surviennent des pluies efficaces juste après l'application. Ce type de molécule n'est donc pas forcément à privilégier. Dans le cas du dicamba, la faible dose d'application limite les transferts. Il est à retenir que les transferts de ce type de molécule sont toujours moins élevés que pour des produits ayant une demi-vie plus élevée même avec un coefficient de sorption plus important.

Dans le projet INTERREG IV LOGAR, les molécules avaient des temps de demi-vie moyens (moins d'une centaine de jours) et des préconisations avaient été faites pour privilégier, dans le cas de sols peu profonds, les produits à coefficient de sorption élevé. Cette étude montre que dans le cas de molécules ayant des demi-vies très faibles (moins d'une vingtaine de jours) et même si les molécules présentent des coefficients de sorption bas, leur utilisation est à préconiser même pour les sols peu profonds.

Dans le cas de sols peu épais et à taux de matière organique faible, il faut sélectionner des produits à demi-vie et coefficient de sorption adaptés.

L'utilisation de produits aux doses adaptées doit aussi être envisagée, les simulations de transfert du nicosulfuron ont montré que pour certains sols (sols peu épais), la multiplication par deux des doses implique une multiplication par deux des transferts.

Des confrontations avec des données à l'échelle de certains secteurs de masse d'eau pour l'atrazine ont également été présentées. Ces simulations montrent que les dicamba et le nicosulfuron entraînent moins de transfert que l'atrazine. Les couples de paramètres (Koc-DT50) ainsi que les doses semblent moins favorables aux transferts.

In fine, Pour la suite,, les résultats des simulations seront ensuite intégrés par la LUBW au modèle hydrodynamique qui considère le transport horizontal dans la nappe, géré..

Sommaire

1. Introduction	7
2. Modélisation des transferts de phytosanitaires	8
2.1. MODELISATION PEDOLOGIQUE	8
2.1.1. Phénomènes à simuler	8
2.1.2. Données relatives aux pesticides	9
2.1.3. Données relatives au couvert végétal	12
2.1.4. Données relatives aux sols	13
2.1.5. Données relatives au climat	14
2.1.6. Autres paramètres	15
3. Résultats de la simulation	16
3.1. TRAITEMENT DES SIMULATIONS	16
3.1.1. Nombre de simulations	16
3.1.2. Fichier de résultats	16
3.2. RESULTATS	17
3.2.1. Effet du sol	17
3.2.2. Effet des propriétés de la molécule	19
3.2.3. Effet dû de la dose	20
3.2.4. Effet du climat	21
3.2.5. Effet de la date d'application	22
4. Conclusions	25
5. Bibliographie	26

Liste des figures et/ou tableaux

Illustration 1 : Schéma de fonctionnement hydraulique du modèle MACRO	9
Illustration 2 : Caractéristiques des pesticides étudiés.	11
Illustration 3 - Influence du pH sur le coefficient d'adsorption du dicamba sur le sol de Kerlavic (Bretagne, France)	12
Illustration 4 : Sols présents par zone climatique	16
Illustration 5 : Capture d'écran d'un fichier résultat (version excel) pour les sols de 1 à 6 et pour les dates du 01/01/1960 au 26/01/1960 (A gauche) et pour les année 1960 à 1985 (A droite)	17

Illustration 6 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron sur deux sols pour la zone climatique 3.	18
Illustration 7 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba sur deux sols pour la zone climatique 3.	18
Illustration 8 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba et le nicosulfuron	19
Illustration 9 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron pour une application et pour deux applications.....	20
Illustration 10 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron sur le sol 2 pour les zones climatiques 1, 2 et 3.....	21
Illustration 11 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba sur le sol 2 pour les zones climatiques 1, 2 et 3.	22
Illustration 12 : Impact d'une pluie importante juste après l'application sur les transferts de dicamba. Les transferts de 1995/1996 sont beaucoup plus importants.	23
Illustration 13 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba à deux dates d'application différentes (1 mai mars et 22 mai)).	24
Illustration 14 : Chronique de concentrations simulées pour l'atrazine à deux dates d'application différentes (28 mars et 20 avril).	25

1. Introduction

Le réseau d'experts pour une « Liaison Opérationnelle pour la Gestion de l'Aquifère Rhénan (LOGAR) » rassemble les acteurs et les compétences techniques permettant de disposer d'outils d'aide à la décision spécifiques à la protection de la nappe du Rhin supérieur. Il élabore à l'échelle transfrontalière les outils de modélisations nécessaires aux travaux de simulation prospective sur l'évolution spatiale et temporelle de la qualité de la nappe rhénane au regard des problématiques actuelles majeures relatives aux nitrates et aux produits phytosanitaires.

Le BRGM, membre fondateur du réseau a mené de nouvelles simulations prospectives en 2015, cofinancés par la région Alsace et le BRGM.

Les objectifs des travaux de simulation complémentaires ont été discutés lors du comité technique LOGAR du 6 novembre 2014. Comme améliorations pour la prise en compte de produits phytosanitaires, de nouvelles simulations devaient être menées comme suit :

- **introduction d'une nouvelle molécule dans les simulations ;**
- **modification de dose ou de date d'application pour un produit phytosanitaire.**

Ce rapport présente les résultats de simulations pour le transfert de deux produits phytosanitaires à travers le sol : le dicamba et le nicosulfuron. Ces résultats de simulations seront ensuite exploités, à travers les autres outils de gestion transfrontaliers propres à l'espace rhénan pour simuler in fine les transferts de ces 2 produits phytosanitaires à l'échelle de la nappe elle-même.

Ce rapport fait suite à un premier rapport (Surdyk, 2011) réalisé dans le cadre du projet INTERREG IV « LOGAR » (MO Région Alsace) qui avait présenté la simulation de cinq substances (quatre molécules phytosanitaires et un métabolite). Cette partie permet d'enrichir la base de données des molécules transférables dans les eaux souterraines du bassin rhénan de deux nouvelles molécules.

Les molécules qui ont été sélectionnées pour les nouvelles simulations sont le dicamba et le nicosulfuron. Ces molécules ont été sélectionnées car elles ont été repérées par l'ARAA¹ lors de ses expérimentations. En effet, l'ARAA réalise des expérimentations sur les transferts de molécules phytosanitaires dans les sols et suit les concentrations de certaines molécules en fond de lysimètres. Les concentrations appliquées en entrée de ces lysimètres sont réalistes par rapport à une exploitation agricole classique de la région Alsace.

Le glyphosate, un temps envisagé pour ces travaux, est une molécule préoccupante des deux côtés du Rhin. Néanmoins, son mode de transfert, essentiellement particulaire, est mal géré par la version actuellement utilisée de MACRO (Jarvis, 1991). Des voies d'amélioration pour les simulations sont possibles (il existe des modules pour prendre en compte les transferts particuliers) mais elles n'ont pas été mises en œuvre pour l'instant

¹ ARAA : Association pour la Relance Agronomique en Alsace

Contrairement aux molécules simulées dans le cadre du projet INTERREG IV (rapport RP-60246-FR), les deux nouvelles molécules simulées n'ont pas été mesurées dans des concentrations importantes, ni de manière systématique dans les sites de surveillance des eaux souterraines de la nappe du Rhin (ni du côté français, ni du côté allemand).

Les simulations ont été réalisées avec le modèle MACRO. L'essentiel des paramètres est présenté ci-dessous. Les détails concernant l'outil et les données de base pour les simulations peuvent être consultés dans le rapport précité. Les cartes fournies par la LUBW² y sont ainsi présentées. Les données spécifiques aux nouvelles molécules étudiées sont présentées ci-dessous. Ces caractéristiques ont été déterminées en concertation avec l'ARAA.

2. Modélisation des transferts de phytosanitaires

2.1. MODELISATION PEDOLOGIQUE

2.1.1. Phénomènes à simuler

Dans le cadre de ce travail, l'accent est mis sur les transferts issus d'une parcelle cultivée (sol) vers la nappe (eaux souterraines). La principale voie de transfert à simuler est donc l'infiltration ; les autres voies (volatilisation, ruissellement) de transfert ayant moins d'influence sur les eaux souterraines. Ainsi, les pertes par volatilisation n'influencent pas directement la concentration dans la nappe car elles n'impactent que le compartiment atmosphérique. Le ruissellement et le drainage n'ont pas d'action directe sur les teneurs en produits phytosanitaires dans la nappe car ils n'influencent que les eaux superficielles. D'une manière indirecte toutefois, le ruissellement peut avoir un impact sur les concentrations dans la nappe en raison de possibles relations nappe/rivière complexes. Ce type de relation n'est en revanche pas pris en compte dans les simulations de transfert vertical de produits phytosanitaires en 1D.

Il faut toutefois noter que les pertes par volatilisation et ruissellement peuvent être importantes. Certains produits spécifiques ont, en effet, de par leurs propriétés chimiques, une tendance naturelle à se volatiliser. De plus, dans des contextes où les pentes sont importantes, le ruissellement est favorisé entraînant l'augmentation des pertes des produits phytosanitaires selon ce biais. Il est donc nécessaire d'avoir à l'esprit que la non-prise en compte de ces phénomènes peut engendrer, pour certains produits très volatiles et dans des contextes de sols à fortes pentes, une surestimation de l'infiltration et donc une surestimation des concentrations dans la nappe.

Le modèle MACRO

Le modèle MACRO est un modèle 1D décrivant le transport de l'eau et des solutés en régime transitoire dans des milieux stratifiés. Ce modèle a été mis au point par Jarvis (1991) et bénéficie d'amélioration à long terme (Larsbo et al., 2003). Il utilise des

² LUBW : Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

équations physiques ou des schémas de fonctionnement conceptuels pour simuler les différents transferts d'eau et de solutés dans les sols.

La porosité totale du sol est scindée en deux domaines : les micropores et les macropores, chaque domaine étant caractérisé par une cinétique différente pour les transferts d'eau et de solutés. La simulation à l'aide de MACRO permet d'aborder différents phénomènes intervenant dans les transferts dans un sol : l'hydrologie, la climatologie, le développement du couvert végétal, la pédologie et les phénomènes d'atténuation spécifiques aux pesticides (adsorption, dégradation).

Dans MACRO, l'écoulement de l'eau dans les micropores est décrit par l'équation de Richards (Richards, 1931) tandis que la courbe de conductivité hydraulique est simulée par le modèle de Mualem (Mualem, 1976). La courbe de rétention est calculée à partir de l'équation de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980). Dans les macropores, l'écoulement de l'eau est essentiellement gravitaire et la conductivité est fonction de la teneur en eau (Larsbo, 2005). MACRO ne définit pas de limite physique de taille entre les macropores et les micropores, mais une teneur en eau maximale à partir de laquelle les transferts sont supposés se faire via les macropores. Jusqu'à cette valeur limite, l'eau est considérée comme étant véhiculée dans les micropores. Ainsi, dans le cas normal, les micropores se remplissent dans un premier temps, avant que l'eau excédentaire ne passe directement vers les macropores (Illustration 1). Dans certaines conditions, les macropores d'un horizon inférieur peuvent se remplir avant les micropores. Les échanges entre micropores et macropores sont simulés par une approximation de l'équation de diffusion de l'eau.

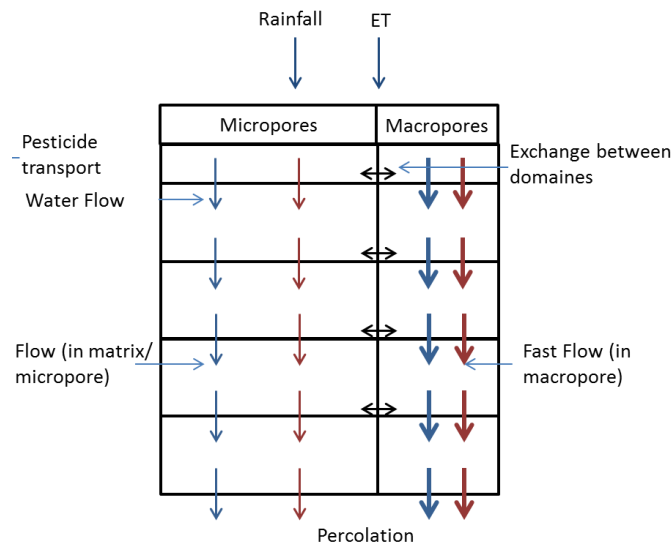


Illustration 1 : Schéma de fonctionnement hydraulique du modèle MACRO.

2.1.2. Données relatives aux pesticides

Les transferts de deux molécules phytosanitaires ont été étudiés lors de cette étude : le nicosulfuron et le dicamba.

Date d'application

Dans MACRO, une date doit être définie pour l'application de chaque produit. Les dates d'application sont normalement dépendantes de l'année considérée. Le groupe de travail Focus (FOCUS, 2000) a estimé que des dates moyennes pouvaient être utilisées d'une année sur l'autre.

Les données ont été fournies par l'ARAA. Elles ont été déterminées en réalisant des moyennes à partir des dates collectées lors des enquêtes auprès des exploitants partenaires de l'ARAA.

Le **nicosulfuron** est un herbicide normalement utilisé en post-semis/pré-levée sur maïs, sa date d'application pour les simulations est donc fixée au **10 mai**. Le **dicamba** est un herbicide normalement utilisé en post-semis/pré-levée sur maïs. Sa date d'application pour les simulations est ainsi fixée au **22 mai de chaque année**.

Doses d'application

Les doses d'application utilisées dans les simulations ont été fournies par l'ARAA. Elles ont été déterminées en réalisant des moyennes à partir des dates collectées lors des enquêtes auprès des exploitants partenaires de l'ARAA.

Le **nicosulfuron** est appliqué dans les simulations à une dose de **25 g/ha** tandis que le **dicamba** est appliqué à une dose de **135 g/ha**.

Le dicamba peut être appliqué sur des zones réduites de la parcelle notamment pour la gestion du liseron qui est un adventice particulièrement problématique en Alsace en ce moment. Cette plante se présente dans la parcelle sous la forme de tache de dimension réduite. Cela incite les exploitants à ne pas traiter l'ensemble de la parcelle mais seulement les taches avec des doses plus fortes (environ 150 g/ha). Néanmoins, il n'a pas été possible de prendre en compte cette pratique lors de la modélisation et une dose de 135 g/ha sur l'ensemble de la parcelle a été utilisée.

Sorption et dissipation

L'adsorption des produits phytosanitaires représente une certaine quantité de matière liée au sol. Le modèle de Freundlich est implémenté dans MACRO pour représenter ce phénomène. Un coefficient de sorption K_f et un coefficient sont nécessaire comme paramètres.

La dissipation des produits phytosanitaires est due en grande partie à la biodégradation par les microorganismes qui utilisent ces molécules comme substrat pour leur développement. Des voies abiotiques existent (ex : photodégradation).

Néanmoins, au lieu d'implémenter toutes les voies de dégradation possibles de manière individuelle, le parti a été pris de les regrouper et de les considérer comme s'il s'agissait d'un seul phénomène. Toutes ces voies de dégradation sont regroupées dans MACRO sous un seul modèle du 1^{er} ordre nécessitant une valeur de constante de dégradation du produit phytosanitaire comme paramètre d'entrée.

Aucune constante de dégradation, ni Kf, ni coefficient n'étant disponible, des valeurs moyennes ont été extraites de la base de données en ligne FOOTPRINT PPDB (PPDB, 2010). (Illustration 2).

Matière Active	Demi-vie (jours)	Kfoc (kg/L)	n
nicosulfuron	50 j	21	0.93
dicamba	3.9	12.36	0.74

Illustration 2 : Caractéristiques des pesticides étudiés.

Le temps de demi-vie disponible du dicamba dans la base de données PPDB est très faible. Dans la base de données SIRIS, le temps est de plus de 14 jours. Pour rester en cohérence avec toutes les simulations réalisées dans le cadre de LOGAR, les données de la PPDB sont conservées même si cela implique une grande sensibilité à la date d'application (voir § 3.2.5).

Certaines modifications des valeurs de demi-vie peuvent être réalisées pour prendre en compte l'effet de la température et de l'humidité. En effet, plus la température augmente, plus l'activité microbiologique augmente et plus la dégradation est rapide. Pour l'humidité, l'activité diminue de part et d'autre d'un optimum.

Avant d'être utilisées dans le modèle, les constantes de dégradation et de sorption ont été recalculées à partir des temps de demi-vie et des Kfoc de la base de données. Pour cela, les teneurs en matière organique de chaque site ont été prises en compte en divisant le Kfoc par la teneur de matière organique (Wauchope et al., 2002). Cela permet de prendre en compte la diversité des sols à travers la variabilité de la matière organique. Comme la teneur en matière organique varie avec la profondeur, l'effet de la profondeur a pu être pris en compte.

Les changements de propriétés supposées des sols qui peuvent être induits par l'utilisation de surfactants dans les formulations commerciales des produits phytosanitaires n'ont pas été pris en compte. Il n'existe en effet à l'heure actuelle aucune donnée permettant la simulation de leurs effets.

Caractère ionique

Les modifications de formes de molécule des produits phytosanitaires avec le pH n'ont pas été prises en compte dans cette étude. Il n'existe pas de module spécifique dans MACRO pour prendre en compte ce phénomène.

Il faut garder à l'esprit que le dicamba est une molécule ionique dont les propriétés de sorption peuvent varier avec le pH du sol (Illustration 3). Dans le cas des sols agricoles, qui ont tendance à s'acidifier, le pouvoir de sorption de dicamba a tendance à augmenter. Ainsi, en ne prenant pas en compte l'augmentation du Kfoc avec l'acidification du sol, les simulations vont surestimer les transferts dans les sols acides (Surdyk et al., 2008).

Ce problème reste limité car les sols agricoles de la zone étudiée n'ont pas de pH pouvant descendre en dessous de 5.

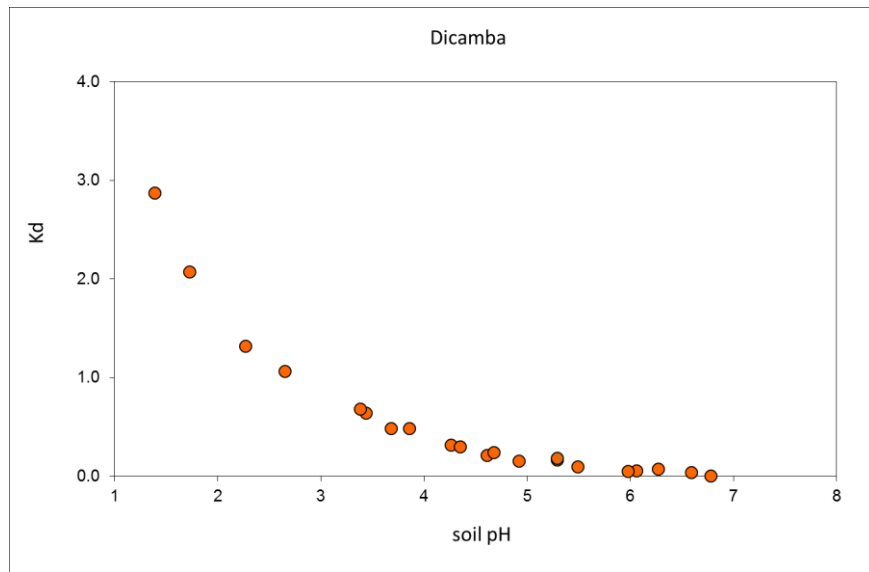


Illustration 3 - Influence du pH sur le coefficient d'adsorption du dicamba sur le sol de Kerlavic (Bretagne, France).

2.1.3. Données relatives au couvert végétal

Dans ces nouvelles simulations, une seule rotation a été simulée, il s'agit d'une monoculture de maïs.

MACRO étant un modèle à vocation agricole, une grande variété de paramètres permet de contrôler le développement des couverts végétaux. Les valeurs de ces paramètres sont fixées pour certaines dates par l'utilisateur et le modèle interpole les valeurs intermédiaires.

Les dates de début et de fin de croissance (date émergence et date récolte) définissent la période durant laquelle la plante utilise de l'eau pour assurer sa croissance. Le modèle MACRO permet aussi d'exprimer des dates de croissance minimum et de croissance maximum (date intermédiaire et date développement maximale) ce qui permet de décrire au mieux le cycle de développement végétatif. Pour chacune de ces dates, l'utilisateur définit des index foliaires et des profondeurs de racines actives. Avant le début de croissance et après la fin de croissance, ces valeurs sont, par définition, égales à 0.

Les dates de semis, de récolte et de développements maximaux du maïs ont été définies lors de discussions lors du projet précédent (Surdyk, 2011). Les critères de développement (les indices foliaires, le développement racinaire...) sont issus des paramètres conseillés par le groupe FOCUS pour le maïs (FOCUS, 2001).

Un travail a été réalisé par ailleurs par le BRGM pour étudier l'influence des paramètres végétatifs sur la modélisation (Surdyk et al., 2009). Différentes analyses de sensibilité ont été réalisées portant sur la modélisation de la propagation de la sécheresse dans le sol. Le rapport faisant état de cette étude peut être consulté pour mieux appréhender l'influence de l'indice foliaire et de la profondeur des racines sur les simulations par exemple.

2.1.4. Données relatives aux sols

Sélection des types de sols

La sélection des types de sols a été réalisée en se basant sur les données déjà intégrées dans le modèle MoNit (LUBW, 2006). En effet, ce modèle intègre déjà de nombreuses valeurs de paramètres pour des sols en France et en Allemagne.

La première étape a été de déterminer les unités de sol qui représentent le plus de surfaces dans le modèle MoNit. Cette méthode a permis de sélectionner la surface la plus étendue possible sur la zone d'étude. Plus la surface simulée est grande, plus la simulation peut être considérée comme représentative. Toutefois, certaines unités de sol peu étendues en surface mais ayant une grande influence en terme de transfert de produits phytosanitaire ne sont parfois pas prises en compte. Une base de données rassemblant 24 sols (numérotés entre 1 et 33) a été utilisée dans le projet. La liste et les propriétés des sols peuvent être retrouvées dans le précédent rapport (Surdyk, 2011) Cette numérotation a été choisie pour correspondre aux numéros de sol STICS des projets antérieurs.

La sélection a été réalisée pour chaque zone du maillage du modèle MoNit. Les paramètres renseignés dans les bases de données de MoNit pour chaque sol ont été rassemblés pour obtenir un fichier contenant les paramètres nécessaires pour le paramétrage de MACRO.

Sélection des paramètres liés aux sols

Les paramètres obtenus dans les bases de données du modèle MoNit sont : la granulométrie (sable, argile, limon), la teneur en matière organique, la densité et l'épaisseur de chaque horizon. Chaque horizon identifié dans la base de données est découpé en plusieurs couches homogènes, partageant les mêmes caractéristiques, pour les besoins de la modélisation. Tous les sols sont découpés en 15 couches numériques.

Les résultats des analyses granulométriques ont été saisis comme valeurs d'entrée dans le modèle HYPRES pour obtenir les paramètres θ_s , θ_r , α et n de l'équation de Van Genuchten. La méthode HYPRES³ (Wösten et al., 1999) met en place des calculs d'estimation des paramètres hydrauliques d'un sol à partir de paramètres granulométriques grâce à des fonctions de pédotransfert.

La paramétrisation du modèle MACRO peut être facilitée car de nombreux paramètres sont corrélés entre eux. Les détails sont expliquées dans le rapport de modélisation LOGAR précédent (Surdyk, 2011).

Certains paramètres sont difficilement estimables par des fonctions de pédotransfert. Parfois, la valeur utilisée comme paramètre d'entrée dans le modèle a été choisie par jugement d'expert en se basant sur des paramétrisations antérieures (Surdyk et al., 2007) Pour les paramètres qui ne sont pas reliés à la courbe de rétention, comme la

³ HYPRES : HYdraulic PROPERTIES of European Soils

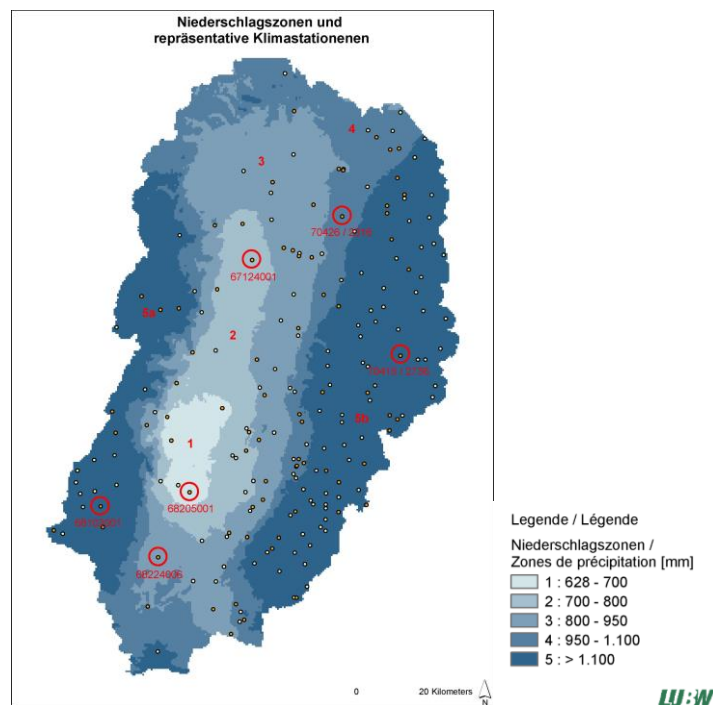
porosité totale par exemple, des relations de pédotransfert développées en Angleterre (Hollis et al., 1989) ont été utilisées.

Malgré la qualité de la base de données de MoNIT, un certain nombre de paramètres importants pour le modèle MACRO n'ont pas été renseignés. Par exemple, certaines informations relatives à la structure des sols n'ont pas été implémentées dans la base de données. Les paramètres manquants ont été collectés dans les guides des sols alsaciens. Une étude précédente réalisée par le BRGM en Alsace (Elsass et al., 2009) avait montré la possibilité d'utiliser ces guides pour paramétrer MACRO. La qualité des guides a permis d'améliorer les simulations sans recourir à l'ouverture d'autres fosses pédologiques. La méthode de gestion des données manquantes est expliquée dans le rapport de modélisation LOGAR précédent (Surdyk, 2011).

2.1.5. Données relatives au climat

La sélection des climats a été réalisée en se basant sur des travaux déjà réalisés pour le modèles MoNIT.

Cinq zones de climats avaient été dessinées en observant les différences de précipitations. Les températures n'avaient pas été prises en compte car elles avaient été jugées comme suffisamment homogènes le long de l'axe rhénan. Des moyennes de précipitations ont été réalisées en utilisant des données entre 1985 et 2002. La région (zone 1) de Colmar a été mise en évidence, elle est différente des autres régions de la zone. Cette région est plus sèche que toutes les régions environnantes. En revanche, la zone 5 (5a et 5b) sur le pourtour Est et Ouest correspond à la zone la plus humide. Le pourtour Est et Ouest est un massif montagneux qui encadre le fossé rhénan. Suivent ensuite les zones 4, 3 et 2 de pluviométries décroissantes situées entre les deux extrêmes (zones 1 et 5).



illustrations 1 : Zonage de la zone d'étude en fonction des moyennes de précipitations et les stations météorologiques représentatives.

Cinq stations climatiques ont été choisies, une dans chaque zone. Les stations ont été jugées représentatives de leur zone. Ces stations climatiques ont des chroniques plutôt longues (minimum 20 ans) et au pas de temps quotidien (seule la zone 5 n'avait qu'une chronique au pas de temps mensuel). Une station proche de Colmar a été sectionnée pour être représentative de la zone 1 et ainsi de suite. Les fichiers météo ont été fournis par LUBV. La pluie, l'évapotranspiration et la température ont été prises en compte dans le calcul du transfert des produits phytosanitaires. En effet, même si l'utilisation des précipitations a été jugée suffisante pour créer les zones, la température reste un paramètre important dans la dégradation des produits phytosanitaires et est un paramètre nécessaire à l'exécution de MACRO.

2.1.6. Autres paramètres

Certains paramètres ne peuvent pas être mesurés ou calculés. Le groupe de travail FOCUS préconise l'utilisation de certaines valeurs par défaut ou propose un certain nombre de valeurs qui ont fait consensus (FOCUS, 2001). L'ensemble de ces valeurs proposées a été rassemblé dans l'annexe C du rapport de groupe de travail de 2001.

Les valeurs utilisées par défaut sont généralement des paramètres annexes (paramètre de fonte des neiges, profondeur de mélange entre pluie et humidité du sol...). Ils sont peu nombreux et les études de sensibilité ont montré que leur influence était limitée (Dubus et al., 2002; Dubus et al., 2003).

3. Résultats de la simulation

3.1. TRAITEMENT DES SIMULATIONS

3.1.1. Nombre de simulations

La combinaison théorique des cinq zones climatiques (voir §2.1.5, p.14) avec les 24 sols (voir §2.1.4, p.13) aboutirait à 120 couples sol/climat. Mais les zones climatiques ne comportant pas tous les types de sols, une réduction du nombre de couples sol/climat a pu être réalisée, permettant de réduire le nombre de simulations. 34 couples sol/climat ont été identifiés. Le tableau ci-dessous décrit le nombre de sols présents pour chaque zone climatique (Illustration 4).

Zone climatique	Sol
1	2,6,13
2	1,2,3,4,8,9,10,12,13,20
3	1,2,3,5,10,11,17,20,22,28,29,30
4	1,5,14,17,19,22,29,33
5	14

Illustration 4 : Sols présents par zone climatique.

3.1.2. Fichier de résultats

Les résultats sont présentés sous la forme de fichiers représentant un couple zone climatique/molécule. A l'intérieur de chaque fichier, des doublets de colonnes sont rassemblés. Chaque doublet de colonne représente un sol. L'en-tête, numéroté de 1 à 33, représente le numéro du sol. Ainsi, chaque doublet colonne représente une combinaison agro-pédo-climatique ("sol" x "climat" x "substances").

Pour chaque doublet de colonne, la colonne de gauche représente le flux d'eau quotidien et la colonne de droite représente le flux de produits phytosanitaires quotidien. Les flux d'eau sont donnés en mm/jour et les flux de pesticides en mg/ha/jour. Pour plus de simplicité dans la lecture, les flux d'eau sont aussi donnés en mm/an et les flux de pesticides en mg/ha/an.

Transfert de produits phytosanitaires en nappe du Rhin

		2		6		13				2		6		13	
		Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)	Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)	Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)			Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)	Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)	Waterflow (total) (mm)	Mass flow (mg/ha)
01/01/1960		42.31	0.00	30.98	0.00	0.48	0.00		1960	301.02	0.00	286.73	0.00	162.61	0.00
02/01/1960		17.50	0.00	15.15	0.00	0.43	0.00		1961	224.52	0.00	163.92	0.00	256.97	0.00
03/01/1960		8.08	0.00	8.27	0.00	0.34	0.00		1962	147.36	0.00	139.50	0.00	169.47	0.00
04/01/1960		5.45	0.00	6.14	0.00	0.28	0.00		1963	127.95	0.00	71.94	0.00	117.78	0.00
05/01/1960		4.24	0.00	4.92	0.00	0.24	0.00		1964	173.49	0.00	145.46	0.00	183.43	0.00
06/01/1960		3.57	0.00	4.12	0.00	0.21	0.00		1965	117.49	0.00	26.93	0.00	138.99	0.00
07/01/1960		3.16	0.00	3.55	0.00	0.19	0.00		1966	231.87	0.00	236.48	0.00	250.87	0.00
08/01/1960		2.88	0.00	3.12	0.00	0.17	0.00		1967	291.76	0.00	235.43	0.00	335.34	0.00
09/01/1960		2.64	0.00	2.79	0.00	0.16	0.00		1968	267.74	0.00	154.62	0.00	298.92	0.00
10/01/1960		2.41	0.00	2.52	0.00	0.15	0.00		1969	258.25	0.00	254.20	0.00	303.19	0.00
11/01/1960		2.19	0.00	2.31	0.00	0.14	0.00		1970	219.60	0.00	235.85	0.00	234.24	0.00
12/01/1960		2.00	0.00	2.12	0.00	0.13	0.00		1971	224.99	0.00	162.79	0.00	257.04	0.00
13/01/1960		1.82	0.00	1.97	0.00	0.12	0.00		1972	146.63	0.00	139.29	0.00	167.77	0.00
14/01/1960		1.66	0.00	1.83	0.00	0.12	0.00		1973	127.29	0.00	71.13	0.00	117.05	0.00
15/01/1960		1.53	0.00	1.72	0.00	0.11	0.00		1974	173.41	0.00	145.43	0.00	183.91	0.00
16/01/1960		1.41	0.00	1.62	0.00	0.11	0.00		1975	117.88	0.00	26.95	0.00	137.45	0.00
17/01/1960		1.30	0.00	1.53	0.00	0.10	0.00		1976	232.34	0.00	235.36	0.00	260.21	0.00
18/01/1960		1.21	0.00	1.45	0.00	0.10	0.00		1977	290.11	0.00	236.13	0.00	334.39	0.00
19/01/1960		1.13	0.00	1.38	0.00	0.09	0.00		1978	266.86	0.00	153.23	0.00	299.03	0.00
20/01/1960		1.05	0.00	1.32	0.00	0.09	0.00		1979	261.02	0.00	255.39	0.00	304.04	0.00
21/01/1960		0.99	0.00	1.26	0.00	0.09	0.00		1980	219.15	0.00	235.61	0.00	232.80	0.00
22/01/1960		0.93	0.00	1.21	0.00	0.09	0.00		1981	223.16	0.00	162.18	0.00	255.59	0.00
23/01/1960		0.88	0.00	1.16	0.00	0.08	0.00		1982	147.68	0.00	139.34	0.00	168.50	0.00
24/01/1960		0.84	0.00	1.12	0.00	0.08	0.00		1983	127.04	0.00	71.14	0.00	116.72	0.00
25/01/1960		0.80	0.00	1.08	0.00	0.08	0.00		1984	173.12	0.00	143.44	0.00	182.82	0.00
26/01/1960		0.76	0.00	1.04	0.00	0.08	0.00		1985	100.61	0.00	60.69	0.00	129.65	0.00

Illustration 5 : Capture d'écran d'un fichier résultat (version excel) pour les sols de 1 à 6 et pour les dates du 01/01/1960 au 26/01/1960 (A gauche) et pour les année 1960 à 1985 (A droite)

3.2. RESULTATS

3.2.1. Effet du sol

L'illustration 6 montre les transferts sur le sol 1 et le sol 2 pour la zone climatique 3. Le sol 1 est un sol limoneux-calcaires profond (250 cm) sur loess tandis que le sol 2 est un sol limono-sablo-argileux, calcaires, peu profond (90 cm). Les transferts sont, pour le nicosulfuron, plus importants sur le sol 2 (Illustration 6). Pour le dicamba, les transferts sont totalement absents pour le sol 3 (Illustration 7).

Ces observations tendent à confirmer que le sol a un effet important sur les transferts. Pour une même molécule, les sols les moins profonds ont tendance à réduire les temps de transferts. Les simulations précédentes avaient déjà abouti à de telles conclusions (Surdyk et al., 2011).

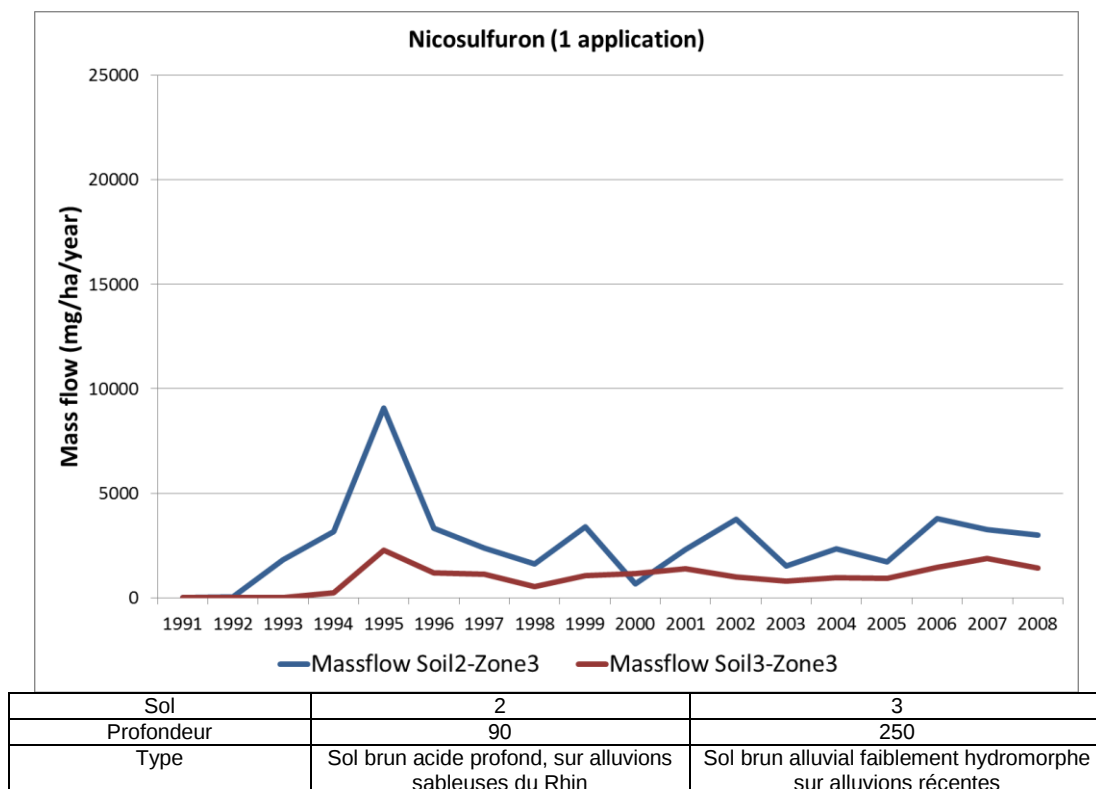


Illustration 6 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron sur deux sols pour la zone climatique 3.

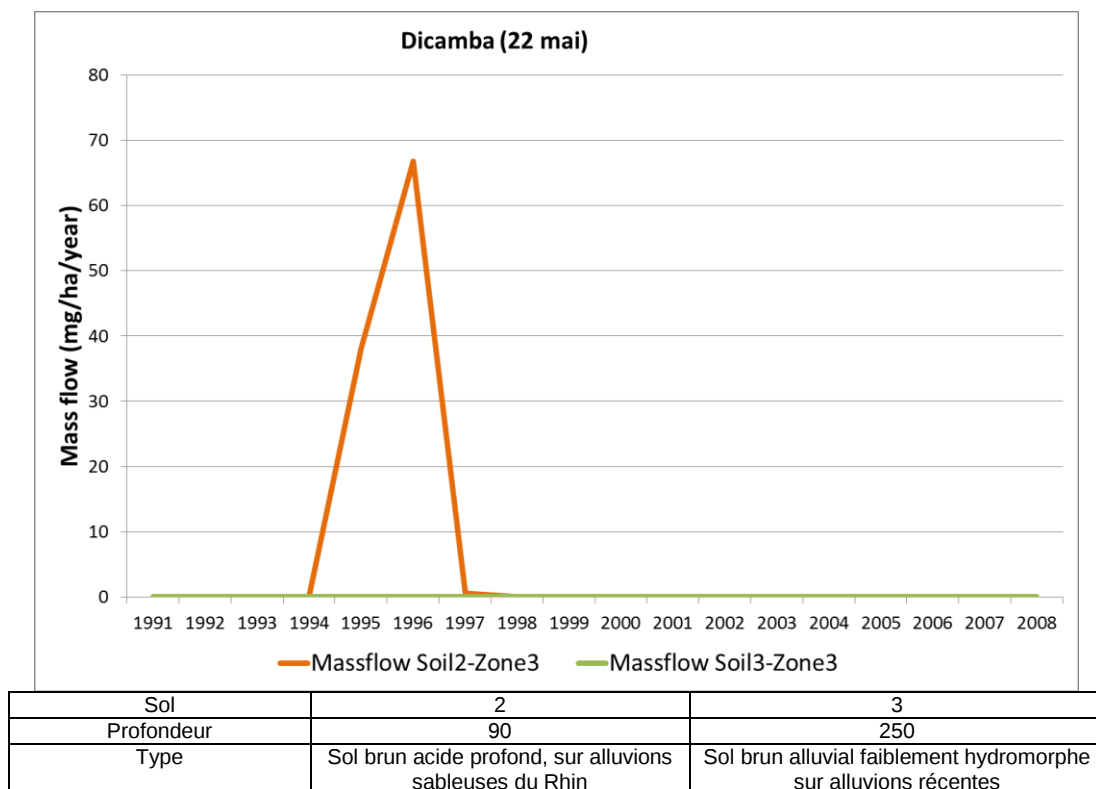


Illustration 7 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba sur deux sols pour la zone climatique 3.

3.2.2. Effet des propriétés de la molécule

Les flux des molécules sont différents les uns des autres, ils dépendent essentiellement des propriétés des molécules. En effet, d'une manière générale, plus le temps de demi-vie est faible, moins les transferts sont élevés.

Les transferts de dicamba sont, de manière générale, plus faibles que ceux de nicosulfuron comme le montre l'illustration 8 qui décrit les transferts sur le sol 2 et pour la zone climatique 3 du dicamba et du nicosulfuron. Lorsque les deux produits sont appliqués dans les mêmes conditions, les transferts de nicosulfuron sont, de manière générale, plus importants que ceux de dicamba.

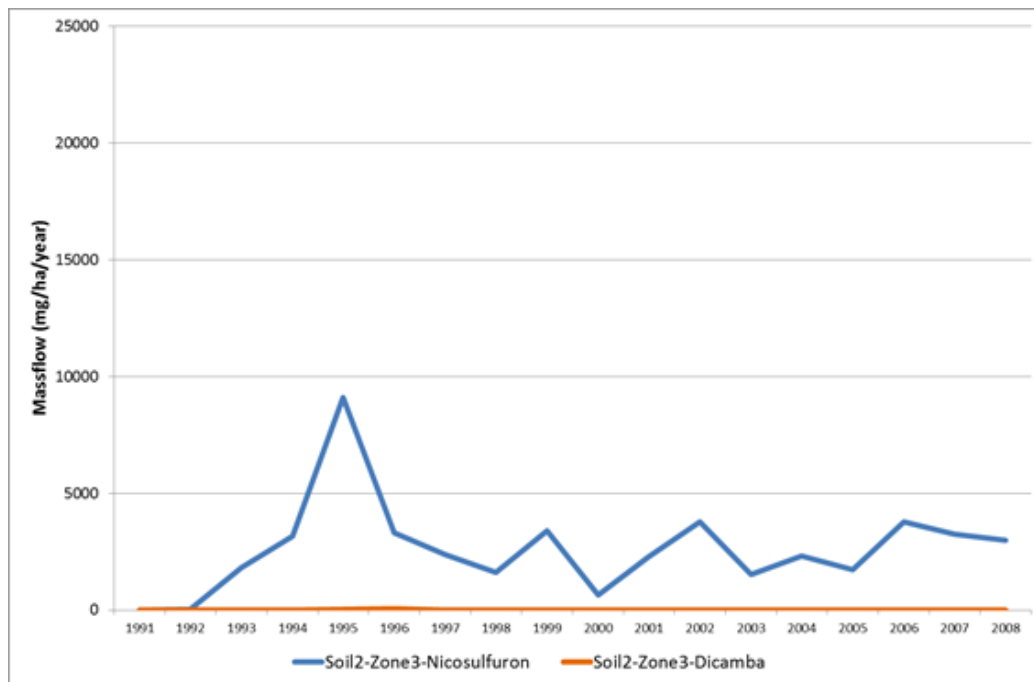


Illustration 8 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba et le nicosulfuron

Il y a plusieurs explications à cette différence importante entre les deux molécules :

- L'influence de la dose : La différence de doses est en effet un facteur explicatif. Plus un produit est appliqué en quantité importante, plus la probabilité qu'il soit transféré est importante (voir 3.2.3). Ici, l'effet dose ne peut pas être invoqué car la dose d'application de dicamba est plus importante de celle de nicosulfuron.
- L'influence de la dégradation : La différence de temps de demi-vie peut être un facteur explicatif. En effet, plus une molécule a un temps de demi-vie important, plus la probabilité de transfert est importante. Le phénomène inverse se produit pour le dicamba. La plupart du temps, la molécule de dicamba est dégradée avant qu'une pluie suffisante ne survienne et puisse entraîner la molécule et aboutir à un éventuel transfert vers la nappe.
- Différence de la sorption: La différence de sorption peut expliquer la différence de comportement entre les deux molécules. Le très faible Koc du dicamba devrait entraîner de forts transferts mais il est compensé par une

faible dose et surtout une très faible demi-vie. En ce qui concerne le nicosulfuron, son Koc peut être considéré comme faible mais il n'est pas compensé par une (très) faible DT50. Cela explique que les concentrations transférées de dicamba soit beaucoup plus faibles que celles de nicosulfuron (Illustration 8).

3.2.3. Effet dû de la dose

Les flux en produits phytosanitaires dépendent des pratiques agronomiques des exploitants agricoles.

Les pratiques fournies par l'ARAA sont de 22 g/ha en une application. Néanmoins, il est possible d'utiliser ce produit jusqu'à 60g /ha. Il est préconisé, dans certains documents agricoles, de l'utiliser en deux applications.

L'illustration 9 montre les différences de transfert entre ces deux pratiques agronomiques. Le doublement de doses, même en modifiant les dates de traitement; entraîne pratiquement un doublement des transferts pour le sol 2 dans la zone climatique 3.

Le sol 2 est l'un des plus sensibles aux transferts de produits phytosanitaires car il est l'un des moins épais. Cela peut expliquer que l'augmentation par deux de la dose d'application aboutisse à une augmentation par deux des transferts. Néanmoins, même pour les sols plus épais, l'impact d'un changement de pratique reste important.

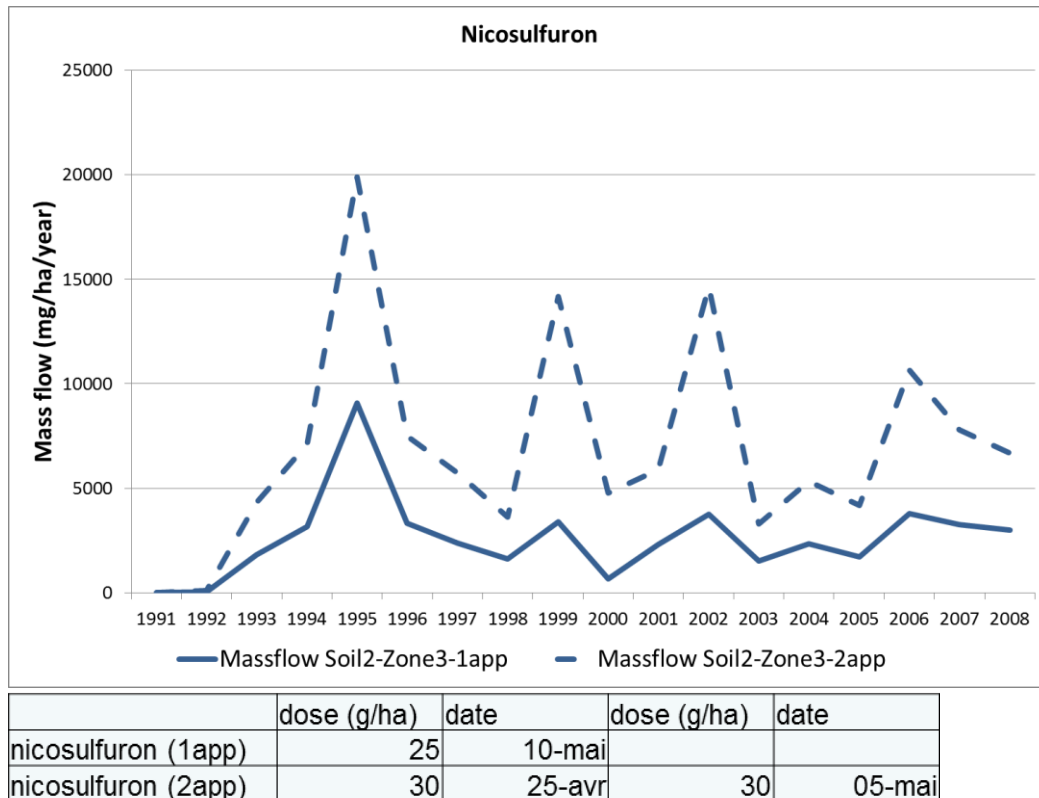


Illustration 9 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron pour une application et pour deux applications.

3.2.4. Effet du climat

L'illustration 10 montre les transferts de nicosulfuron sur le sol 2 et pour la zone climatique 1, la zone climatique 2 et la zone climatique 3.

Pour le nicosulfuron, les transferts sont plus importants pour la zone climatique 3 puis pour la zone climatique 2 puis pour la zone climatique 1. Les transferts sont ordonnés selon la pluviométrie des zones. Une certaine logique est respectée. En effet, de manière générale, plus une année est pluvieuse, plus les transferts simulés seront importants. Néanmoins, une inversion est observée pour l'année 2000. Le volume annuel des pluies n'est pas le seul facteur explicatif, la répartition des précipitations ayant aussi une influence (Nolan et al., 2008). En effet, les transferts simulés seront plus importants si les précipitations sont importantes en hiver ou si elles apparaissent juste après l'application de produits phytosanitaires (Nolan et al., 2008).

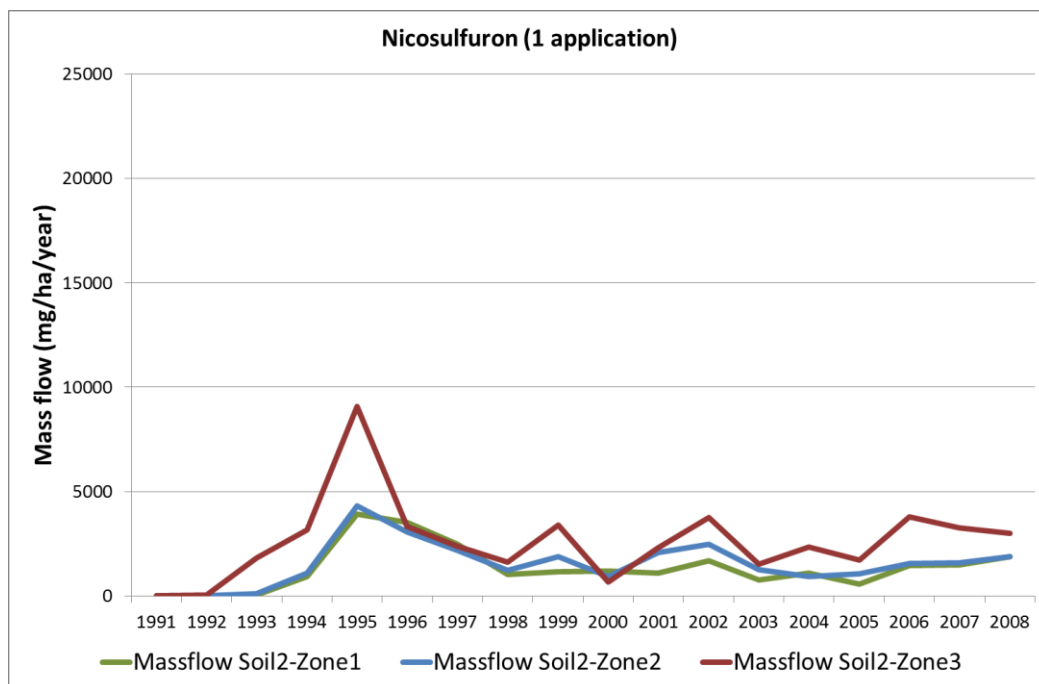


Illustration 10 : Chronique de concentrations simulées pour le nicosulfuron sur le sol 2 pour les zones climatiques 1, 2 et 3.

L'illustration 11 montre les transferts de dicamba sur le sol 2 et pour la zone climatique 1, la zone climatique 2 et la zone climatique 3. Pour le dicamba, les transferts sont plus importants pour la zone climatique 3 puis pour la zone climatique 1. Les transferts sont pratiquement absents pour la zone 2. Les transferts ne sont donc plus ordonnés selon la pluviométrie des zones. Cette différence provient du faible temps de demi-vie de dicamba. Cela implique probablement que seules les pluies proches de la date d'application ont un impact sur les transferts contrairement aux autres molécules avec un temps de demi-vie plus long.

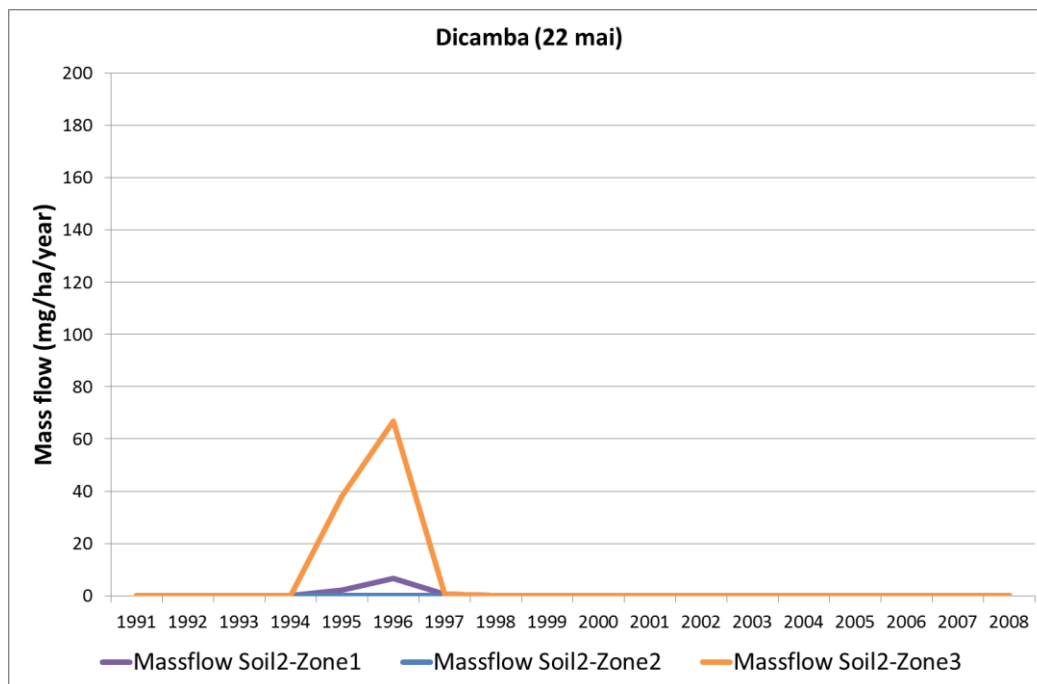


Illustration 11 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba sur le sol 2 pour les zones climatiques 1, 2 et 3.

3.2.5. Effet de la date d'application

L'illustration 12 montre les transferts de dicamba au pas de temps quotidien. Lors de l'application de l'année 1995, les pluies sont importantes, cela implique des transferts importants. A l'inverse, lors de l'application de l'année 1996, les pluies avant et pendant l'application sont pratiquement absentes, cela implique de faibles transferts. Ce type de comportement ne peut être observé que pour une molécule au temps de demi-vie très faible et à la sorption très faible. En effet, ces deux caractéristiques font que la période favorable aux transferts est courte mais que les transferts peuvent être importants.

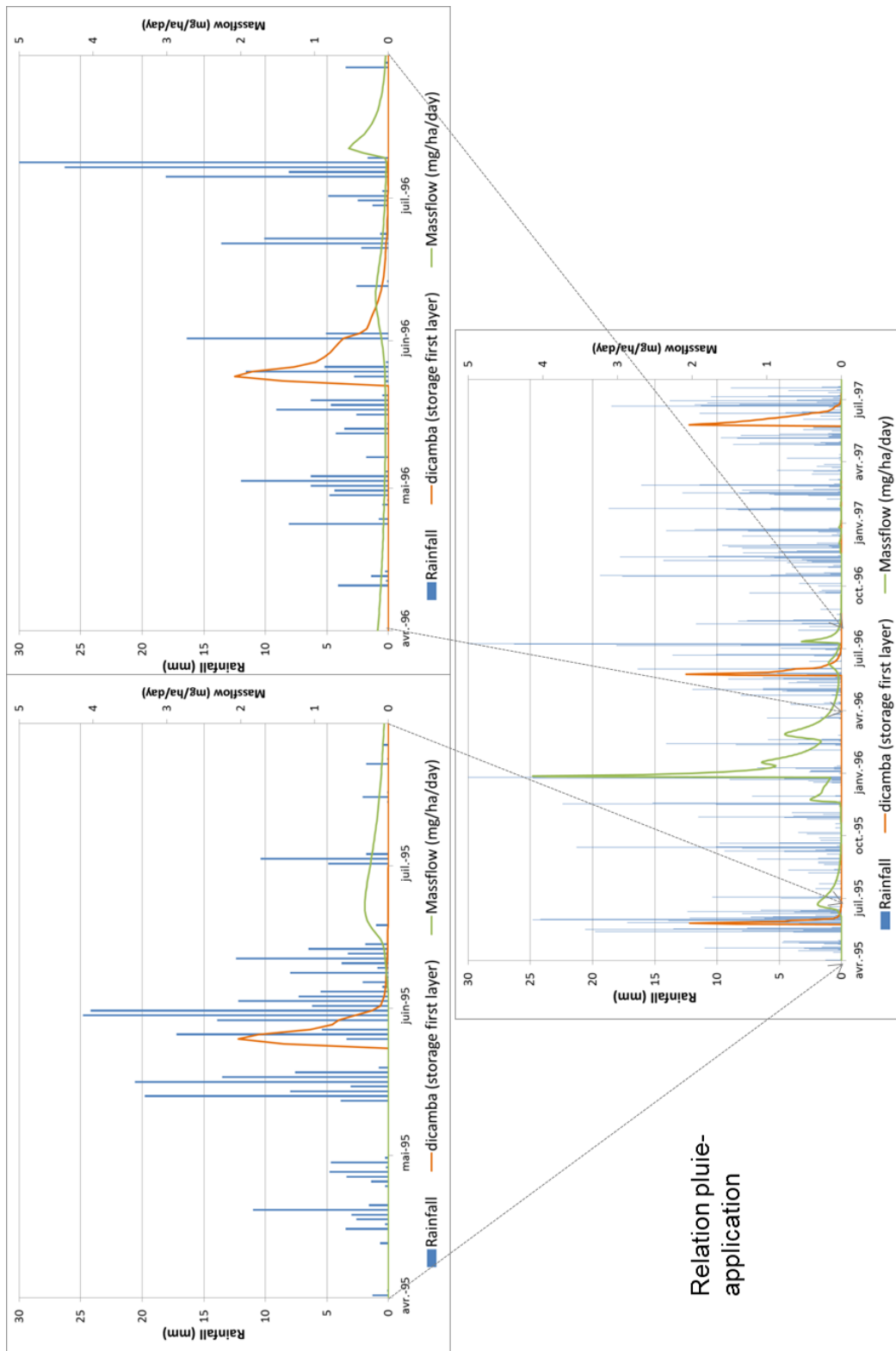


Illustration 12 : Impact d'une pluie importante juste après l'application sur les transferts de dicamba. Les transferts de 1995/1996 sont beaucoup plus importants.

En utilisant une date d'application différente pour le dicamba, une chronique de transfert complètement différente est obtenue. L'illustration ci-dessous (Illustration 13) compare une application de dicamba au 1er mai et au 22 mai. Cela est dû aux mêmes raisons que précédemment. La molécule a un temps de demi-vie très faible et a de faibles propriétés de sorption.

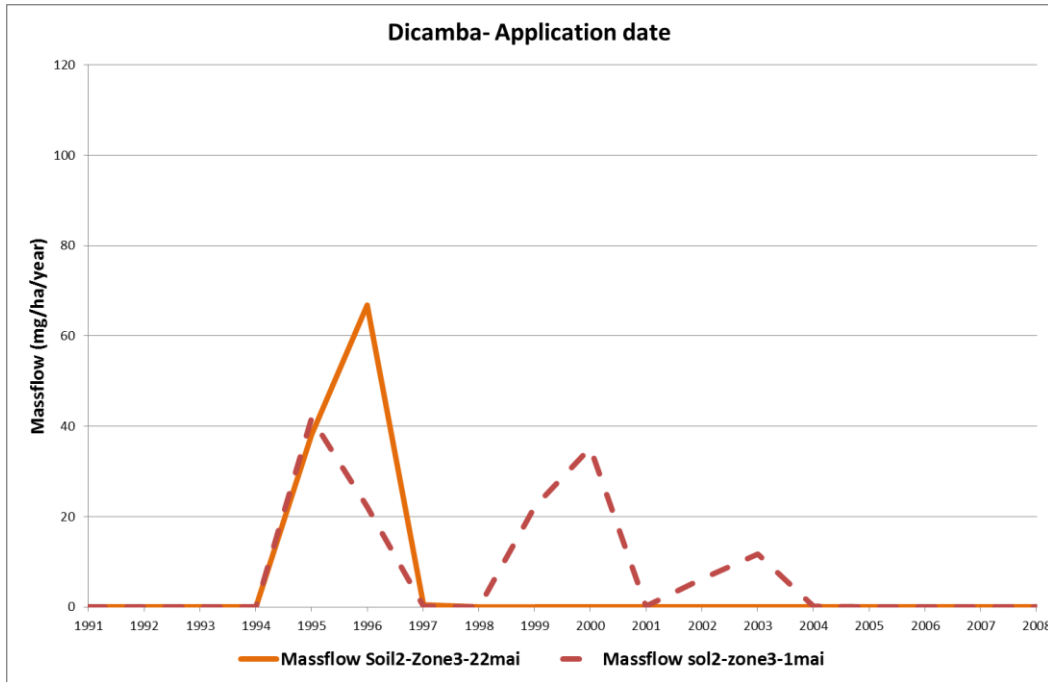
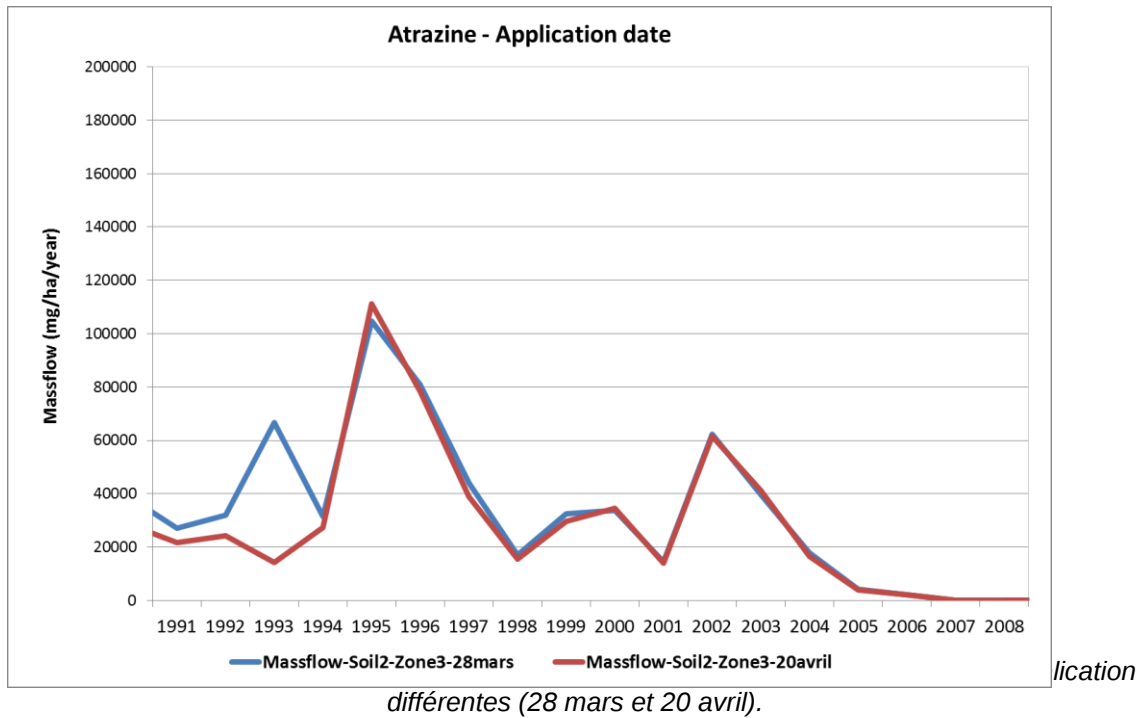


Illustration 13 : Chronique de concentrations simulées pour le dicamba à deux dates d'application différentes (1 mai mars et 22 mai)).

A l'inverse, si une modification de date similaire est réalisée pour l'atrazine (DT50= 50 jours Kd= 100 L/Kg), les impacts ne sont pas aussi perceptibles. Il y a une différence une année sur 10 environ. L'illustration ci-dessous (Illustration 14) compare une application d'atrazine au 28 mars et au 20 avril.



Il faut aussi noter que les transferts de dicamba restent parmi les plus faibles parmi les molécules déjà simulées. Selon ces simulations, les transferts d'atrazine sont plusieurs ordres de grandeurs supérieures à ceux du dicamba. Les transferts supérieurs de l'atrazine s'expliquent par une demi-vie supérieure et une dose d'application supérieure.

4. Conclusions

Les simulations de transfert pour le dicamba et pour le nicosulfuron ont été réalisées dans le cadre du projet « LOGAR - programme 2015 » cofinancé par la Région Alsace et le BRGM. Des flux d'eau et de produits phytosanitaires ont été calculés pour 34 combinaisons agro-pédo-climatiques ont été fournies aux partenaires pour chacune des molécules.

Ces résultats présentent des incertitudes liées aux incertitudes intrinsèques au modèle de transfert de produits phytosanitaires et aux limites concernant les données sur le long terme et sur des surfaces très étendues.

Les résultats pourront être utilisés par les partenaires du réseau LOGAR pour estimer un état de la nappe et prédire son évolution moyenne grâce à la spatialisation des résultats et au calcul du transport des molécules par un modèle hydrodynamique numérique. Le couplage du modèle MACRO avec le modèle hydrodynamique géré par la LUBW permettra d'approximer l'évolution des concentrations dans la nappe.

Les résultats de simulations sont contrastés, mais permettent néanmoins de tirer certaines conclusions sur le comportement des deux molécules. Ainsi, malgré un temps de demi-vie particulièrement court (4 jours) le dicamba peut être détecté au-delà de la zone racinaire dans les cas où l'application du produit est faite juste avant une pluie efficace. Cela est dû à son coefficient de sorption qui est aussi particulièrement bas. Le nicosulfuron a un comportement plus classique dans le sens où, puisque son temps de demi-vie est plus long, la répartition des pluies n'a pas le même d'impact. Son temps de demi-vie reste court (sa dégradation peut être considérée comme rapide) et son transfert annuel est moins important que celui de l'atrazine (par exemple). Les nouveaux résultats de simulations sont en accord avec les simulations réalisées dans le projet INTERREG IV « LOGAR » (MO Région Alsace). Les propriétés des molécules ont un impact important sur les transferts.

Des transferts peuvent avoir lieu pour des molécules ayant pourtant des temps de demi-faibles (voire très faibles) lorsqu'elles ont des coefficients de sorption faibles et que surviennent des pluies efficaces juste après l'application. Ce type de molécule n'est donc pas forcément à privilégier. Dans le cas du dicamba, la faible dose d'application limite les transferts. Il est à retenir que les transferts de ce type de molécule sont toujours moins élevés que pour des produits ayant une demi-vie plus élevée même avec un coefficient de sorption plus important.

Dans le projet INTERREG IV LOGAR, les molécules avaient des temps de demi-vie moyens (moins d'une centaine de jours) et des préconisations avaient été faites pour privilégier, dans le cas de sols peu profonds, les produits à coefficient de sorption élevé. Cette étude montre que dans le cas de molécules ayant des demi-vies très faibles (moins d'une vingtaine de jours) et même si les molécules présente des coefficient de sorption bas,, leur utilisation est à préconiser même pour les sols peu profonds.

Dans le cas de sols peu épais et à taux de matière organique faible, il faut sélectionner des produits à demi-vie et coefficient de sorption adaptés.

L'utilisation de produits aux doses adaptées doit aussi être envisagée, les simulations de transfert du nicosulfuron ont montré que pour certains sols (sols peu épais), la multiplication par deux des doses implique une multiplication par deux des transferts.

Ces simulations montrent que les dicamba et le nicosulfuron entraînent moins de transfert que les produits déjà simulés comme l'atrazine. Les couples de paramètres (Koc-DT50) ainsi que les doses semblent moins favorables aux transferts.

5. Bibliographie

Dubus, I. G., Brown, C. D. (2002). Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. *Journal of Environmental Quality* 31: 227-240.

Dubus, I. G., Brown, C. D., Beulke, S. (2003). Sensitivity analyses for four leaching models. *Pest Management Science* 59: 962-982.

Elsass, P., Surdyk, N. (2009). Etude prospective de l'évolution des concentrations en phytosanitaires en nappe d'Alsace, BRGM/RP-57404-FR. 67p

FOCUS (2000). FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup. EC Document Reference SANCO/321/2000 rev.2, 202 p.

FOCUS (2001). FOCUS Surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working group on surface Water scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001 rev.2, 245 p.

Hollis, J. M., Woods, S. M. (1989). The measurement and estimation of saturated soil hydraulic conductivity. SSLRC, Cranfield University, Bedford.

Larsbo, M. (2005). An improved dual-permeability model of solute transport in structured soils: model development and parameter identification in laboratory and field experiments. Doctoral Thesis No. 2005:51 Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala.

Larsbo, M., Jarvis, N. (2003). MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Emergo 2003:6. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Uppsala, Sweden.

LUBW (2006). Grundwasserströmung und Nitrattransport / Modélisation hydrodynamique et transport des nitrates. Teilprojektbericht zum INTERREG IIIA-Projekt Modellierung der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben (MoNit). LUBW Karlsruhe (Hrsg.). LUBW Karlsruhe (Hrsg.p

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research 12: 513-522.

Nolan, B. T., Dubus, I. G., Surdyk, N., Fowler, H. J., Burton, A., Hollis, J. M., Reichenberger, S., Jarvis, N. J. (2008). Identification of key climatic factors regulating the transport of pesticides in leaching and to tile drains Pest Management Science 64(9): 933-944.

PPDB (2010). The Pesticide Properties Database (PPDB.) Available on internet on <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>.

Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics 1(5): 318-333.

Surdyk, N. (2011). Région Alsace. Modélisation des transferts de produits phytosanitaires dans les sols de la vallée du Rhin Supérieur. Projet INTERREG IV – Liaison opérationnelle pour la gestion de l'aquifère rhénan/LOGAR. Rapport BRGM RP-60246-FR. 70p

Surdyk, N., Dubus I.G., Crouzet, C., Gautier, A., Flehoc, C., Nolan, B. T. (2008). Estimation de la mobilité dans les sols de molécules ioniques à caractère acide faible : application à l'évaluation des risques environnementaux dans le cadre de l'homologation de produits phytosanitaires. Rapport BRGM, RP-56702-FR. 111p

Surdyk, N., Dubus, I. G., Le Roy, S., Plat, E., Vincent, M. (2009). Projet ARGIC (module C, tâches 22 et 23) - Modélisation de la propagation de la sécheresse dans le sol sur sites expérimentaux et étude paramétrique avec MACRO. Rapport BRGM, RP-56989-FR. 56p

Surdyk, N., Dubus, I. G., Real, B., Dutertre, A. (2007). Modelling the transfer of 2 herbicides in drained clay soil over a 10-year period *in* Proceedings of XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Ecological Effects. Del Re, A. A. M., Capri, E., Fragoulis, G., Trevisan, M. pp 452-459.

Surdyk, N., Urban, S. (2011). Région Alsace. Modélisation des transferts de produits phytosanitaires dans les sols de la vallée du Rhin Supérieur. Projet INTERREG IV – Liaison opérationnelle pour la gestion de l'aquifère rhénan/LOGAR. Rapport final. Rapport BRGM, RP-60246-FR. 69p

Van Genuchten, M. T. (1980). A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44: 892-898.

Wauchope, R. D., Yeh, S., Linders, J. B. H. J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kordel, W., Gerstl, Z., Lane, M., Unsworth, J. B. (2002). Pesticide soil sorption parameters : theory, measurement, uses, limitations and reliability. Pest Management Science 58(5): 419-445.

Wösten, J. H. M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C. (1999). Developement and use of a database of HYdraulic PROPERTIES of European Soils (HYPRES). Geoderma 90: 169-185.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Direction régionale Alsace

Parc Activités Porte Sud
Rue Pont du Péage – Bâtiment H1
67118 Geispolsheim - France
Tél. : 03 88 77 48 90