

**SUBVENTION SPW - GXABT**

**Modélisation prospective des impacts des pratiques agricoles sur la qualité du cycle de l'eau en Wallonie**

**« Programme de recherche AQUAMOD »**

**Rapport Final  
Décembre 2016 – Avril 2021**

Encadrement scientifique : Prof. A. Degré  
Chargé de recherche : Dr. C. Sohier

Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech  
BIOSystem Engineering  
Echanges Eau-Sol-Plante  
2, Passage des Déportés  
B-5030 GEMBLOUX  
Tél. : 081/62.21.87 ; Fax : 081/62.21.81  
e-mail : aureore.degre@uliege.be

## Table des matières

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>COMPLÉTUDE, MISE À JOUR ANNUELLE DES BASES DE DONNÉES ET AMÉLIORATION DU MODÈLE EPICGRID.....</b>	<b>13</b>
3.1	INTRODUCTION.....	13
3.2	MISE À JOUR ET AMÉLIORATION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'ÉVOLUTION DES PRATIQUES AGRICOLES.....	13
3.2.1	<i>Introduction.....</i>	<i>13</i>
3.2.2	<i>Les régions agricoles comme base de collecte des « pratiques agricoles ».....</i>	<i>14</i>
3.2.3	<i>Utilisation des données SIGEC.....</i>	<i>15</i>
3.2.3.1	<i>Introduction.....</i>	<i>15</i>
3.2.3.2	<i>Evolution temporelle des types de cultures.....</i>	<i>15</i>
3.2.3.3	<i>Successions culturales.....</i>	<i>17</i>
3.2.1	<i>Apports de fertilisants organiques.....</i>	<i>23</i>
3.2.2	<i>Apports de fertilisants minéraux.....</i>	<i>24</i>
3.2.3	<i>Groupe de Travail « Pratiques agricoles ».....</i>	<i>27</i>
3.2.3.1	<i>Introduction.....</i>	<i>27</i>
3.2.3.2	<i>Première réunion du GT.....</i>	<i>28</i>
3.3	MISE À JOUR DE LA BASE DE DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	29
3.3.1	<i>Introduction.....</i>	<i>29</i>
<b>4</b>	<b>TESTS ET VALIDATION DE ROUTINE.....</b>	<b>31</b>
4.1	INTRODUCTION.....	31
4.2	VALIDATION DES BILANS HYDROLOGIQUES ET DES DÉBITS SIMULÉS.....	31
4.3	INTRODUCTION.....	31
4.4	BILANS HYDROLOGIQUES.....	31
4.5	DÉBITS JOURNALIERS.....	34
4.5.1	<i>Introduction.....</i>	<i>34</i>
4.5.2	<i>Bassins versants étudiés.....</i>	<i>34</i>
4.5.3	<i>Résultats des simulations.....</i>	<i>34</i>
<b>5</b>	<b>BALANCE EN PHOSPHORE DES SOLS AGRICOLES EN WALLONIE.....</b>	<b>38</b>
5.1	INTRODUCTION.....	38
5.2	BILAN GÉNÉRAL 1980-2019.....	39
5.2.1	<i>Bilan OCDE.....</i>	<i>39</i>
5.2.2	<i>Résultats EPICgrid.....</i>	<i>40</i>
5.3	ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA BALANCE EN PHOSPHORE DU SECTEUR AGRICOLE EN RÉGION WALLONNE.....	41
5.3.1	<i>Introduction.....</i>	<i>41</i>
5.3.2	<i>Entrées.....</i>	<i>42</i>
5.3.3	<i>Sorties.....</i>	<i>42</i>
5.3.4	<i>Surplus / déficit.....</i>	<i>43</i>
<b>6</b>	<b>VUE RÉGIONALE DES ZONES À RISQUE DE CONTAMINATION PAR LES PESTICIDES.....</b>	<b>45</b>
6.1	INTRODUCTION.....	45
6.3	MATIÈRES ACTIVES ÉTUDIÉES.....	49
6.4	MÉTHODOLOGIE.....	50
6.4.1	<i>Introduction.....</i>	<i>50</i>
6.4.2	<i>Détermination des paramètres physico-chimiques.....</i>	<i>51</i>

6.4.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	51
6.4.4	<i>Détermination des cultures-cibles, des apports et du calendrier d'apports</i> .....	53
6.4.4.1	Données sources .....	53
6.4.4.2	Bases de données pour la modélisation .....	54
6.4.5	<i>Simulations</i> .....	55
6.4.5.1	Substances actives .....	55
6.4.5.2	Métabolites .....	55
6.5	DONNÉES DISPONIBLES POUR L'ÉVALUATION DES PERFORMANCES DU MODÈLE .....	55
6.6	BENTAZONE (BTZ) .....	57
6.6.1	<i>Introduction</i> .....	57
6.6.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	57
6.6.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	57
6.6.4	<i>Détermination des apports</i> .....	58
6.6.5	<i>Simulations EPICgrid</i> .....	59
6.7	FLUFÉNACET (FFT) .....	64
6.7.1	<i>Introduction</i> .....	64
6.7.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	64
6.7.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	64
6.7.4	<i>Détermination des apports</i> .....	65
6.7.5	<i>Simulations EPICgrid</i> .....	65
6.8	MÉTAMITRONE (MMT) .....	68
6.8.1	<i>Introduction</i> .....	68
6.8.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	68
6.8.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	69
6.8.4	<i>Détermination des apports</i> .....	69
6.8.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	70
6.9	DIFLUFÉNICAN (DFF) .....	75
6.9.1	<i>Introduction</i> .....	75
6.9.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	75
6.9.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	75
6.9.4	<i>Détermination des apports</i> .....	76
6.9.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	76
6.10	CHLORTOLURON (CTU) .....	80
6.10.1	<i>Introduction</i> .....	80
6.10.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	80
6.10.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	80
6.10.4	<i>Détermination des apports</i> .....	80
6.10.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	81
6.11	CYPERMÉTHRINE (CYM) .....	85
6.11.1	<i>Introduction</i> .....	85
6.11.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	85
6.11.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	85
6.11.4	<i>Détermination des apports</i> .....	86
6.11.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	86
6.12	TERBUTHYLAZINE (TBZ) .....	89
6.12.1	<i>Introduction</i> .....	89
6.12.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	89
6.12.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	89
6.12.4	<i>Détermination des apports</i> .....	90
6.12.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	91
6.13	CHLOROTHALONIL (CTL) .....	94
6.13.1	<i>Introduction</i> .....	94
6.13.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	94
6.13.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	94

6.13.4	<i>Détermination des apports</i> .....	95
6.13.5	<i>Simulations EPICgrid</i> .....	95
6.14	CHLOROTHALONIL SA (CTL-SA) .....	98
6.14.1	<i>Introduction</i> .....	98
6.14.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	98
6.14.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	98
6.14.4	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	99
6.15	CHLORIDAZON (CDZ) .....	101
6.15.1	<i>Introduction</i> .....	101
6.15.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	101
6.15.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	101
6.15.4	<i>Détermination des apports</i> .....	102
6.15.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	102
6.16	DESPHENYL-CHLORIDAZON (DPC) .....	106
6.16.1	<i>Introduction</i> .....	106
6.16.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	106
6.16.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	106
6.16.4	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	107
6.17	METAZACHLORE (MZC) .....	109
6.17.1	<i>Introduction</i> .....	109
6.17.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	109
6.17.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	109
6.17.4	<i>Détermination des apports</i> .....	110
6.17.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	110
6.18	METAZACHLORE ESA (MZC-ESA) .....	113
6.18.1	<i>Introduction</i> .....	113
6.18.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	113
6.18.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	113
6.18.4	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	114
6.19	METOLACHLORE (MLC) .....	116
6.19.1	<i>Introduction</i> .....	116
6.19.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	116
6.19.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	116
6.19.4	<i>Détermination des apports</i> .....	117
6.19.5	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	117
6.20	METOLACHLORE ESA (MLC-ESA) .....	119
6.20.1	<i>Introduction</i> .....	119
6.20.2	<i>Paramètres physico-chimiques</i> .....	119
6.20.3	<i>Analyse de sensibilité</i> .....	120
6.20.4	<i>Simulation EPICgrid</i> .....	120
6.21	INDICATEURS .....	122
6.21.1.1	Indicateurs – Eaux souterraines .....	122
6.21.1.2	Indicateurs – Eaux de surface .....	135
6.22	PROGRAMME WALLON DE RÉDUCTION DES PESTICIDES .....	143
6.22.1.1	Introduction .....	143
6.22.1.2	Méthodologie .....	144
6.23	CONCLUSION .....	147
<b>7</b>	<b>SCÉNARIOS CAPTAGES COUPLÉS AZOTE/PESTICIDES .....</b>	<b>148</b>
7.1	INTRODUCTION .....	148
7.2	ÉTABLISSEMENT DES SCÉNARIOS POTENTIELS .....	148
7.3	SCÉNARIO D'ÉPUISEMENT .....	148
7.4	SCÉNARIOS À L'ÉCHELLE DE LA PARCELLE .....	152
7.4.1	<i>Introduction</i> .....	152



7.4.2	<i>Méthodologie</i> .....	152
7.4.3	<i>Froment</i> .....	153
7.4.3.1	Pratiques agricoles alternatives .....	153
7.4.3.2	Résultats des simulations .....	154
7.4.4	<i>Betterave</i> .....	159
7.4.4.1	Pratiques agricoles alternatives .....	159
7.4.4.2	Résultats des simulations .....	159
7.4.5	<i>Maïs</i> .....	162
7.4.5.1	Pratiques agricoles alternatives .....	162
7.4.5.2	Résultats des simulations .....	163
7.4.6	<i>Conclusion</i> .....	169
7.5	SCÉNARIOS SPATIAUX .....	169
7.5.1	<i>Introduction</i> .....	169
7.5.2	<i>Mesures appliquées à l'ensemble de la masse d'eau</i> .....	170
7.5.3	<i>Mesures spatialement discrétisées</i> .....	176
7.5.3.1	Cartographie des seuils de risque .....	176
7.5.3.2	Résultats .....	179

## **8 DÉVELOPPEMENTS POUR RÉALISER LE WATER ACCOUNTING EN WALLONIE – ÉVALUATION DES RESSOURCES EN EAU DISPONIBLES ET RENOUELABLES ..... 180**

8.1	INTRODUCTION .....	180
8.2	RÉUNION AVEC LE SPW .....	180
8.3	VALIDATION DES BILANS HYDROLOGIQUES SIMULÉS PAR LE MODÈLE EPICGRID .....	181
8.3.1	<i>Volumes d'eau prélevés et exportés hors bassin</i> .....	181
8.3.2	<i>Bilans hydrologiques</i> .....	182
8.4	ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	183
8.4.1	<i>Introduction</i> .....	183
8.4.2	<i>A l'échelle de la maille</i> .....	184
8.4.2.1	Introduction .....	184
8.4.2.2	Grès et calcaires .....	185
8.4.2.3	Matériaux composites .....	186
8.4.3	<i>A l'échelle de la masse d'eau</i> .....	187
8.5	ACTUALISATION .....	189

## **9 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE DE SCÉNARIOS PROSPECTIFS EN MATIÈRE DE CLIMAT, OCCUPATION DU SOL ET AGRONOMIE..... 191**

9.3	HYPOTHÈSES AGRONOMIQUES .....	195
9.3.1	<i>Introduction</i> .....	195
9.3.2	<i>Transposition des résultats de l'étude du Professeur Baret dans les bases de données du modèle EPICgrid</i> .....	197
9.3.2.1	Filières céréales et pomme de terre .....	197
9.3.2.2	Filières lait et viande bovine .....	203
9.3.2.4	Conclusion.....	205
9.4	MÉTHODOLOGIE ET INDICATEURS.....	206
9.4.1	<i>Introduction</i> .....	206
9.4.2	<i>Indicateurs quantitatifs</i> .....	206
9.4.2.1	Bilan hydrologique de la Wallonie.....	206
9.4.2.2	Ressources en eau souterraine renouvelables.....	207
9.4.3	<i>Indicateurs qualitatifs – azote</i> .....	207
9.4.3.1	Evolution des pressions .....	207
9.4.3.2	Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base .....	208
9.4.4	<i>Indicateurs qualitatifs – pesticides</i> .....	208
9.4.5	<i>Indicateur relatif à la production agricole</i> .....	209

9.4.6	<i>Indicateurs relatifs aux déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation</i>	209
9.4.6.1	Besoin en eau des cultures.....	209
9.4.6.2	Méthodologie .....	210
9.5	RÉSULTATS DES SIMULATIONS PROSPECTIVES – SCÉNARIOS DE CHANGEMENT	
	CLIMATIQUE CMIP5 .....	212
9.5.1	<i>Les scénarios de changement climatique CMIP5</i> .....	212
9.5.1.1	Introduction .....	212
9.5.1.2	Evolution des variables climatiques .....	216
9.5.2	<i>Indicateurs quantitatifs</i> .....	219
9.5.2.1	Bilan hydrologique de la Wallonie.....	219
9.5.2.2	Ressources en eau souterraine annuellement renouvelables .....	219
9.5.3	<i>Indicateurs qualitatifs – azote</i> .....	221
9.5.3.1	Evolution des pressions .....	221
9.5.3.2	Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base .....	227
9.5.4	<i>Indicateurs qualitatifs – pesticides</i> .....	230
9.5.4.1	Concentration en pesticides dans les eaux de surface .....	230
9.5.4.2	Concentration en pesticides dans les eaux souterraines .....	234
9.5.5	<i>Production agricole : Rendements</i> .....	237
9.5.6	<i>Déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation</i> .....	240
9.5.6.1	Introduction .....	240
9.5.6.2	Durée du déficit hydrique.....	240
9.5.6.3	Importance du déficit hydrique .....	243
9.5.7	<i>Conclusions</i> .....	243
9.6	RÉSULTATS DES SIMULATIONS PROSPECTIVES – SCÉNARIO DE CHANGEMENT	
	CLIMATIQUE CMIP6.....	244
9.6.1	<i>Introduction</i> .....	244
9.6.2	<i>Le scénario de changement climatique CMIP6</i> .....	244
9.6.3	<i>Comparaison des projections climatiques CMIP5 et CMIP6</i> .....	245
9.6.4	<i>Indicateurs quantitatifs</i> .....	247
9.6.4.1	Bilan hydrologique de la Wallonie.....	247
9.6.4.2	Ressources en eau souterraine annuellement renouvelables .....	248
9.6.5	<i>Indicateurs qualitatifs – azote</i> .....	249
9.6.5.1	Evolution des pressions .....	249
9.6.5.2	Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base .....	253
9.6.6	<i>Indicateurs qualitatifs – pesticides</i> .....	255
9.6.6.1	Introduction .....	255
9.6.6.2	Concentration en pesticides dans les eaux de surface .....	256
9.6.6.3	Concentration en pesticides dans les eaux souterraines .....	260
9.6.7	<i>Production agricole : Rendements</i> .....	263
9.6.8	<i>Déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation</i> .....	265
9.6.8.1	Introduction .....	265
9.6.8.2	Durée du déficit hydrique.....	265
9.6.8.3	Importance du déficit hydrique .....	268
9.6.8.4	Besoin en eau total .....	269
9.6.8.5	Stress hydrique en prairie .....	271
9.6.9	<i>Conclusions</i> .....	272
<b>10</b>	<b>RAPPORTAGE DE DONNÉES ET D'INFORMATIONS.....</b>	<b>273</b>
10.1	INTRODUCTION .....	273
10.2	RAPPORTAGE WISE-3 WATER QUANTITY .....	273
10.3	RAPPORT SUR L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON.....	273
10.4	RAPPORT DIRECTIVE « NITRATE » .....	273
10.5	ÉTAT DES LIEUX DES PLANS DE GESTION.....	274

10.6	CONVENTION WEISS.....	275
<b>11</b>	<b>CONCLUSIONS.....</b>	<b>276</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>278</b>

## 1 Introduction

Le présent Rapport synthétise et conclut les travaux réalisés dans le cadre de la Subvention AQUAMOD : « Modélisation prospective des impacts des pratiques agricoles sur la qualité du cycle de l'eau en Wallonie ».

Cette étude, qui s'est étalée sur un peu plus de 4 ans (1er décembre 2008 – 30 avril 2021), avait pour objectif principal de développer et d'utiliser le modèle EPICgrid afin d'évaluer l'impact des perturbations climatiques et anthropiques (pratiques agricoles) sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines en Wallonie.

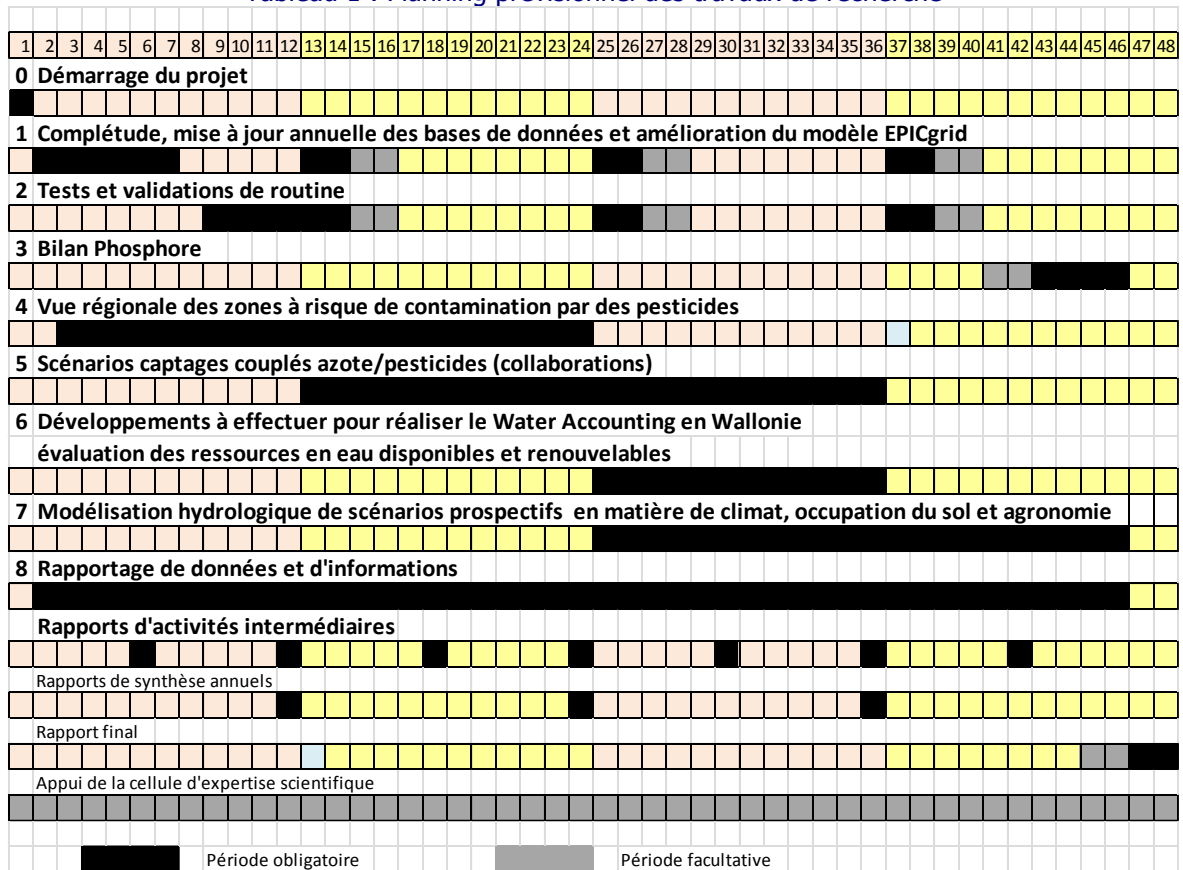
Les travaux de recherche sont subdivisés en 8 phases principales :

- Complétude, mise à jour annuelle des bases de données et amélioration du modèle EPICgrid existant ;
- Tests et validations de routine ;
- Flux et bilan Phosphore ;
- Identification des zones à risque de contamination par des pesticides à l'échelle régionale ;
- Simulations de scénarios « contrats de captages couplés azote/pesticides » ;
- Développements méthodologiques pour le calcul du bilan de l'utilisation de l'eau en Wallonie (Water Accounting) – évaluation des ressources en eau disponibles et renouvelables ;
- Modélisation hydrologique de scénarios prospectifs en matière de climat, d'occupation du sol et de pratiques agronomiques ;
- Rapportage de données et d'informations.

Ce rapport présente également les travaux réalisés durant la prolongation de la mission à budget constant (janvier 2021 – avril 2021) sur laquelle le Comité de Pilotage a marqué son accord lors de la réunion extraordinaire du CoPil qui s'est tenue le 26 octobre 2020. Le Comité de Pilotage a exprimé, pour cette période, un intérêt pour le développement d'indicateurs relatifs aux aspects sécheresse.

Le planning prévisionnel des travaux de recherche tel qu'approuvé lors de la 1<sup>ère</sup> Réunion du Comité de Pilotage est présenté au Tableau 1.

Tableau 1 : Planning prévisionnel des travaux de recherche



## 2 Rappel : le modèle EPICgrid

Le modèle EPICgrid est un modèle hydrologique de bassin versant développé par l'Unité Systèmes Sol - Eau de Gembloux Agro-Bio Tech (ULg) (Sohier, 2011) sur base du modèle parcellaire EPIC (Williams et al., 1984).

Le modèle EPICgrid combine une description fine des relations entre le climat, l'eau, le sol et les plantes, telle que rencontrée dans les modèles 'Eau-Sol-Plantes' à l'échelle d'une parcelle élémentaire, et une description spatialement discrétisée du bassin versant ; en particulier, le modèle simule quotidiennement la croissance des plantes, la variation d'humidité du sol en relation avec la transpiration des végétaux.

Les données d'entrée utilisées pour la modélisation sont multiples :

- données météorologiques journalières (précipitations, données de l'évapotranspiration potentielle, température de l'air, CO<sub>2</sub>) ;
- données du milieu : topographiques, pédologiques, géologiques, taux de matière organique, ... ;
- données d'occupation du sol : zones urbanisées, types de cultures, types de forêts, ... ;
- paramètres de croissance des cultures ;
- données relatives aux pratiques agricoles : dates de semis et de récolte, type de travail du sol, quantités de fertilisants organiques et minéraux, .... ;
- ...

Le modèle EPICgrid simule, jour après jour, pour chaque maille du bassin versant pondérée de ses composantes (Figure 1), les flux d'eau et de nutriments (azote, phosphore) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. De plus, une composante « érosion » permet d'estimer les quantités de sédiments, et de nutriments associés, qui rejoignent les rivières ('sediment yield').

Les bilans hydrologiques répartissent par bassin versant ou par masse d'eau les termes :

- d'évapotranspiration réelle ;
- de flux d'eau issus du sol et du sous-sol apportés directement aux eaux de surface (ruissellement direct et flux hypodermiques lents) ;
- et de flux de percolation, apportés aux eaux souterraines (recharge ou « pluie efficace »).

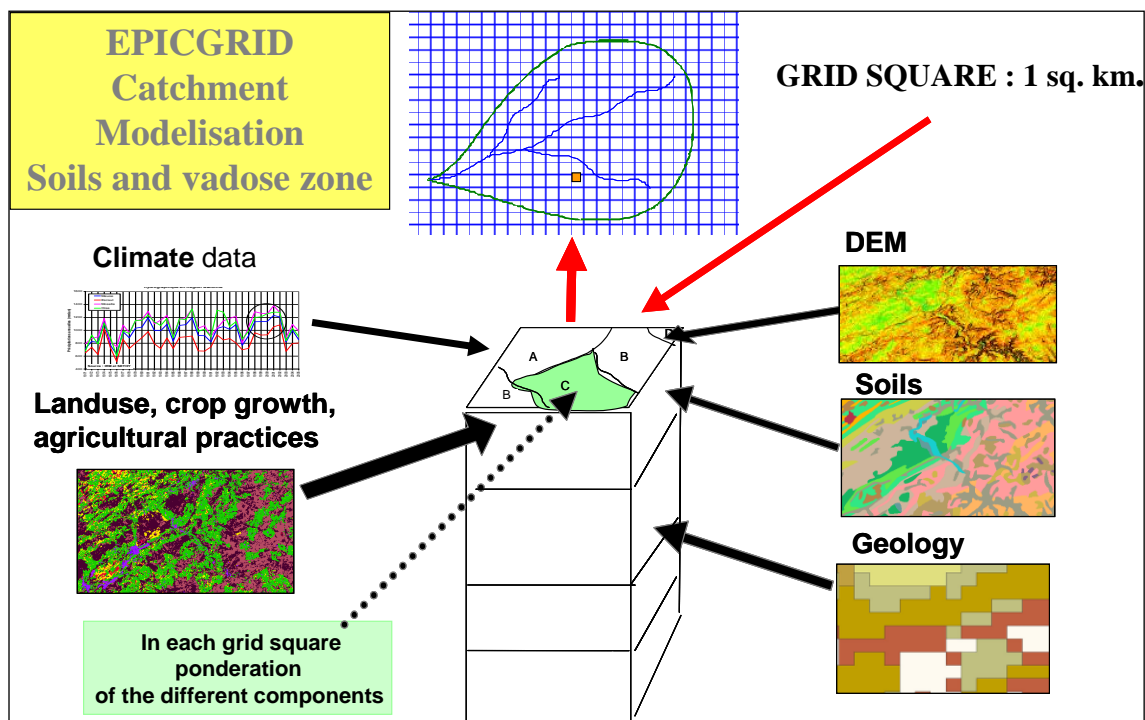


Figure 1 : Structure du modèle EPICgrid

La simulation des processus diffus liés au transfert de l'azote, du phosphore et des pesticides tient compte, s'il y a lieu, de processus d'eau mobile-immobile dans le milieu poreux, de dégradation, d'adsorption-désorption sur les particules de sol, d'adsorption foliaire, volatilisation, etc., outre les aspects de transport et stockage proprement dits dans le milieu poreux lui-même.

Il est important de noter que la présente modélisation prend en compte uniquement les flux d'origine agricole diffuse ; elle n'inclut donc pas les pertes ponctuelles de nitrate ; il convient d'en tenir compte lors de l'interprétation globale.

L'ensemble du cycle de l'azote agricole diffus dans le sol est modélisé, les processus de volatilisation, nitrification-dénitrification, fixation symbiotique, etc., étant pris en considération ; la Figure 2 présente très schématiquement l'essentiel des flux simulés au sein d'EPICgrid.

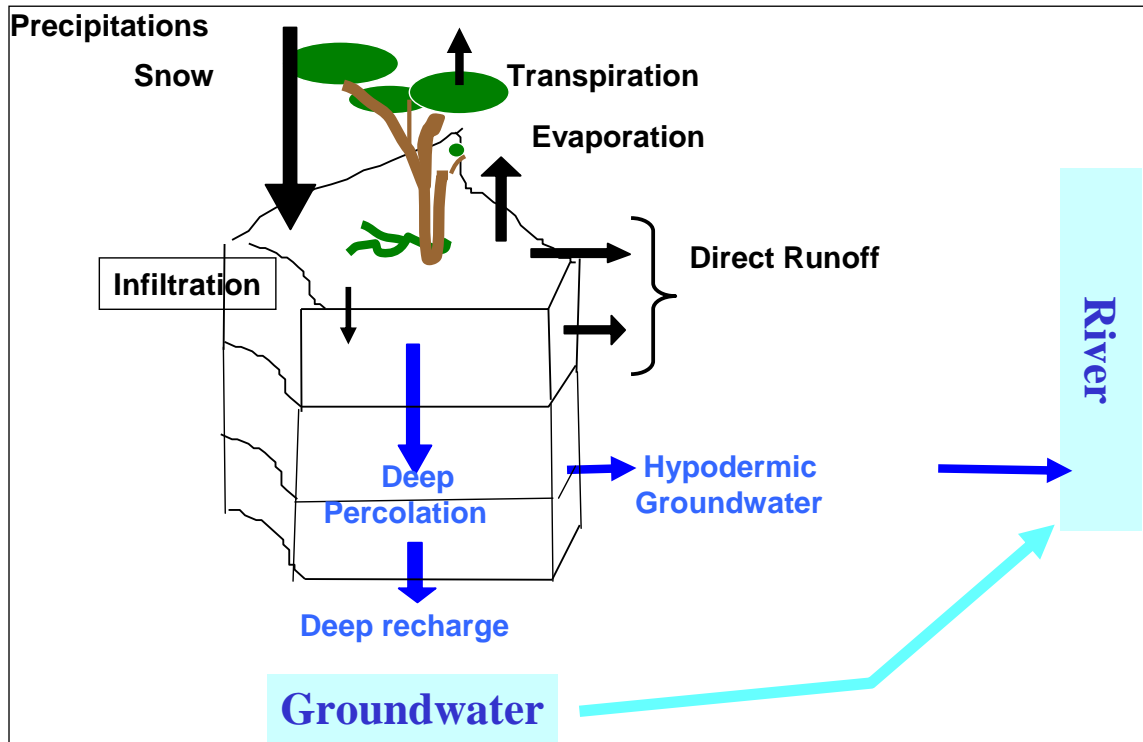


Figure 2 : Flux simulés par le modèle EPICgrid



## **3 Complétude, mise à jour annuelle des bases de données et amélioration du modèle EPICgrid**

### **3.1 Introduction**

Les bases de données du modèle EPICgrid doit chaque année être mis à jour afin de pouvoir estimer l'évolution la plus récente des flux d'eau et de nutriments vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. Les deux principales bases de données devant être mises à jour sont les pratiques agricoles ainsi que la base de données climatiques.

Le modèle est également en perpétuelle développement afin d'intégrer de nouvelles sources de données, d'améliorer ou de développer la représentation de certains processus.

### **3.2 Mise à jour et amélioration de la prise en compte de l'évolution des pratiques agricoles**

#### ***3.2.1 Introduction***

La modélisation hydrologique EPICgrid s'appuie sur une base de données qui permet de retracer l'évolution des pratiques agricoles depuis les années '60 jusqu'à nos jours. Cette base de données est élaborée essentiellement à partir de statistiques agricoles (recensement agricole et horticole au 15 mai, données du Réseau d'information Comptable Agricole (RICA), ...). L'exhaustivité et la qualité de ces données ne permettaient jusqu'à présent que de suivre l'évolution des pratiques agricoles de manière quinquennale.

Les travaux de recherche qui sont réalisés dans le cadre de la présente subvention visent à améliorer la connaissance et la représentativité au sein du modèle de l'ensemble des pratiques agricoles rencontrées en Wallonie, grâce notamment à :

- l'utilisation des données issues du Système Intégré de Gestion et de Contrôle (SIGEC) pour déterminer la distribution spatiale des cultures et des successions culturales ;
- une analyse détaillée et une mise à jour annuelle des pratiques agricoles existantes, grâce notamment à l'utilisation complète des statistiques disponibles et à l'exploitation éventuelle de données complémentaires issues de différentes sources (enquêtes, articles et rapports scientifiques, informations disponibles auprès de Centres de recherches ou d'autres organismes (PROTECT'eau, Greenotec, Agra-Ost, ...)).

Les différentes données nécessaires étant disponibles depuis 2002 (régionalisation de l'agriculture), la modification des bases de données du modèle est effectuée de manière rétrospective. A terme, l'intégration de ces données permettra de préciser et de suivre de manière plus fine l'évolution des pratiques agricoles et de mieux maîtriser leur variabilité spatiale.

### 3.2.2 Les régions agricoles comme base de collecte des « pratiques agricoles »

Le territoire wallon n'étant pas homogène du fait notamment des caractéristiques intrinsèques du milieu (sol, climat, topographie, ...), l'analyse des pratiques agricoles et de leur évolution temporelle est réalisée par entité « région agricole »

La Région wallonne se partage en dix régions agricoles, dont trois – les régions sablo-limoneuse, limoneuse et herbagère de Liège – s'étendent également en Région flamande. Des différences non négligeables étant observées entre communes au sein d'une même région agricole (Sohier, 2011), un découpage plus fin de certaines régions peut s'avérer intéressant afin de mieux cibler la variabilité spatiale des pratiques agricoles, notamment dans les régions à dominance agricole. C'est le cas de la Région limoneuse. Le découpage proposé est celui adopté par GRENeRA pour la collecte des APL (Laroche et al., 2002). La Région limoneuse est ainsi découpée en trois entités : la Région limoneuse ouest, la Région limoneuse centre et la Région limoneuse est. De même, le Pays de Herve, du fait de ses spécificités, est considéré comme une entité propre.

La Figure 3 présente le découpage en régions agricoles tel qu'adopté pour la modélisation EPICgrid en Région wallonne.

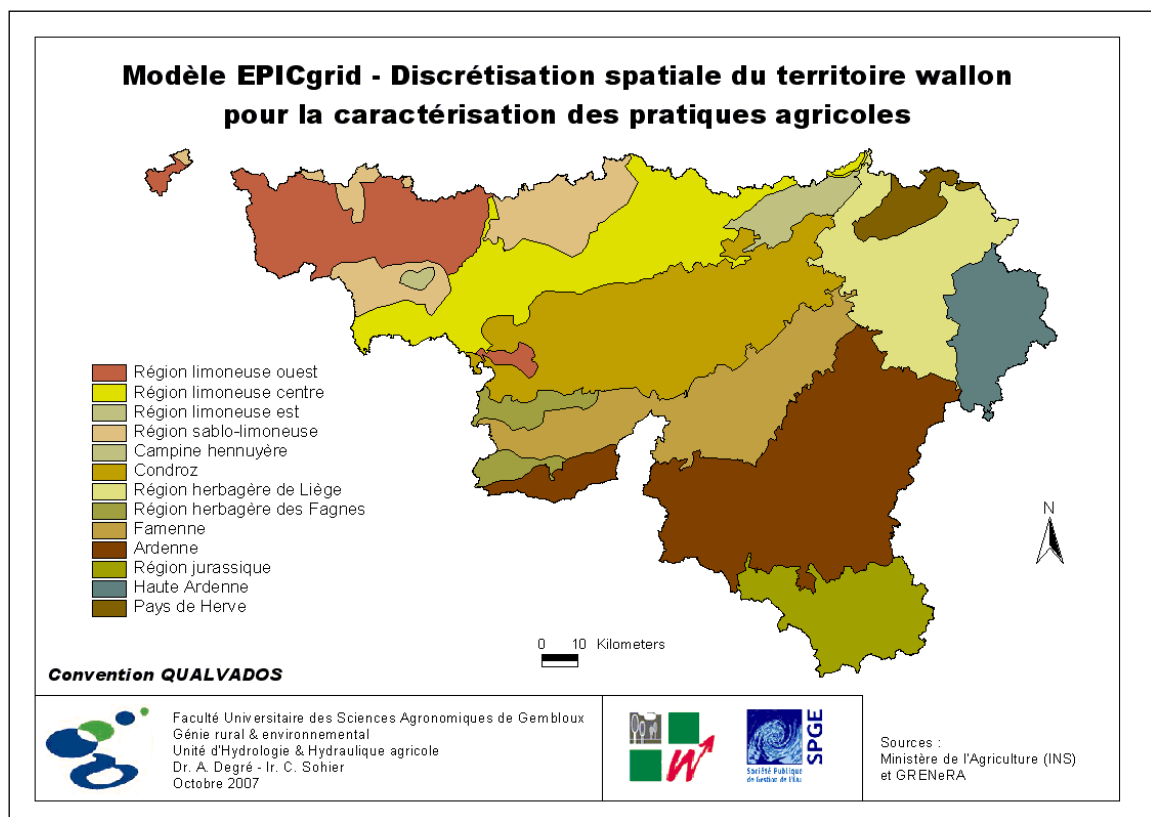


Figure 3 : Modèle EPICgrid – Discretisation spatiale du territoire wallon pour la caractérisation des pratiques agricoles (Source : Ministère de l'Agriculture (INS) et GRENeRA)

### **3.2.3 Utilisation des données SIGEC**

#### *3.2.3.1 Introduction*

Le SIGEC est un système de gestion et de contrôle des paiements directs octroyés aux agriculteurs au titre de la Politique agricole commune. Le SIGEC se compose d'un ensemble de bases de données informatisées et interconnectées, utilisées pour recevoir, traiter et vérifier les demandes d'aide.

Sur base des informations collectées auprès des agriculteurs, il est possible d'établir annuellement une cartographie de l'utilisation du sol dans les zones agricoles et forestières. Cette cartographie, appelée « parcellaire agricole anonyme », localise, sous la forme de polygones, l'emprise des parcelles agricoles exploitées ainsi que l'utilisation principale qui y est effectuée. L'utilisation est renseignée par la culture principale, ce qui n'exclut pas un usage éventuel en interculture.

La méthodologie développée pour intégrer les données récoltées dans le cadre du SIGEC dans les bases de données du modèle a été établie sur les données de la période 2009-2015. La méthodologie développée a ensuite été étendue aux années 2002-2008.

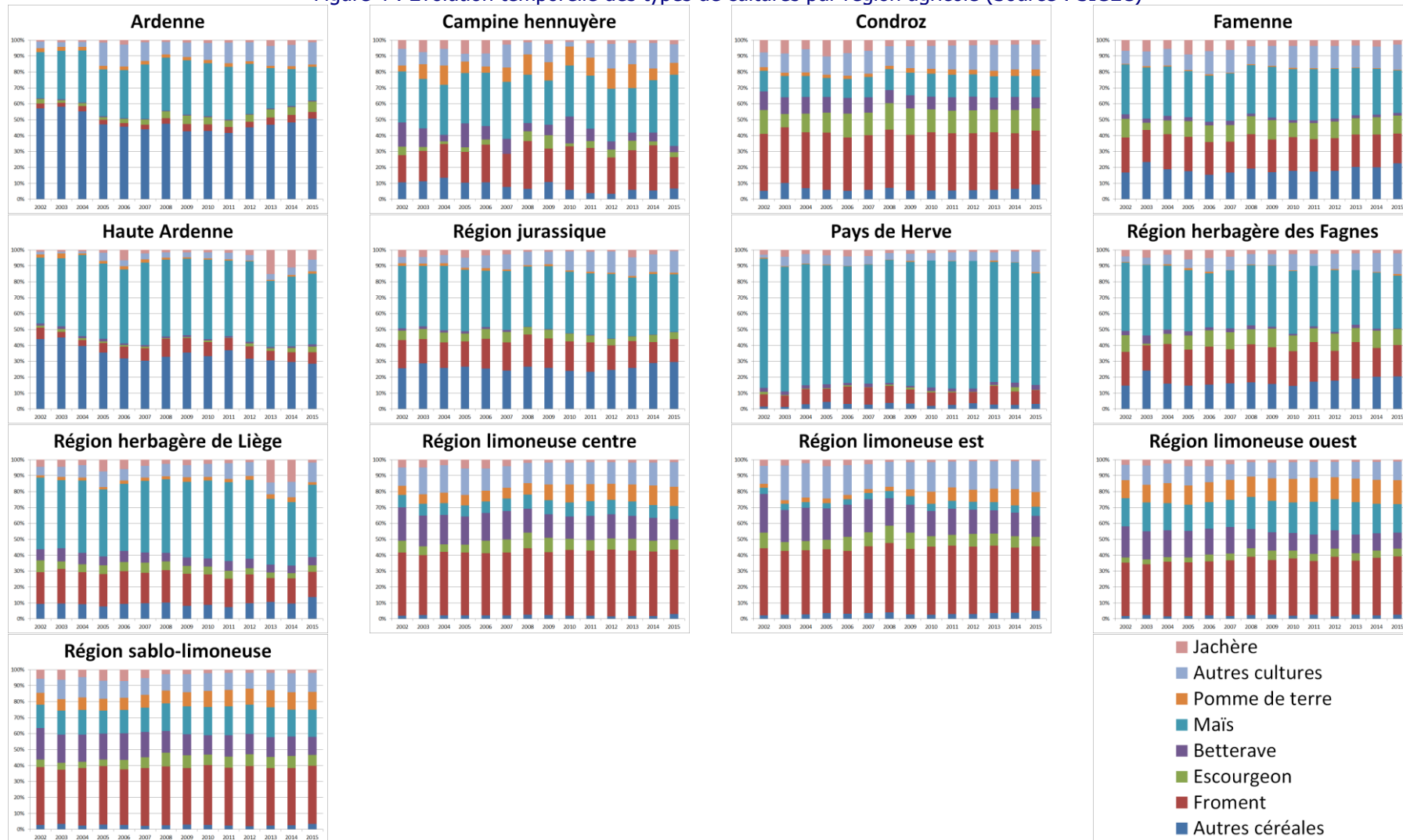
Les données du SIGEC étant collectées annuellement, celles-ci seront intégrées au modèle au fur et à mesure que le SPW sera en mesure de nous fournir l'information.

#### *3.2.3.2 Evolution temporelle des types de cultures*

Le SIGEC associe à chaque parcelle un « code culture » qui renseigne sur la nature de la culture principale pour une année donnée. Les différents « code culture » ont été regroupés en 8 catégories : Froment (F), Escourgeon (E), Autres céréales (C), Betterave (B), Maïs (M), Pomme de terre (P), Jachère (J), Autres (AU) désignant toute culture autre que celles citées ci-avant.

Le contexte pédoclimatique influence la répartition des cultures au sein des différentes régions agricoles. Au sein d'une même région agricole, l'importance relative des différentes cultures évolue au cours du temps en fonction notamment du contexte économique. La Figure 4 présente la répartition des cultures au sein des différentes régions agricoles ainsi que leur évolution temporelle entre 2002 et 2015.

Figure 4 : Évolution temporelle des types de cultures par région agricole (Source : SIGEC)



### 3.2.3.3 Successions culturales

Les successions culturales qui sont utilisées dans la modélisation doivent répondre aux critères suivants :

- être représentatives des pratiques agronomiques locales ;
- représenter les cultures présentes majoritairement sur la zone (les spéculations marginales, ne couvrant qu'une faible portion de la surface agricole, ne sont pas prises en considération).

Une analyse des données SIGEC sur 6 années consécutives permet d'identifier les différents types de rotations rencontrés dans une région agricole donnée. Si l'on différencie les têtes de rotations (betteraves, maïs, pomme de terre, ...) des céréales, on peut identifier 5 grands groupes de successions culturales (Tableau 2).

Tableau 2 : Types de successions culturales en fonction du nombre de têtes de rotation sur 6 ans

Nombre de tête de rotation sur 6 ans	Type de rotation
0 – 1	C – C – C
2	A – C – C
3	A – C – A – C
4	A – C – A
5 – 6	A – A – A

C : Céréales

A : Têtes de rotations

Il est important de prendre en compte cet aspect dans la modélisation car le type de successions culturales a une importance non négligeable sur les pertes d'azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. Les simulations réalisées dans le cadre de la convention Qualvados<sup>2</sup> en vue d'étudier la sensibilité des successions culturales sur les pertes d'azote ont montré que les successions culturales qui présentaient le lessivage d'azote le plus faible étaient, parmi les successions culturales avec tête(s) de rotation, les successions de type « tête de rotation – céréale – céréale ». Les successions culturales, avec une tête de rotation un an sur deux ou deux ans sur trois, présentaient globalement des concentrations en azote excessives (> 50 mg/l). L'introduction d'une interculture permet de diminuer les concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire mais ces concentrations restent trop élevées pour les successions culturales dont les cultures « tête de rotation » sont présentes plus d'un an sur trois. Le Tableau 3 présente les résultats obtenus pour le Région limoneuse centre.

<sup>1</sup> Qualvados2 – Convention ULg (GxABT) – SPGE (2008-2011). Modélisation pré-normative de pratiques agricoles et agro-environnementales en vue des plans de gestion des eaux de surface et souterraines en Région wallonne à l'aide du modèle EPICgrid-Qualvados.

Tableau 3 : Concentration moyenne annuelle des eaux de lessivage à 1.5m (mg NO<sub>3</sub>/l) pour différentes successions culturales et les pratiques agricoles telles que définies dans Qualvados 2 pour la Région limoneuse centre

Sans CIPAN		Avec CIPAN	
<b>B-F-E</b>	<b>39</b>	<b>Ch-F-E</b>	<b>21</b>
<b>Ch-F-F</b>	<b>40</b>	<b>Ch-F-F</b>	<b>23</b>
<b>Ch-F-E</b>	<b>40</b>	<b>Ch-F</b>	<b>24</b>
<b>B-F-F</b>	<b>41</b>	<b>M-F-E</b>	<b>26</b>
<b>M-F-F</b>	<b>43</b>	<b>M-F-F</b>	<b>27</b>
<b>M-F-E</b>	<b>44</b>	<b>B-F-E</b>	<b>27</b>
PT-F-F	51	<b>B-F-F</b>	<b>30</b>
Ch-F	54	<b>PT-F-F</b>	<b>33</b>
B-F-L	63	<b>M-F</b>	<b>39</b>
B-F	65	<b>B-F</b>	<b>43</b>
M-F	65	<b>PT-F</b>	<b>48</b>
PT-F-L	70	B-F-L	51
PT-F	76	PT-F-L	53
B-F-Ch	82	B-F-Ch	64
PT-F-Ch	85	PT-F-Ch	65
M-F-B	96	M-F-B	82
B-F-B	96	B-F-B	83
B-F-PT	100	B-F-PT	83

B : Betterave ; Ch : Chicorée ; E : Escourgeon ; F : Froment ; L : Lin ; M : Maïs ; PT : Pomme de terre.

Comme le montre la Figure 5, des différences significatives existent entre régions agricoles. Le Pays de Herve, la Région herbagère de Liège, la Haute Ardenne et la Campine hennuyère présentent majoritairement des successions culturales à deux ou trois cultures « tête de rotation » sur 3 ans. L'importance de ces successions culturales les plus défavorables est moindre dans les autres régions agricoles.

Si les types de successions culturales varient peu entre la Région limoneuse centre et la Région limoneuse est, il n'en est pas de même pour la partie ouest de la Région limoneuse. La Région limoneuse ouest présente davantage de successions culturales problématiques (à deux voire trois têtes de rotations sur 3 ans).

Comme le montre la Figure 6, pour une même région agricole, les types de successions culturales évoluent au le temps.

Figure 5 : Types de successions culturales par région agricole (Source : SIGEC)

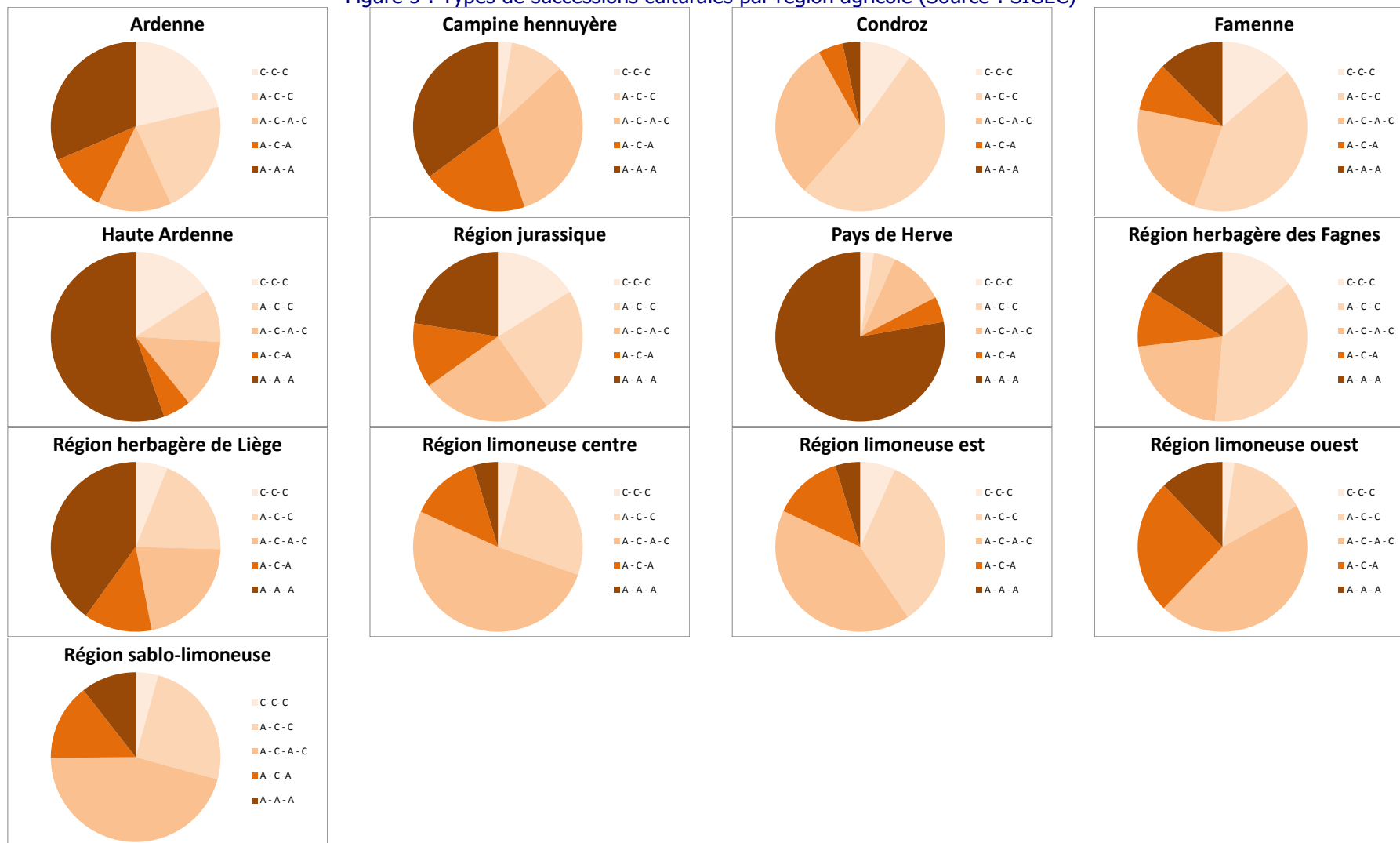
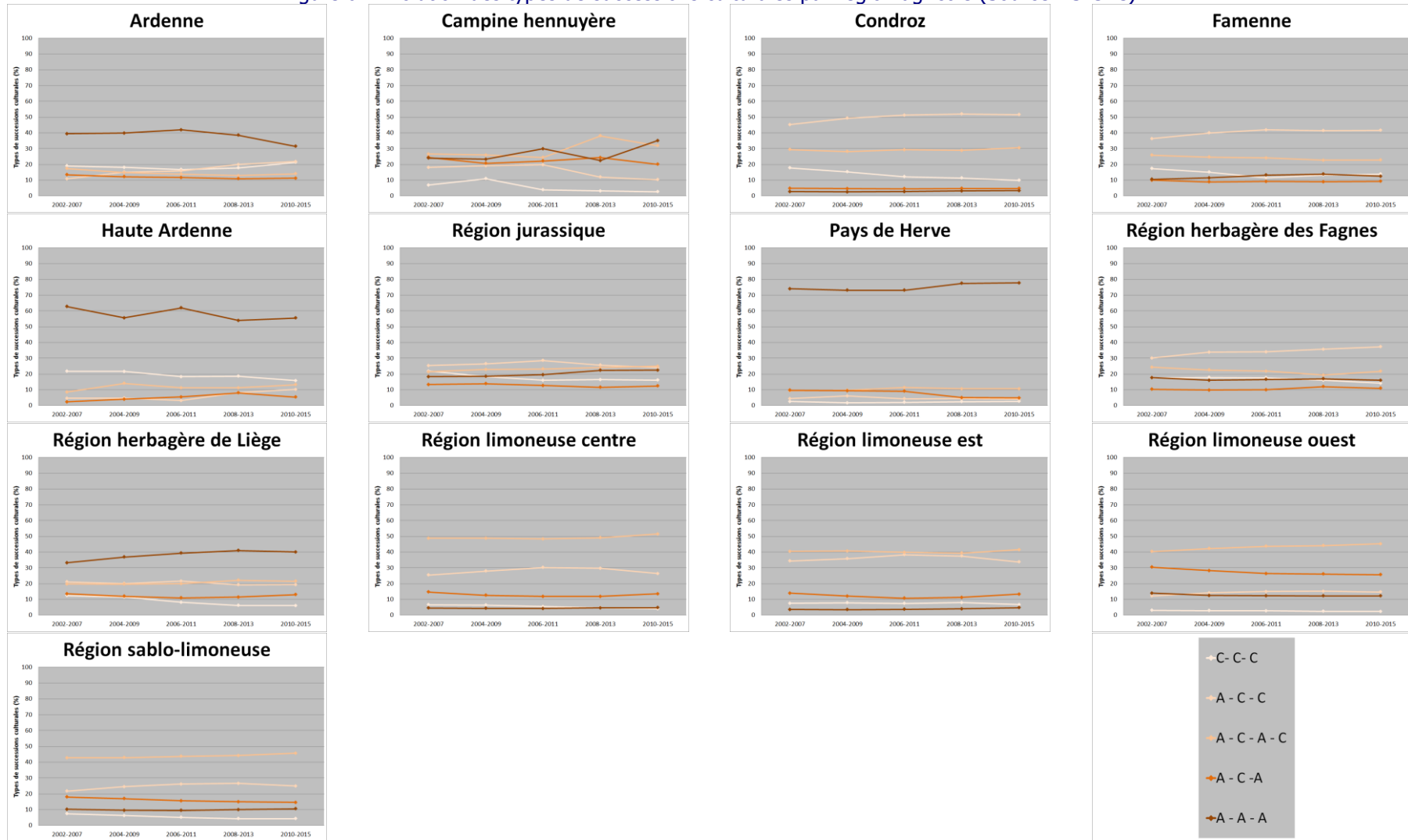


Figure 6 : Evolution des types de successions culturelles par région agricole (Source : SIGEC)





Une fois les principaux types de successions culturales identifiés, il est nécessaire de déterminer quelles cultures les composent. Pour ce faire, un programme a été développé afin de combiner les SIGEC sur 3 ou 4 ans et d'en extraire, pour chaque région agricole les principales successions culturales de chaque type ainsi que leur importance respective. Un exemple des rotations ainsi identifiées est présenté au Tableau 4.

Tableau 4 : Successions culturales identifiées au sein d'une région agricole. Exemple pour la Région limoneuse est en 2015

Succession culturale	Importance
B – F – P – F	10.69 %
B – F – L – F	10.07 %
B – F – F	9.15 %
M – E – L	8.70 %
P – F – F	7.88 %
P – F – L – F	7.33 %
B – F – E	7.22 %
L – F – F	6.21 %
Ep – Ep – Ep	5.9 %
B – F – Ch – F	5.32 %
M – E – Ch	4.60 %
P – F – Ch – F	3.87 %
Ch – F – F	3.29 %
L – L – L	3.11 %
L – F – L – F	2.75 %
Ch – Ch – Ch	1.64 %
Ch – F – Ch – F	1.45 %
J – J – J	0.82 %

B : Betterave ; Ch : Chicorée ; E : Escourgeon ; F : Froment ; L : Lin ; M : Maïs ; P : Pomme de terre ; Ep : Epeautre ; J : Jachère.

Dans certaines régions agricoles, ces successions culturales côtoient des successions un peu particulières dans lesquelles les grandes cultures alternent avec de la prairie temporaire : la prairie temporaire pouvant représenter une part non négligeable de la superficie cultivée (Figure 7).

Jusqu'à présent, faute de données pertinentes, ces successions n'avaient pu être prises en compte dans la modélisation.

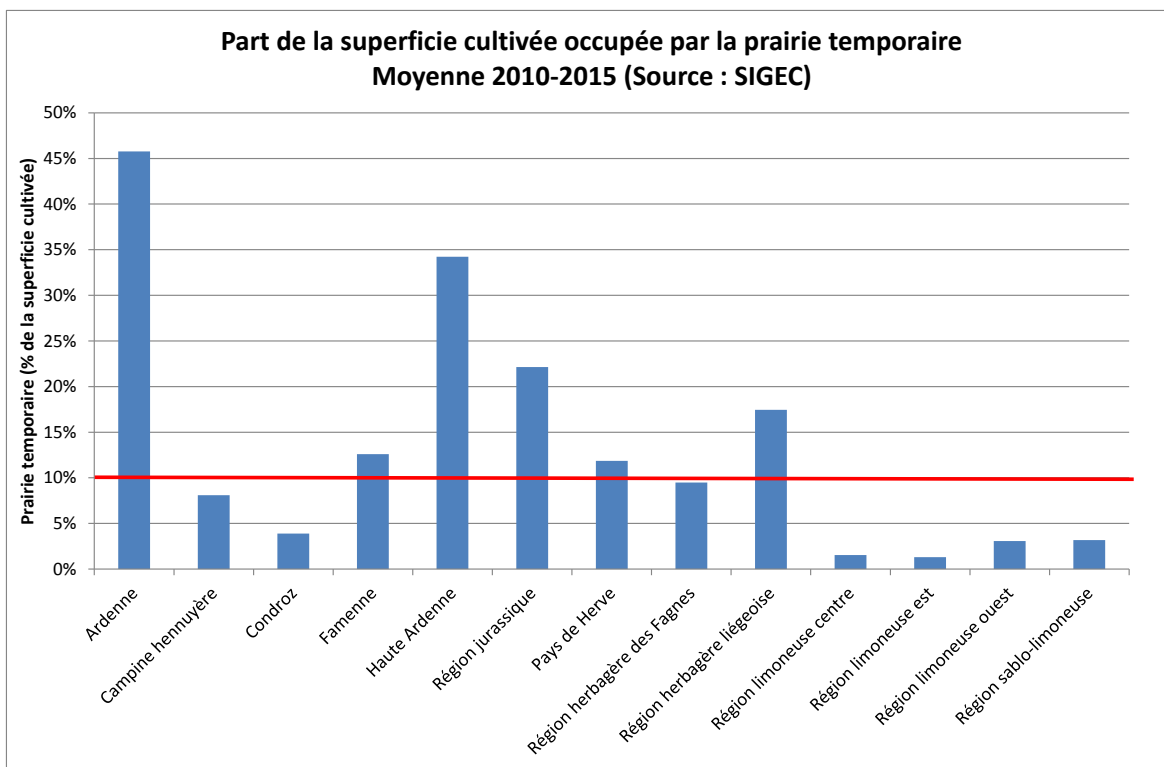


Figure 7 : Part de la superficie cultivée occupée par la prairie temporaire - Moyenne 2010-2015 (Source : SIGEC)

Les données permettant d'inclure la prairie temporaire dans les successions culturelles étant à présent disponibles, celle-ci sera prise en compte dans les régions agricoles où elle occupe une part significative de la superficie cultivée. Le seuil de 10% de la superficie cultivée a été retenu. Les régions agricoles concernées sont l'Ardenne, la Famenne, la Haute Ardenne, la Région jurassique, le Pays de Herve et la Région herbagère de Liège.

La prairie temporaire est implantée pour une durée limitée qui peut aller de 6 mois à 5 ans selon les espèces choisies. En Wallonie, au niveau légal, après 5 ans, une prairie temporaire devient permanente. La détermination des successions culturelles incluant de la prairie temporaire est réalisée en 2 étapes :

- par pas de 6 ans, identification de la fréquence de la prairie temporaire dans la rotation (Figure 8). Les successions culturelles pour lesquelles la prairie temporaire est présente moins de 3 ans sur 6 ne sont pas prises en considération, ces superficies seront associées aux rotations classiques « sans prairie temporaire ».

5 années sur 6	:	PR - PR - PR - PR - PR - X
4 années sur 6	:	PR - PR - PR - PR - X - X
3 années sur 6	:	PR - PR - PR - X - X - X
Moins de 3 années sur 6	:	X - X - X

avec PR : prairie temporaire  
X : culture

- identification des principales successions culturelles de chaque type

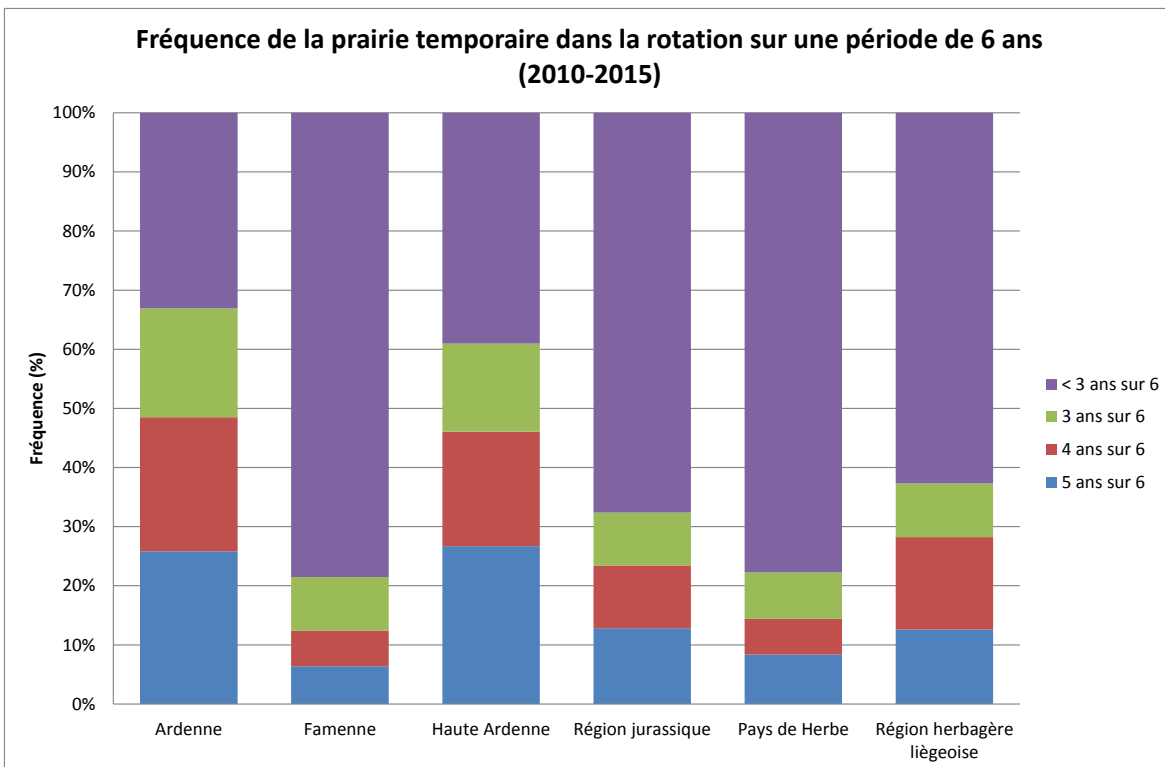


Figure 8 : Fréquence de la prairie temporaire dans la rotation sur une période de 6 ans (2010-2015)

### **3.2.1 Apports de fertilisants organiques**

La méthodologie utilisée pour déterminer les apports azotés sous forme organique est identique à celle utilisée précédemment (Sohier, 2011). La périodicité de calcul a cependant été affinée, le calcul quinquennal des charges en azote organique est remplacé par un calcul annuel, et ce depuis 1980.

La Figure 9 présente un exemple d'évolution des apports d'azote organique sur le domaine agricole.

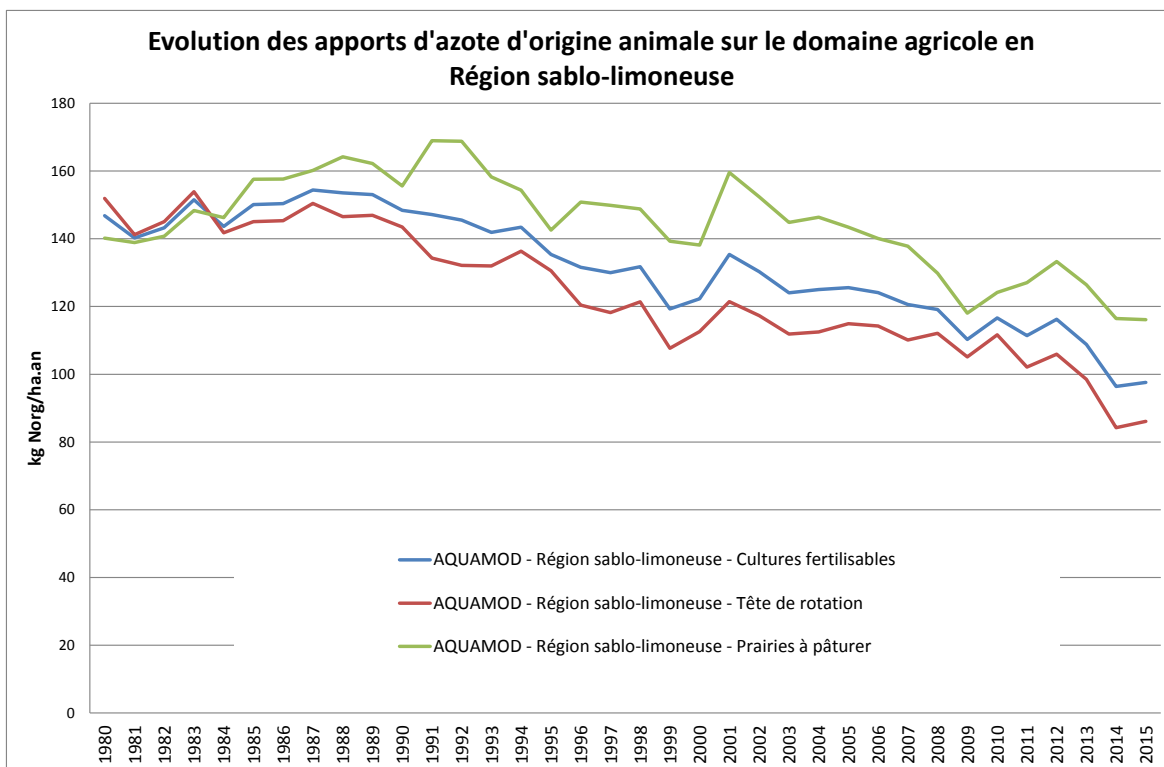


Figure 9 : Evolution des apports d'azote d'origine animale sur le domaine agricole en Région sablo-limoneuse

### 3.2.2 Apports de fertilisants minéraux

Les données utilisées pour retracer, au sein du modèle, l'évolution des fertilisations minérales (azote et phosphore) sur le domaine agricole sont issues des données collectées par la Direction de l'Analyse économique agricole du SPW via son réseau comptable.

Les données fournies sont les apports moyens de fertilisants sur le domaine agricole ainsi que des données pour certaines cultures. Des statistiques sont calculées pour les cultures pour lesquelles le nombre d'observations est suffisant (en général > 100 exploitations pour la culture concernée, sauf pour les pommes de terre, entre 50 et 100 exploitations). Il s'agit des cultures suivantes : froment d'hiver, épeautre, orge d'hiver (escourgeon), betteraves sucrières, maïs (ensilage ou grain), pommes de terre (hors plants), prairies permanentes et prairies temporaires.

Les statistiques sont calculées par « super région » ; une « super région » étant un regroupement de régions agricoles présentant potentiellement des habitudes de travail identiques. La Région wallonne est divisée en quatre « super régions » : la zone culture (région limoneuse et région sablo-limoneuse), le Condroz, la zone herbagère laitière (région herbagère de Liège, région herbagère des Fagnes et Haute Ardenne) et la zone herbagère viande (Ardenne, Famenne et région jurassique).

Le calcul de l'utilisation moyenne pour la région wallonne s'opère en réalisant une pondération entre les quatre « super régions » agricoles. La pondération prend en compte l'importance relative des superficies de la culture considérée dans chaque « super région ».

La Figure 10 présente l'évolution des apports minéraux par culture, par « super région » et pour la Région wallonne.

On notera que, pour les cultures de betteraves et de pommes de terre, il y a très peu d'observations pour les zones herbagère laitière et viandeuse. On constate d'ailleurs que, pour ces cultures et ces « super régions », les valeurs de fertilisation évoluent fortement d'une année à l'autre. Les valeurs indiquées sont donc à prendre avec précaution. Toutefois, étant donné le peu de superficie de ces cultures dans ces régions, l'impact sur la valeur moyenne pondérée est négligeable.

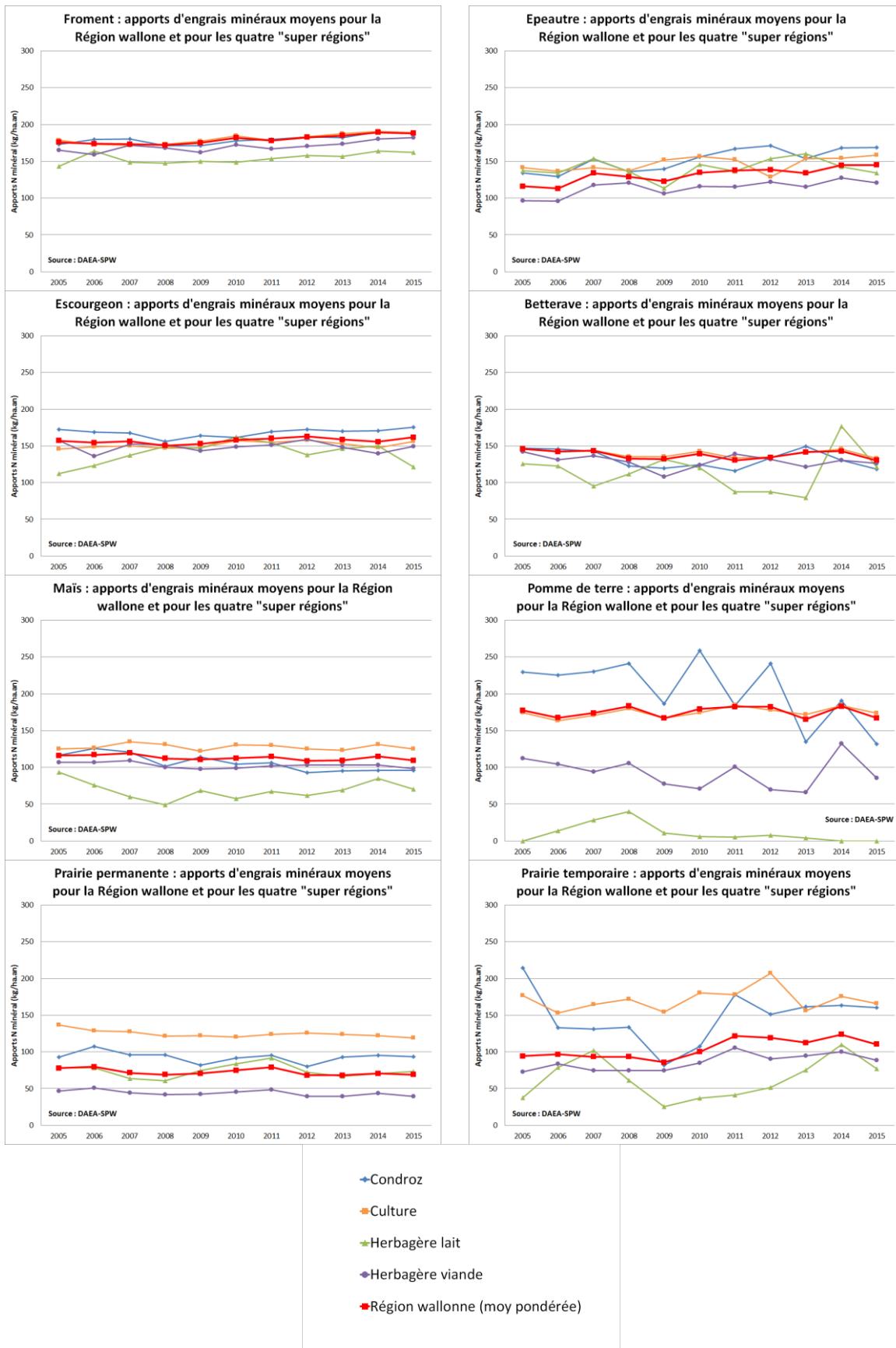


Figure 10 : Evolution des apports d'engrais minéraux par culture (Source : DAEA-SPW)

### **3.2.3 Groupe de Travail « Pratiques agricoles »**

#### *3.2.3.1 Introduction*

Le SIGEC ainsi que les statistiques régionales mises à notre disposition ont permis d'affiner la base de données relative aux pratiques agricoles du modèle EPICgrid. Cependant, il est clair que certaines pratiques pourraient encore être mieux appréhendées sur base de l'avis d'experts.

Différentes problématiques doivent être abordées, comme :

- la gestion de la prairie temporaire ;
- les modalités d'application des fertilisants organiques (cultures cibles, période d'épandage,...) ;
- la conduite des cultures bio ;
- les apports de fertilisants minéraux (apports par culture, fractionnement, ...) ;
- ...

Pour identifier les pratiques agricoles à modéliser dans ces situations, nous avons proposé lors du deuxième Comité de Pilotage, la création d'un groupe de travail « pratiques agricoles » ; celui-ci ayant pour objet de fournir des informations techniques sur la conduite de certaines cultures ou rotations qui peuvent être pris en compte dans la modélisation agro-hydrologique mais qui ne sont pas formalisés à ce jour dans les bases de données régionales.

Par ailleurs, la réalisation de simulations prospectives requiert de poser des hypothèses quant à l'évolution future des pratiques agricoles (évolution du rapport cultures prairies, types de cultures, techniques culturales (travail du sol, fertilisations,...), agriculture biologique, agroforesterie,...) ; l'objectif étant de voir si les échanges entre les différents membres du groupe permettent de faire émerger un ou plusieurs « futurs possibles » des pratiques agricoles wallonnes.

En concertation avec le Comité de Pilotage, les personnes/associations suivantes ont été sollicitées et ont accepté de prendre part à ce groupe de travail :

- PROTECT'eau : Dimitri Vouez et collaborateurs des centres extérieurs (David Dos Santos, Mostafa Khalidi, Pascale Picron et Christel Houtet) ;
- Fourrages Mieux : Pierre Luxen ;
- Centre de Michamps : Richard Lambert ;
- CRA-W : Bernard Watillon ;
- IRBAB asbl (Institut Royal Belge pour l'Amélioration de la Betterave asbl) : Françoise Vancutsem ;
- APPO asbl (Association pour la promotion des protéagineux et des oléagineux) : Christine Cartrysse ;
- CIPF (Centre indépendant de promotion fourragère asbl) : Guy Foucart ;

- Professeur Bernard Bodson (expert « grandes cultures ») ;
- Professeur Marc Dufrêne ;
- la Direction de l'Analyse économique agricole du SPW : Jean-Marie Marsin ;
- l'AWAC (Agence wallonne de l'air et du climat) : Julien Hoyaux ;
- le professeur Philippe Baret ;
- FIWAP (Filière wallonne de la pomme de terre) : Pierre Lebrun et Daniel Ryckmans ;
- l'ASBL GREENOTEC (Groupement de Recherche sur l'Environnement et d'Etude de Nouvelles Techniques Culturelles) : Maxime Mercier et Simon Dierickx ;
- Christian Mulders (SPW) ;
- Biowallonie : Philippe Grogna.

### *3.2.3.2 Première réunion du GT*

La première réunion du groupe de travail « pratiques agricoles » s'est tenue le 14 décembre 2017. Ont participé à cette réunion, Mmes et Mrs :

- Abras Morgan, CRA-W
- Bodson Bernard, GxABT, ULiège
- Cartrysse Christine, APPO
- Degré Aurore, GxABT, ULiège
- Dierickx Simon, Greenotec
- Hendrickx Charles, SPW, DGO3, DEE
- Herman Jean-Luc, CRA-W
- Hoyaux Julien, AWAC
- Khalidi Mostafa, Protect'Eau
- Lambert Richard, UCL, Centre de Michamps
- Merchier Maxime, Greenotec
- Miserque Olivier, SPW, DEAE
- Mulders Christian, SPW, DGO3, DEE
- Oost Jean-François, CIPF
- Sohier Catherine, GxABT, ULiège
- Sylvestre Patrick, Biowallonie
- Ver Eecke Pierre, FIWAP



- Weickmans Bernard, CRA-W

Ne pouvant être présents, plusieurs personnes ont néanmoins marqué leur intérêt pour participer à la réflexion menée. Ces personnes seront recontactées afin de prendre en compte leur expertise.

Afin de permettre de mener la réflexion, la réunion s'est appuyée sur un système de questionnaire en ligne.

Les thématiques abordées sont les suivantes :

- la fertilisation organique ;
- la fertilisation minérale ;
- les cultures bio ;
- la gestion de la prairie temporaire ;
- les pratiques agricoles futures.

Plusieurs questions ont été posées aux participants pour chaque thématique. Les résultats ont été présentés et discutés.

### **3.3 Mise à jour de la base de données météorologiques**

#### ***3.3.1 Introduction***

Jusqu'au début de la Subvention AQUAMOD, les données fournies par l'IRM étaient des données ponctuelles enregistrées aux différentes stations de mesure réparties sur le territoire wallon. Au cours de ces dernières années, l'IRM a réalisé un travail de spatialisation de ses données. L'IRM diffuse dorénavant ces dernières sous forme de grilles ayant une discrétisation spatiale de 5 km x 5 km (Figure 11).

Les 6 paramètres journaliers nécessaires au modèle EPICgrid (précipitations, température minimale et maximale, rayonnement solaire, vitesse du vent et humidité relative) sont disponibles sous le nouveau format pour l'entièreté de la période de simulation (1961-2016).

L'introduction de ces données dans le modèle EPICgrid a nécessité le développement d'une interface afin de les rendre compatibles avec le maillage utilisé par le modèle (1 km x 1km). Cette interface a permis de reconstruire les bases de données sur l'entièreté de la période de simulation.

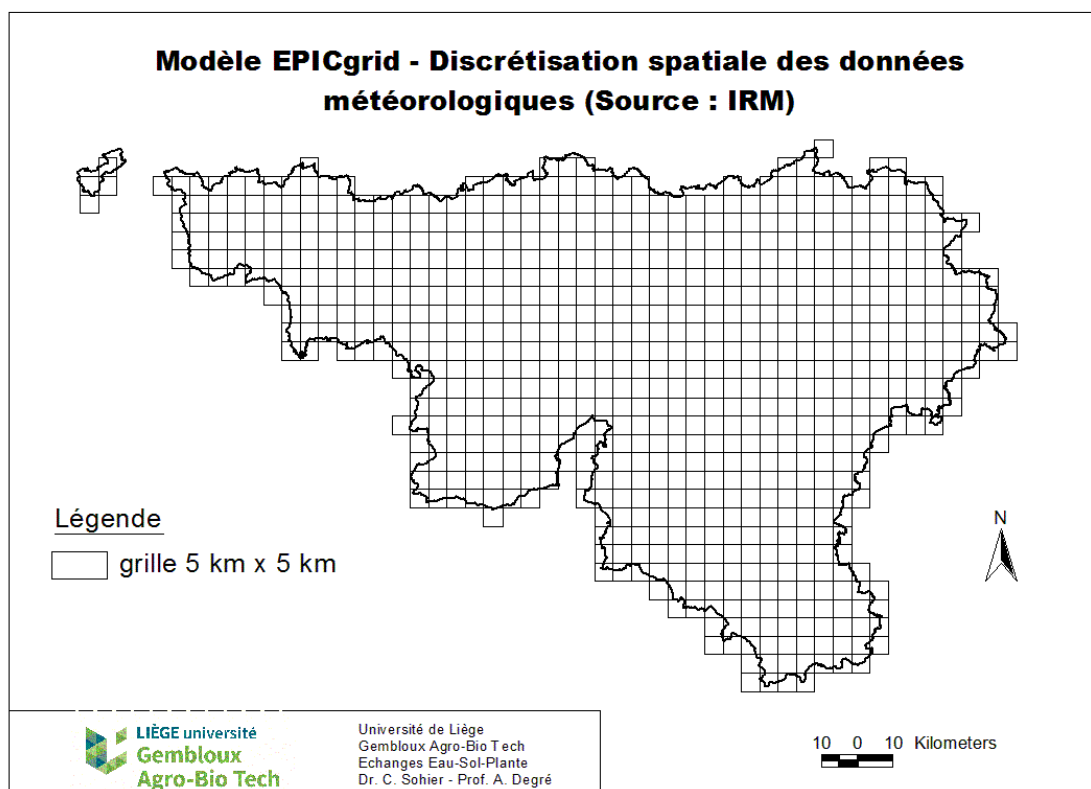


Figure 11 : Modèle EPICgrid – Discrétisation spatiale des données météorologiques (Source : IRM)

## 4 Tests et validation de routine

### 4.1 Introduction

Chaque nouveau développement apporté au modèle nécessite de réaliser un certain nombre de tests afin de d'assurer que celui-ci n'altère pas la qualité des simulations réalisées précédemment.

Ainsi, la modification de la structure de la base de données météorologiques a nécessité une validation des bilans hydrologiques et des débits simulés par le modèle.

D'autres tests plus ponctuels ont été réalisés tout au long des développements apportés au modèle au cours de la Subvention.

### 4.2 Validation des bilans hydrologiques et des débits simulés

#### 4.3 Introduction

Les données météorologiques constituent une entrée fondamentale de tout modèle hydrologique. La modification de la base de données météorologiques qui alimente le modèle EPICgrid nécessite de vérifier les performances du modèle.

L'analyse des performances du modèle a porté sur ses aptitudes à simuler les bilans hydrologiques ainsi que les débits de différents bassins versants de la Région wallonne.

Cette démarche permettra également d'évaluer les performances du modèle pour les dernières années de simulation (les dernières validations des bilans hydrologiques et des débits ayant été réalisées pour l'année 2010).

#### 4.4 Bilans hydrologiques

Les termes du bilan hydrologique annuel par bassin sont traditionnellement répartis de la façon suivante pour une période donnée :

(1) Somme des Précipitations - (2) Somme des évapotranspirations réelles = (3) Somme des débits de cours d'eau + (4) Variation de stock entre le début et la fin de la période considérée + (5) Exportations hors du bassin versant.

Sur la base pluriannuelle, le terme (4) de la relation ci-dessus peut être négligé.

La validation du bilan hydrologique peut être réalisée à travers la comparaison des coefficients d'écoulement observés et simulés qui se calculent comme suit :

$$CE_{sim} = (P - ETR) / P \quad \text{avec } CE_{sim} \quad : \quad \text{coefficient d'écoulement simulé}$$
$$P \quad : \quad \text{précipitations (mm/an)}$$
$$ETR \quad : \quad \text{évapotranspiration réelle (mm/an)}$$

$$CE_{obs} = Q / P \quad \text{avec } CE_{obs} \quad : \quad \text{coefficient d'écoulement observé}$$

Q : débits observés (mm/an)  
P : précipitations (mm/an)

Pour un bassin donné, la différence entre coefficients d'écoulement observé et simulé relève soit d'échanges entre bassins soit de la précision de la modélisation. La performance du modèle quant à la simulation des coefficients d'écoulement peut être évaluée en étudiant la tendance qui se dégage lors de la mise en relation des coefficients d'écoulement observés et simulés d'un grand nombre de bassins. Le coefficient angulaire de la droite de régression entre coefficients d'écoulement observés et simulés doit donc tendre vers 1.

Les coefficients d'écoulement observés et simulés ont été calculés pour 64 bassins versants situés en Région wallonne. Ces bassins sont ceux sélectionnés par Gailliez (Gailliez, 2013) dans sa thèse. Les stations de mesure ont été sélectionnées en fonction des critères suivants :

- l'homogénéité des données ;
- une faible amplitude de l'extrapolation de la courbe de tarage pour les faibles débits ;
- aucune perturbation du débit du cours d'eau par la présence de barrage permettant un soutien du débit d'étiage ;
- l'absence de végétation aquatique durant la période estivale ;
- la durée de l'historique.

La Figure 12 et la Figure 13 présentent, pour les 64 bassins, les coefficients moyens d'écoulement observés et simulés, calculés sur le nombre d'années de données disponibles, obtenus respectivement avec l'ancienne base de données météorologiques et avec la nouvelle base de données météorologiques. Dans les deux cas, la courbe de tendance entre coefficients d'écoulement observés et simulés est très proche de la bissectrice des axes. L'écart moyen est de 4% avec l'ancienne base de données météorologiques ; il est réduit à 2% avec la nouvelle base de données. Le coefficient de corrélation est également meilleur avec la nouvelle base de données météorologiques.

En ce qui concerne les bilans hydrologiques, la modification des données météorologiques n'a donc pas introduit de biais global dans la modélisation. La qualité des simulations a même été légèrement améliorée, à l'échelle globale.

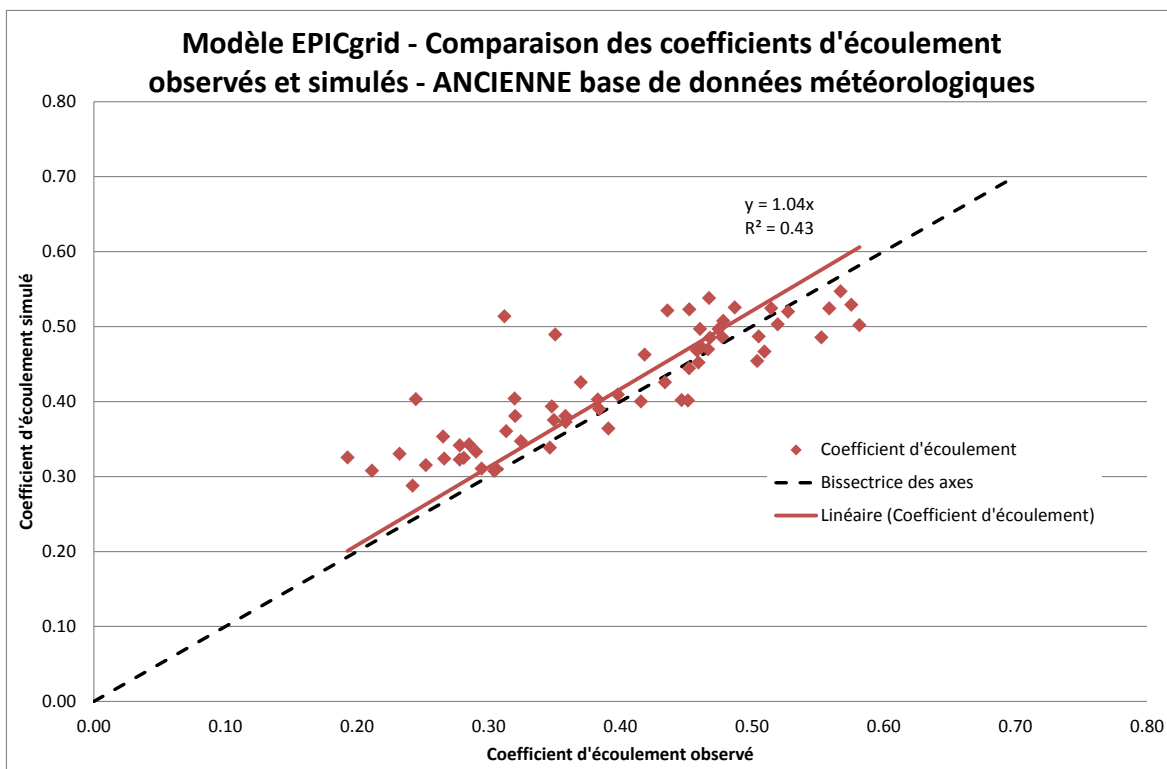


Figure 12 : Modèle EPICgrid – Comparaison des coefficients d'écoulement observés et simulés – ANCIENNE base de données météorologiques

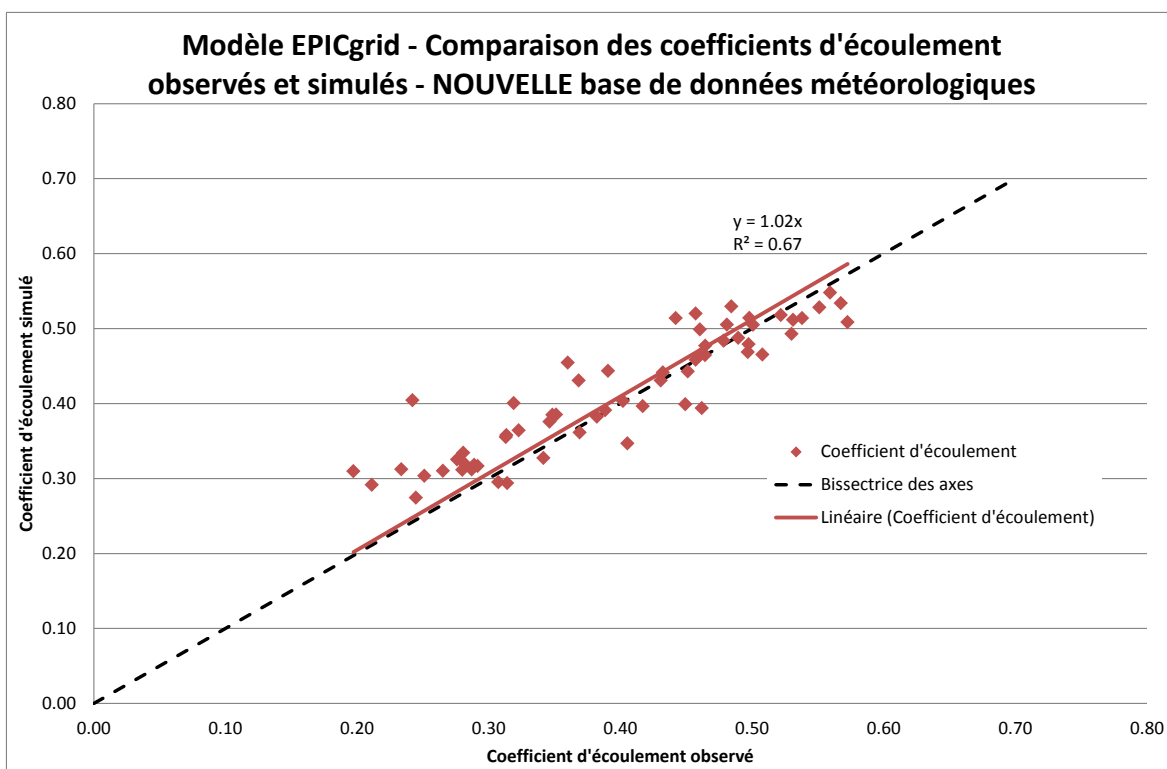


Figure 13 : Modèle EPICgrid – Comparaison des coefficients d'écoulement observés et simulés – NOUVELLE base de données météorologiques

## 4.5 Débits journaliers

### 4.5.1 Introduction

Le modèle EPICgrid n'a pas été développé avec pour finalité de simuler le débit des cours d'eau. Le modèle EPICgrid simule les différents flux vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface mais n'inclut pas de modules de transfert au sein des eaux de surface et des eaux souterraines.

Les débits présentés ci-après sont obtenus via l'utilisation de fonctions de transfert simplifiées et permettent ainsi d'analyser plus finement la dynamique de la modélisation.

### 4.5.2 Bassins versants étudiés

L'analyse des performances du modèle quant à la simulation des débits journaliers a été réalisée pour un certain nombre de bassins. Etant donné l'utilisation de fonction de transfert simplifiées, les bassins versants sélectionnés sont des bassins versants pour lesquels le débit de base est peu important et le régime de vidange des nappes peu influencé par des exportations d'eau importantes. Les bassins ont également été sélectionnés de manière à couvrir un ensemble varié de contextes pédo-climatiques et un large éventail de superficies. Les bassins retenus sont :

- la Mehaigne à Upigny (17 km<sup>2</sup>) ;
- l'Hermeton à Hastière (166 km<sup>2</sup>) ;
- la Thyria à Thy-le-Château (50 km<sup>2</sup>) ;
- la Lesse à Gendron (1284 km<sup>2</sup>) ;
- l'Ourthe à Erneville (270 km<sup>2</sup>), à Tabreux (1615 km<sup>2</sup>) et à Sauheid (2910 km<sup>2</sup>) ;
- le Ruisseau d'Ancre à Ghoy (77 km<sup>2</sup>) ;
- la Senne à Tubize (215 km<sup>2</sup>).

### 4.5.3 Résultats des simulations

L'évaluation de la correspondance entre débits observés et débits simulés peut se faire à travers l'utilisation de critères statistiques. Le critère statistique retenu pour comparer les débits journaliers observés et simulés est le coefficient de détermination qui est calculé comme suit :

$$R^2 = \frac{cov^2(O,P)}{S_P^2 \cdot S_O^2} \quad \text{avec} \quad cov(O,P) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})$$
$$S_P^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2$$
$$S_O^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2$$

La Figure 14 présente les coefficients de détermination annuels établis sur les débits observés et simulés pour les différents bassins versants retenus. Pour tous les bassins et pour toutes les années, ceux-ci sont supérieurs à 0.75 ; la simulation des débits journaliers par le modèle EPICgrid s'avère très satisfaisante.

La base de données météorologiques (ancienne ou nouvelle) a relativement peu d'influence sur les coefficients de détermination établis entre débits journaliers observés et simulés. Ces derniers sont quelque peu améliorés du fait de l'introduction de la nouvelle base de données météorologiques.

A titre exemplatif, la Figure 15 et la Figure 16 présentent 2 séquences de débits journaliers observés et simulés avec la nouvelle base de données météorologiques, respectivement pour l'Hermeton à Hastière (année 2016) et pour la Lesse à Gendron (année 2016).



Figure 14 : Modèle EPICgrid – Coefficients de détermination établis entre débits journaliers observés et simulés



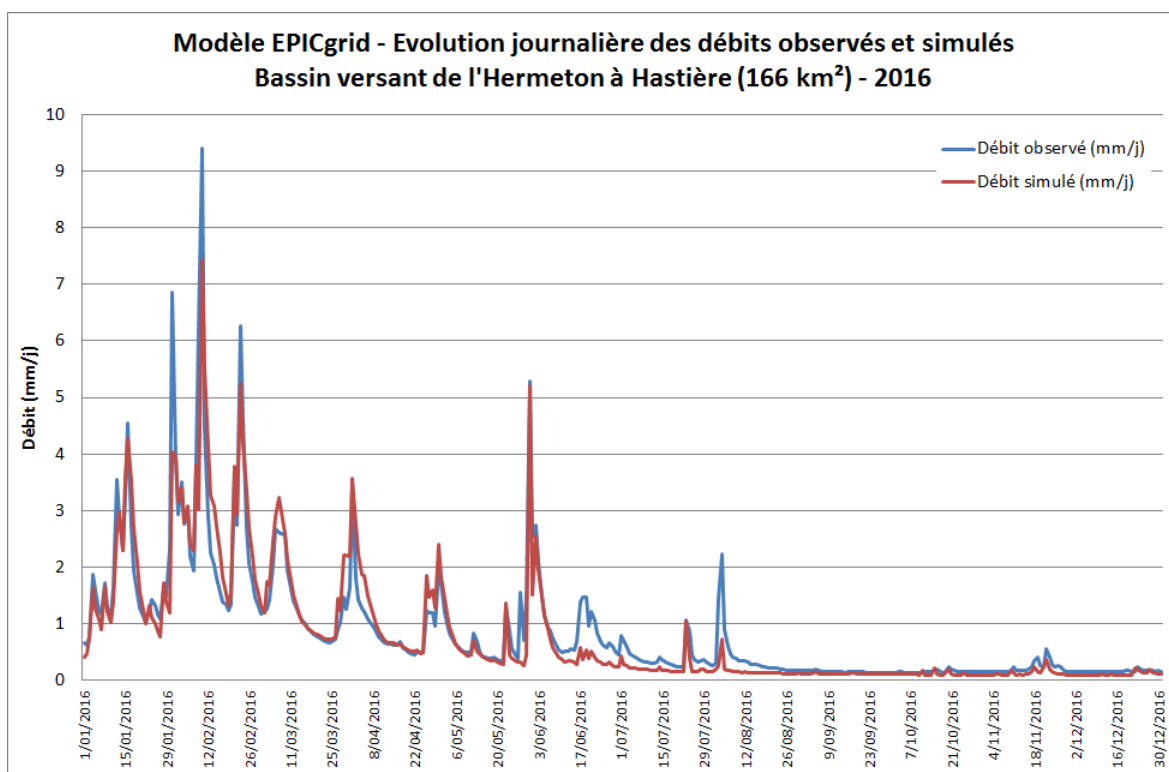


Figure 15 : Modèle EPICgrid – Evolution journalière des débits observés et simulés – Bassin versant de l’Hermeton à Hastière (166 km<sup>2</sup>) – 2016

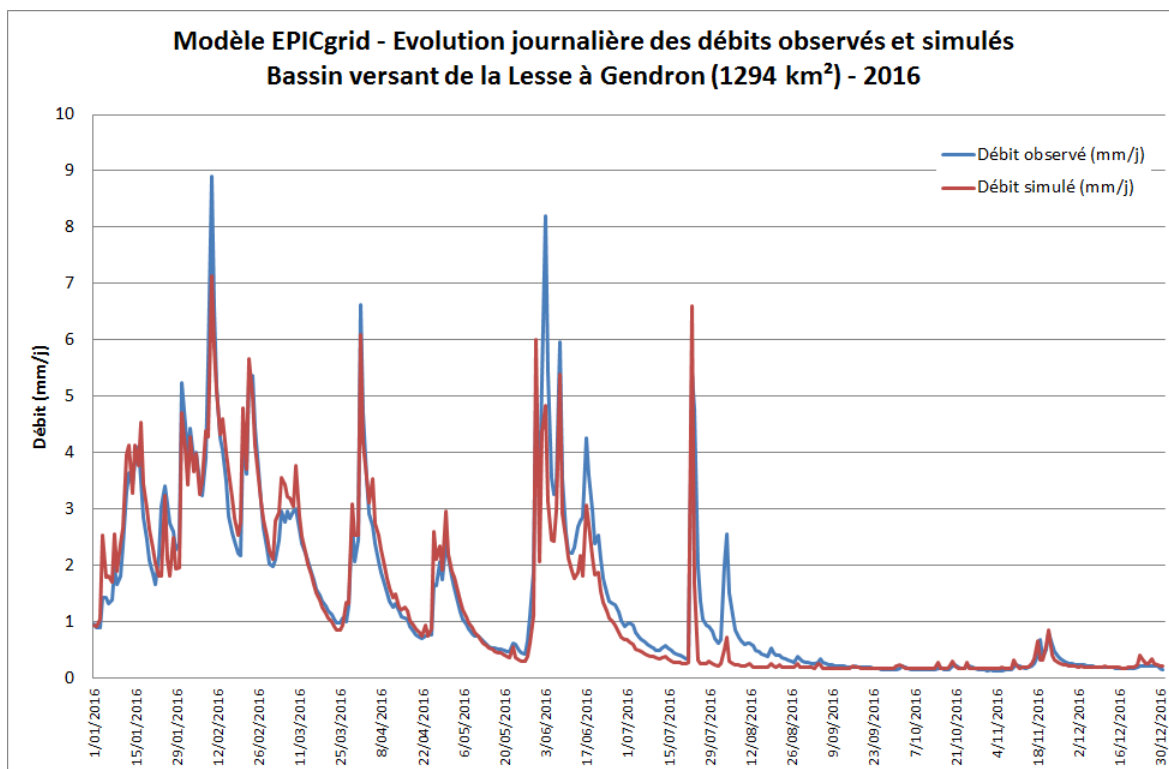


Figure 16 : Modèle EPICgrid – Evolution journalière des débits observés et simulés – Bassin versant de la Lesse à Gendron (1294 km<sup>2</sup>) – 2016

## 5 Balance en phosphore des sols agricoles en Wallonie

### 5.1 Introduction

Lors d'une précédente convention entre le SPW et l'Université de Liège (Gx-ABT) (Sohier et Degré, 2016), des développements ont été apportés au modèle EPICgrid afin de simuler les flux de phosphore au sein du système eau-sol-plante. Le modèle a été paramétrisé, calibré et validé sur base notamment des données CONTASOL (Piazzalunga et al., 2012) et REQUASUD (Colinet et al., 2005 ; Genot et al., 2012).

Les développements apportés au modèle EPICgrid ont permis de simuler de manière tout-à-fait satisfaisante la teneur en phosphore des sols tant sous cultures que sous prairies permanentes. Un exemple de résultats est présenté à la Figure 17 et à la Figure 18. La Figure 17 présente la répartition spatiale des teneurs en phosphore des sols sous cultures établie sur base des observations récoltées par REQUASUD entre 2003 et 2008. La Figure 18 présente la même cartographie sur base des résultats du modèle EPICgrid. La comparaison entre ces deux Figures montre que la distribution spatiale des teneurs en phosphore des sols sous cultures est bien représentée par le modèle.

Sur cette base, le modèle EPICgrid a été utilisé pour calculer le bilan en phosphore du secteur agricole en Wallonie (Sohier et Degré, 2016).

L'objectif de cette tâche de la Subvention est de mettre à jour ce bilan avec les dernières données disponibles. Les éléments suivants sont abordés :

- bilan général 1980-2019 de la balance en phosphore ;
- bilan par pas de 5 ans de la balance en phosphore du secteur agricole ;

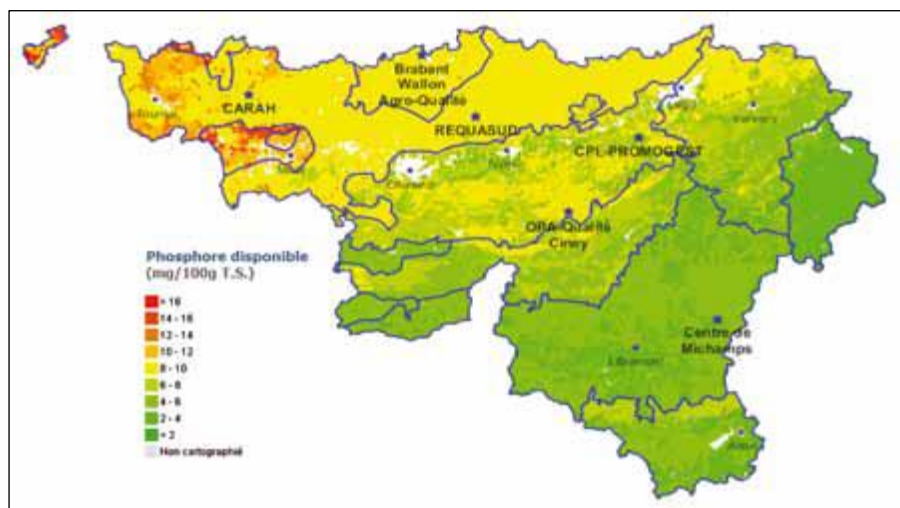


Figure 17 : REQUASUD – Valeur moyenne des teneurs en phosphore des sols sous cultures en Wallonie – période 2003-2008 (Source : Genot et al., 2012)

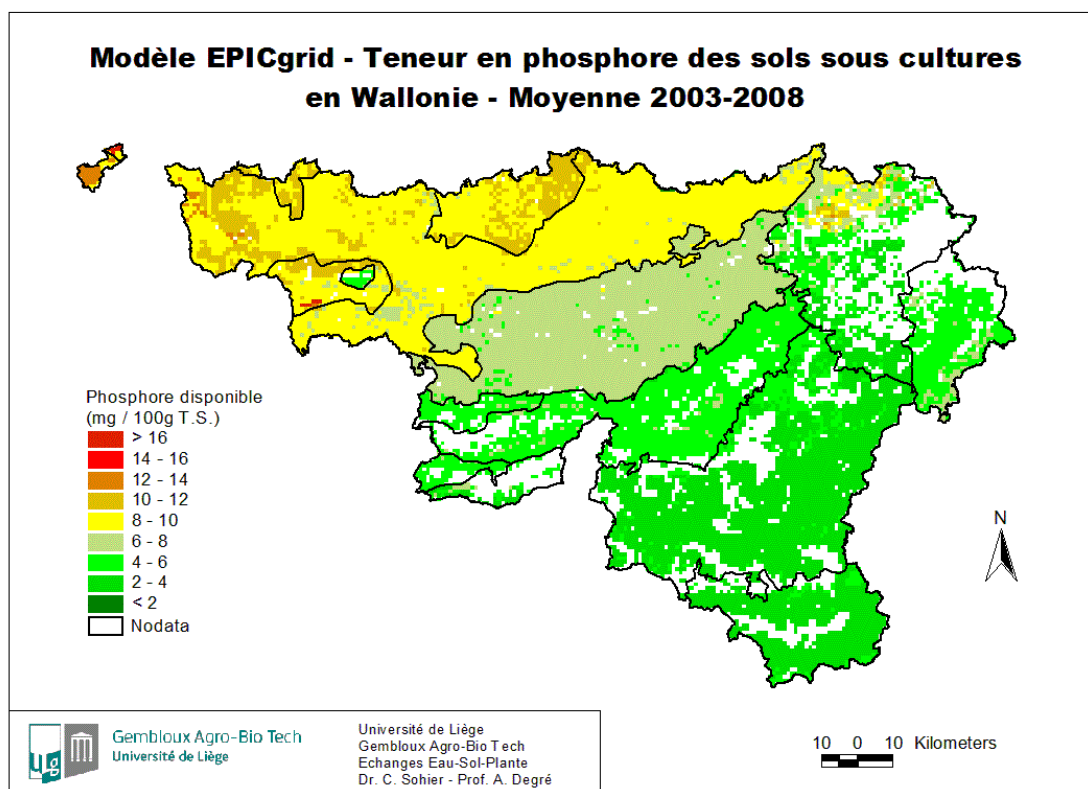


Figure 18 : Modèle EPICgrid – Teneur en phosphore des sols sous cultures en Wallonie – Moyenne 2003-2008 (Source : Genot et al., 2012)

## 5.2 Bilan général 1980-2019

### 5.2.1 Bilan OCDE

L'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques) a développé une série d'indicateurs agro-environnementaux destinés à analyser les interactions entre l'agriculture et l'environnement ainsi que l'impact des changements des politiques agricoles sur l'environnement.

La question de l'utilisation agricole des éléments nutritifs est une problématique environnementale majeure. Un excédent persistant de nutriments signale des risques potentiels pour l'environnement, comme le lessivage de nutriments (qui entraîne une pollution de l'eau potable et une eutrophisation des eaux de surface). Par contre, un déficit persistant en nutriments indique, notamment, un risque de déclin de la fertilité des sols.

Les balances en nutriments telles que calculées par l'OCDE correspondent à la différence entre la quantité totale des intrants pénétrant dans le sol et la quantité d'extrants quittant le sol annuellement, sur la base du cycle du nutriment. Les éléments entrant dans le calcul de la balance en phosphore sont présentés à la Figure 19.

Les principaux intrants en phosphore considérés sont les engrais minéraux et les engrais organiques. Les apports par dépôts atmosphériques ainsi que le phosphore des semences et plants constituent deux postes de moindre importance.

Les exportations de phosphore comprennent le phosphore exporté par la récolte des cultures et des fourrages.

Le bilan entre les entrées et les sorties permet de déterminer les quantités de phosphore excédentaires (voire déficitaires) appliquées aux terres agricoles. Ces quantités de phosphore excédentaires vont soit enrichir le stock en phosphore dans le sol, soit contribuer à la pollution des eaux. Les pertes potentielles de phosphore suivent les voies suivantes :

- pertes dans les rivières et les lacs par ruissellement après de fortes précipitations ;
- pertes par érosion.

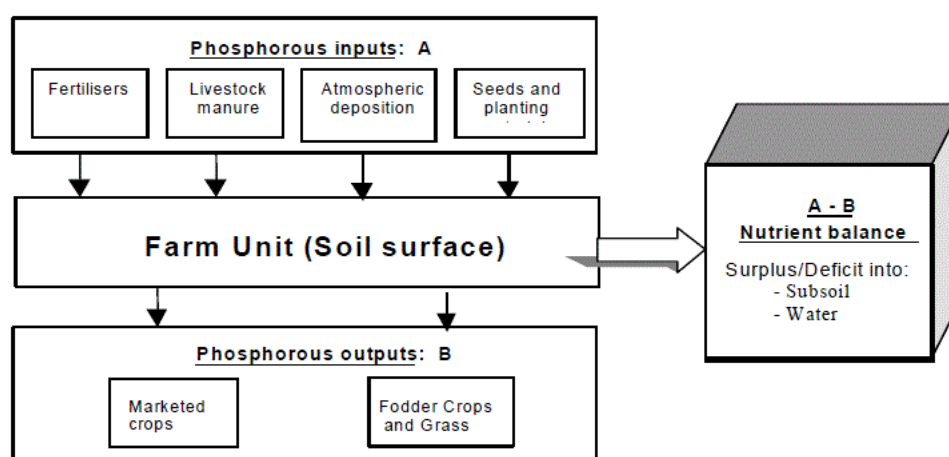


Figure 19 : Principaux éléments entrant dans le calcul de la balance en phosphore (OCDE, 2007)

### 5.2.2 Résultats EPICgrid

La balance en phosphore des sols agricoles wallons a été établie sur base des flux modélisés par EPICgrid.

La Figure 20 présente le bilan général de la balance en phosphore du secteur agricole en Wallonie, établi pour la période de référence 1980-2019. Les engrais minéraux et organiques représentent les principales entrées de phosphore dans le système avec respectivement un apport moyen, pour la période 1980-2019, de 15.7 kt P/an pour les engrais minéraux et de 22.1 kt P/an pour les engrais organiques.

Ce phosphore est utilisé par les végétaux dont la récolte (cultures et fourrages) engendre une exportation de phosphore estimée en moyenne, pour la période 1980-2019, à 35.0 kt P/an.

En moyenne, pour la période 1980-2019, la balance en phosphore du secteur agricole de la Wallonie est légèrement excédentaire ; ce qui constitue une source potentielle de pollution pour l'environnement. Cet excédent se répartit comme suit :

- pertes de phosphore par érosion de 1.0 kt P/an ;
- pertes de phosphore par ruissellement de 0.8 kt P/an ;
- enrichissement des sols de 1.1 kt P/an.

L'enrichissement des sols concerne essentiellement les formes stables du phosphore présent dans le sol.

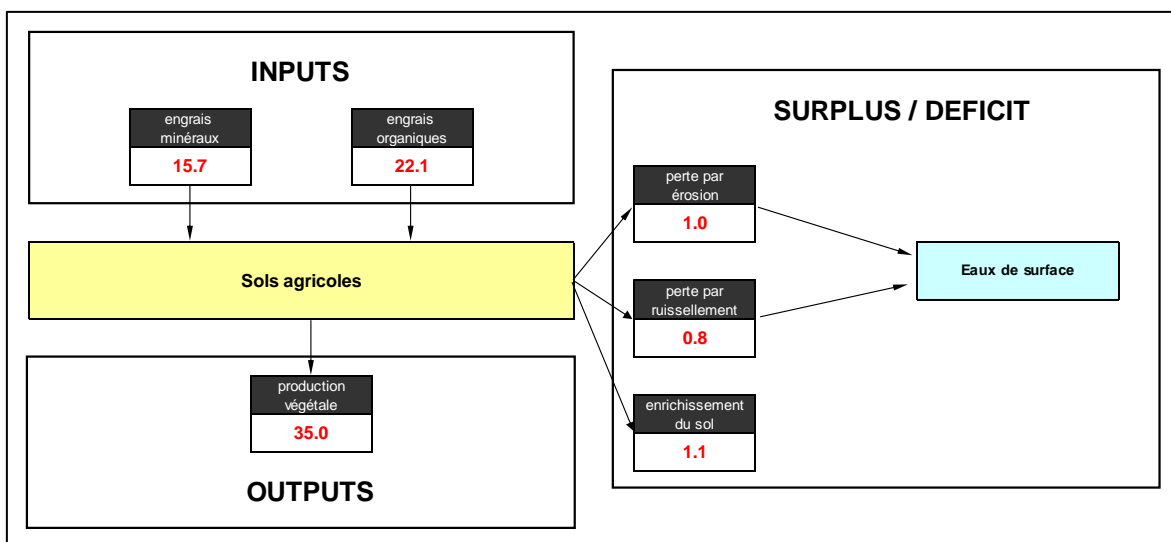


Figure 20 : Modèle EPICgrid – Bilan général 1980-2019 de la balance en phosphore des sols agricoles en Wallonie (flux en kt P/an)

### 5.3 Evolution temporelle de la balance en phosphore du secteur agricole en Région wallonne

#### 5.3.1 Introduction

Les différentes composantes de la balance en phosphore du secteur agricole évoluent au cours du temps. Afin de retracer cette évolution, les simulations EPICgrid sont réalisées sur la période 1971-2019, en tenant compte notamment de l'évolution de la dynamique du secteur agricole (apports d'intrants, types de cultures, ...) et du climat. Les résultats des simulations journalières sont ensuite synthétisés sur base annuelle. Afin de dégager l'évolution temporelle de chaque composante du bilan, les résultats sont présentés ci-après sur une base quinquennale.

### 5.3.2 Entrées

La Figure 21 présente l'évolution temporelle des entrées de phosphore pour les sols agricoles de Wallonie. Les apports de phosphore minéral n'ont cessé de diminuer tout au long de la période passant de 34 kt P/an pour la période 1975-1979 à 5 kt P/an pour la période 2015-2019. Les apports de phosphore organique sont, quant à eux, relativement stables. On observe, à l'échelle de la Wallonie, une légère augmentation des apports de phosphore organique entre le début des années 70' et la fin des années 90'. Depuis cette période, les apports de phosphore sous forme organique sont en léger recul.

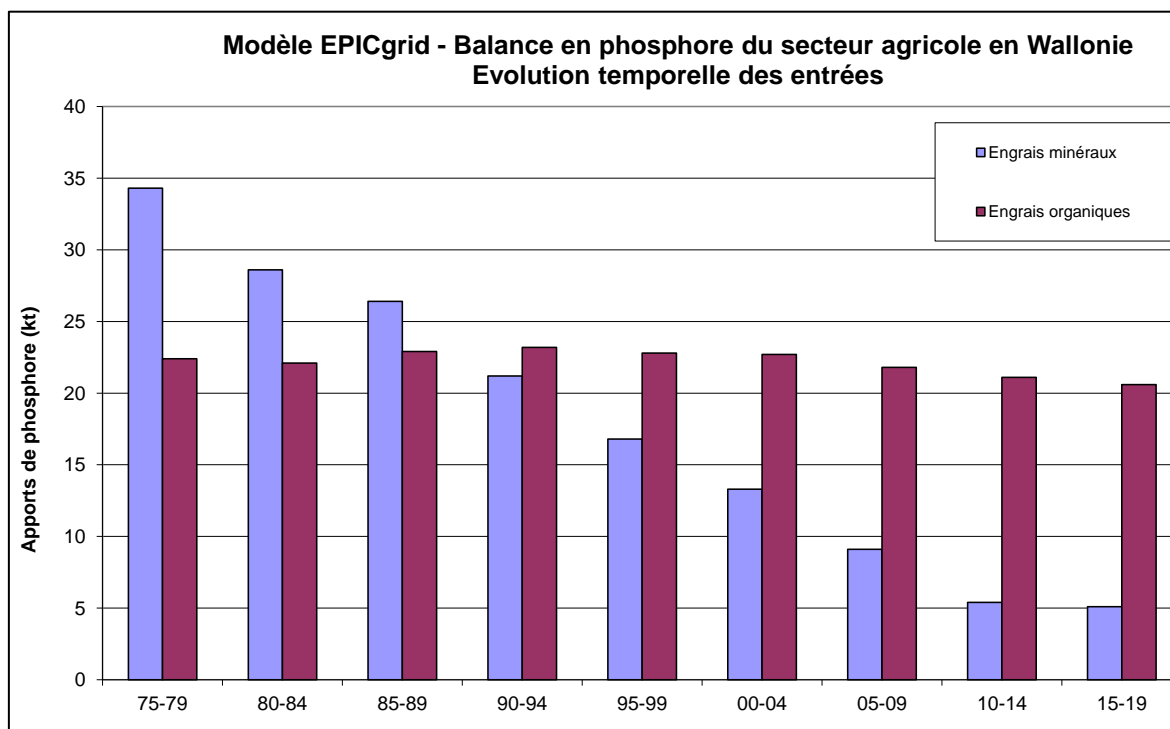


Figure 21 : Modèle EPICgrid – Balance en phosphore du secteur agricole en Wallonie – Evolution temporelle des entrées

### 5.3.3 Sorties

L'évolution temporelle des exportations de phosphore via la récolte des cultures et fourrages est présentée à la Figure 22. Les simulations montrent une augmentation des exportations de phosphore entre les années 70' et le début des années 00' ; les quantités de phosphore exportées passant de 30 kt P/an pour la période 1975-1979 à 38 kt P/an pour la période 2000-2004. Les exportations de phosphore ont ensuite légèrement diminué.

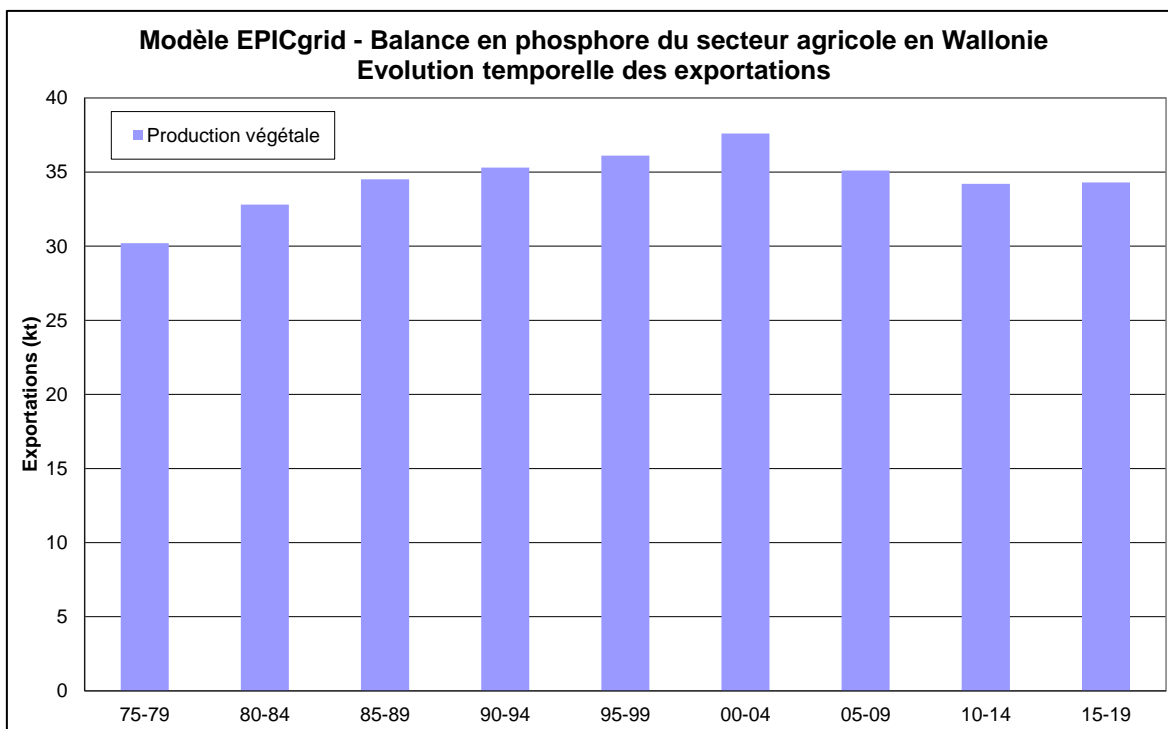


Figure 22 : Modèle EPICgrid – Balance en phosphore du secteur agricole en Wallonie – Evolution temporelle des exportations

### 5.3.4 Surplus / déficit

La Figure 23 présente l'évolution temporelle, établie par pas de 5 ans pour la période 1975-2019, des pertes de phosphore issues du secteur agricole vers les eaux. Les pertes de phosphore, que ce soit par érosion ou par ruissellement ont augmenté entre les périodes 1975-1979 et 1990-1994 pour se stabiliser avant de décroître. Les pertes calculées pour la période 2015-2019 sont les plus faibles depuis le début des années 2000 ; cette tendance doit cependant être confirmée ou infirmée au vu des valeurs futures.

Le statut de la balance en phosphore du secteur agricole de la Wallonie s'est inversé au cours de la période 1975-2019 (Figure 24). Le bilan en phosphore des sols agricoles wallons est passé d'excédentaire (période 1975-1999) à déficitaire (période 2000 à nos jours). Entre les années 70' et les fin des années 90', les sols se sont donc enrichis en phosphore. Depuis le début des années 2000, le stock de phosphore des sols a tendance à diminuer.

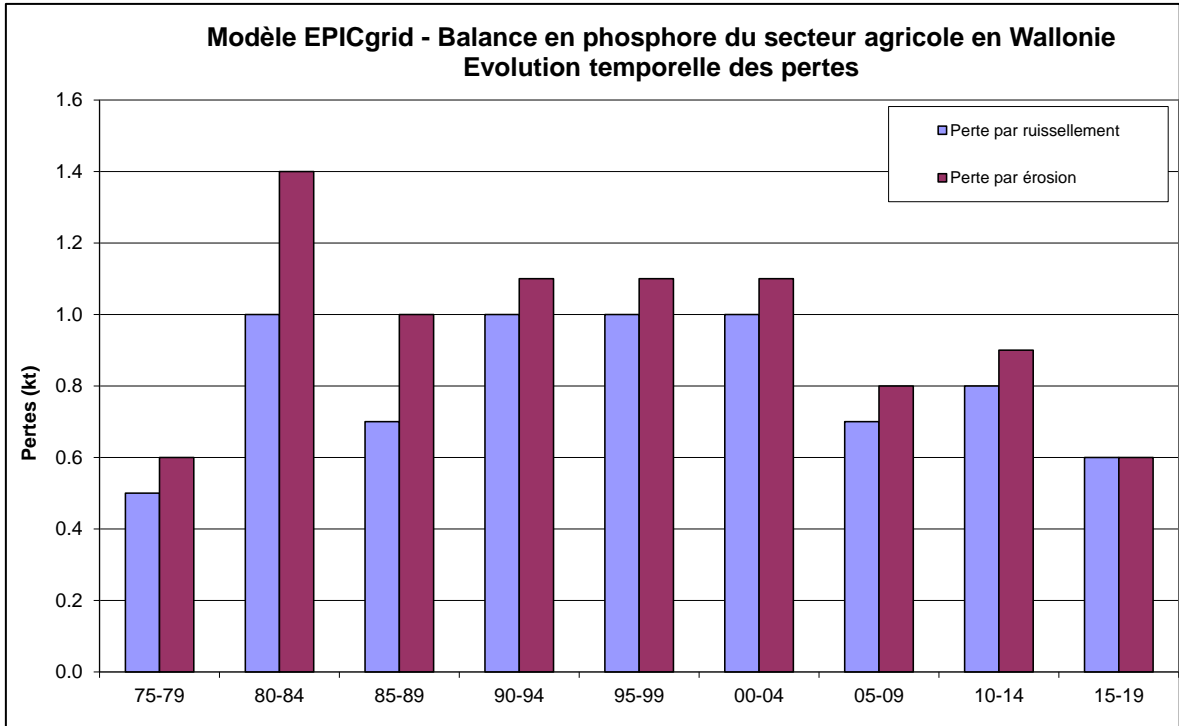


Figure 23 : Modèle EPICgrid – Balance en phosphore du secteur agricole en Wallonie – Evolution temporelle des pertes

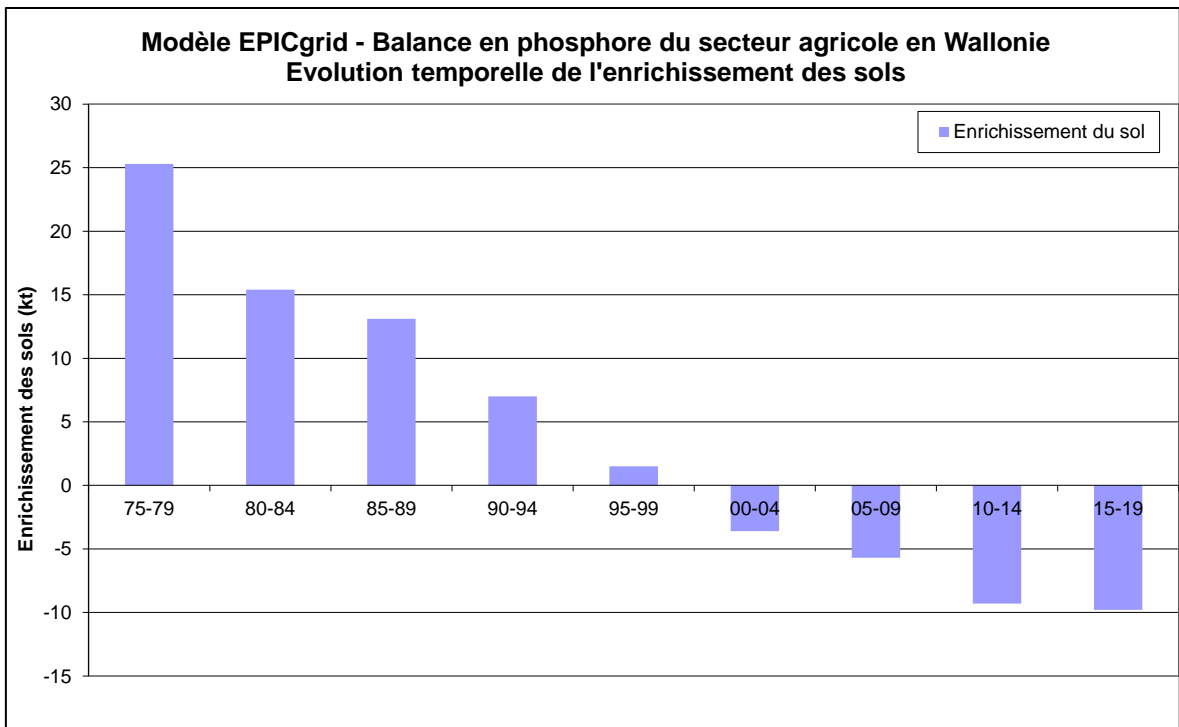


Figure 24 : Modèle EPICgrid – Balance en phosphore du secteur agricole en Wallonie – Evolution temporelle de l'enrichissement des sols



## 6 Vue régionale des zones à risque de contamination par les pesticides

### 6.1 Introduction

L'objectif de la recherche est d'adapter le modèle EPICgrid afin que celui-ci puisse fournir, pour l'ensemble de la Wallonie et à différentes échelles, un certain nombre de résultats et d'indicateurs de risque de pollution des eaux par les pesticides.

Le modèle sera, entre autres, utilisé pour produire des cartographies régionales des temps de transfert et de la rémanence de plusieurs substances actives problématiques. Les effets attendus de certaines actions du Programme wallon de réduction des pesticides seront également testés à l'aide de différents scénarios.

### 6.2 Modélisation du devenir des pesticides dans EPICgrid

La méthodologie développée dans GLEAMS (Leonard et al., 1987) pour simuler le transport des pesticides par ruissellement, par percolation, par évaporation du sol et par les sédiments est utilisée dans le modèle EPIC. Cette méthodologie est, par ailleurs, également utilisée par le modèle SWAT.

Les pesticides peuvent être appliqués à n'importe quel moment et à n'importe quelle dose sur le feuillage des végétaux ou à/sous la surface du sol. Lorsque les pesticides sont appliqués, il y a une perte vers l'atmosphère. La quantité qui atteint le sol ou les végétaux est exprimée par l'équation suivante :

$$PAPE = PAPR \cdot PAEF \quad \text{Équation 1}$$

où : PAPE : quantité effective de pesticide appliquée (kg/ha)  
PAPR : quantité de pesticide appliquée (kg/ha)  
PAEF : coefficient d'efficacité de l'application

Pour déterminer la quantité de pesticide qui atteint le sol, le taux de couverture du sol par les végétaux est estimé par l'équation :

$$GC_i = (1 - ERFC \cdot (1.33 \cdot LAI_i - 2.)) / 2. \quad \text{Équation 2}$$

où : GC : fraction du sol couverte par les plantes au jour i  
LAI : indice de surface foliaire au jour i

Par conséquent, la quantité de pesticide qui atteint les végétaux est calculée par l'équation :

$$FP = GC \cdot PAPE \quad \text{Équation 3}$$

où : FP : quantité de pesticide interceptée par les plantes

La quantité de pesticide restante tombe sur le sol. Cette quantité est tout simplement la différence entre la quantité effective de pesticide appliquée et la quantité de pesticide interceptée par les plantes :

$$GP = PAPE - FP \quad \text{Équation 4}$$

où : GP : la quantité de pesticide qui atteint le sol

Les pesticides qui restent sur le feuillage peuvent être lessivés par les averses. On considère que la fraction du pesticide qui peut potentiellement être entraînée est lessivée une fois qu'un seuil de pluie est atteint. Le modèle utilise un seuil de 2.5 mm et la fraction potentielle du pesticide qui peut être entraînée a été estimée pour différents pesticides (Leonard et al., 1987). Les équations pour calculer la fraction lessivée et l'additionner à la quantité qui atteint le sol sont les suivantes :

$$\begin{aligned} WO &= WOF \cdot FP & R \geq 2.5 \text{ mm} & \quad \text{Équation 5} \\ WO &= 0. & R < 2.5 \text{ mm} & \end{aligned}$$

$$GP = GP + WO \quad \text{Équation 6}$$

$$FP = FP - WO \quad \text{Équation 7}$$

où : WO : quantité de pesticide lessivée des plantes par une averse de R mm  
WOF : fraction de pesticide pouvant être lessivée (valeur spécifique à chaque pesticide).

Les pesticides sur les plantes et dans le sol sont perdus du système sur base des équations de décroissance :

$$GP = GP_0 \cdot e^{(-0.693/HLS)} \quad \text{Équation 8}$$

$$FP = FP_0 \cdot e^{(-0.693/HLP)} \quad \text{Équation 9}$$

où :  $GP_0$  : quantité initiale de pesticide sur le sol  
GP : quantité finale de pesticide sur le sol  
 $FP_0$  : quantité initiale de pesticide sur les plantes  
FP : quantité finale de pesticide sur les plantes  
HLS : temps de demi-vie du pesticide dans le sol (j)  
HLP : temps de demi-vie des résidus de pesticides se trouvant sur le feuillage (j)

Des valeurs de HLP et de HLS ont été déterminées pour différents pesticides (Leonard et al., 1987).

Une autre façon dont les pesticides peuvent être perdus de la zone considérée pour calculer le ruissellement de surface (les 10 premiers mm de sol) est le lessivage. La composante de lessivage du modèle GLEAMS est utilisée avec une légère modification. La modification de la quantité de pesticide contenue dans les 10 mm de surface est exprimée en fonction du temps, de la concentration et de la quantité d'eau infiltrée :

$$\frac{dGP}{dt} = PSTC_w \cdot f \quad \text{Équation 10}$$

où : GP : quantité de pesticide dans les 10 mm de surface au temps t  
 PSTC<sub>w</sub> : concentration en pesticide dans l'eau (g/t)  
 F : flux d'eau traversant la zone (mm/h)

La quantité totale de pesticide contenue dans les 10 mm de surface est la somme des phases adsorbées et mobiles.

$$GP = 0.01 \cdot PSTC_w \cdot SW + 0.1 \cdot PSTC_s \cdot BD \quad \text{Équation 11}$$

où : SW : quantité d'eau stockée dans les 10 mm de surface (mm)  
 PSTC<sub>s</sub> : concentration du pesticide adsorbé (g/t)  
 BD : densité du sol (t/m<sup>3</sup>)

Le rapport entre la concentration du pesticide adsorbé et la concentration du pesticide dans l'eau a été estimé pour différents pesticides (Leonard et al., 1987) et s'exprime par l'équation suivante :

$$K_d = \frac{c_s}{c_w} \quad \text{Équation 12}$$

où : K<sub>d</sub> : constante de partition

En substituant l'équation 12 dans l'équation 11, on obtient :

$$GP = 0.01 \cdot PSTC_w \cdot SW + 0.1 \cdot PSTC_w \cdot K_d \cdot BD \quad \text{Équation 13}$$

En extrayant PSTC<sub>w</sub> de cette dernière équation, on a :

$$PSTC_w = \frac{GP}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD} \quad \text{Équation 14}$$

La substitution de l'équation 14 dans l'équation 10 donne :

$$\frac{dGP}{dt} = \frac{GP \cdot f}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD} \quad \text{Équation 15}$$

Le réarrangement de l'équation 15 et son intégration donne l'équation exprimant la quantité de pesticide comme une fonction de la quantité d'eau traversant la zone :

$$GP = GP_0 \cdot \exp\left(\frac{-f}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD}\right) \quad \text{Équation 16}$$

où : GP<sub>0</sub> : quantité initiale de pesticide dans les 10 mm de surface (kg/ha)  
 GP : quantité de pesticide restante après que la quantité d'eau f (mm) ait traversé la zone  
 SW : quantité d'eau stockée initialement (mm)  
 K<sub>d</sub> : coefficient de partition (m<sup>3</sup>/t)

$BD$  : densité du sol ( $t/m^3$ )

Pour obtenir la quantité de pesticide lessivée, GP est soustrait de  $GP_0$  :

$$PSTL = GP_0 \cdot \left( 1 - \exp \left( \frac{-f}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD} \right) \right) \quad \text{Équation 17}$$

où : PSTL : quantité de pesticide lessivée

La concentration en pesticide de l'eau de percolation est calculée par l'équation :

$$PSTC_L = \min \left[ \frac{PSTL}{f} \right] \quad \text{Équation 18}$$

où : PSO1 : solubilité du pesticide

$PSTC_L$  : concentration en pesticide de l'eau de percolation ( $g/m^3$ )

Finalement, PSTL est le produit de  $f$  et de  $PSTC_L$ .

La quantité de pesticide perdue par ruissellement de surface est estimée par une modification de l'équation 17 qui inclut un coefficient d'abstraction :

$$PSTQ = GP_0 \cdot \left( 1 - \exp \left( \frac{-Q \cdot ab}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD} \right) \right) \quad \text{Équation 19}$$

où : PSTQ : quantité de pesticide perdue par ruissellement de surface ( $kg/ha$ )

$Q$  : ruissellement de surface ( $mm$ )

$ab$  : coefficient d'abstraction

La quantité totale de pesticide perdue par ruissellement de surface est estimée en ajoutant la fraction soluble calculée via l'équation 19 à la quantité qui est adsorbée sur les sédiments. La perte de pesticide depuis la phase adsorbée est calculée par une approche faisant intervenir un coefficient d'enrichissement :

$$PSTY = Y \cdot PSTC_s \cdot ER \cdot 0.001 \quad \text{Équation 20}$$

où : PSTY : quantité de pesticide adsorbée sur les sédiments ( $kg/ha$ )

$Y$  : quantité de sédiments ( $t/ha$ )

$ER$  : coefficient d'enrichissement (concentration de pesticide dans les sédiments divisée par la concentration en pesticide dans les 10 mm de surface)

La concentration en pesticide dans le sol est calculée en substituant l'équation 12 dans l'équation 14 et en extrayant  $PSTC_s$ .

$$PSTC_s = \frac{K_d \cdot GP}{0.01 \cdot SW + 0.1 \cdot K_d \cdot BD} \quad \text{Équation 21}$$

Les couches de sol présentant de faibles volumes de stockage ont des potentiels de lessivage élevés non seulement parce que la percolation est plus grande mais aussi parce que le déplacement du volume de stockage est plus grand (concentration plus élevée).

Les pesticides ayant de faibles valeurs de  $K_d$  et une grande solubilité sont transportés rapidement avec l'eau. Inversement, les pesticides ayant de grandes valeurs de  $K_d$  sont adsorbés sur les particules de sol et migrent principalement avec les sédiments.

### 6.3 Matières actives étudiées

Le SPW (Céline Rentier pour la problématique eaux souterraines et Denis Godeaux pour la problématique eaux de surface) a déterminé les substances et métabolites dont le comportement serait intéressant à simuler avec le modèle EPICgrid.

Pour les eaux souterraines, ces substances actives et métabolites sont les suivants :

- Bentazone ;
- Métamitron ;
- DesphenylChloridazon ;
- Chlorothalonil SA (ou VIS-01) ;
- Metazachlore ESA (forme sulfonique acide) ;
- Metolachlore ESA.

Cette sélection a été faite sur base des substances (actives ou des métabolites), non interdites, qui se retrouvent en grande concentration dans les eaux souterraines. Une substance active (la métamitron) non problématique actuellement a été adjointe à ces substances car elle pourrait être utilisée comme alternative à une autre substance dont le métabolite pose problème.

Sur base des différentes données disponibles et en tenant compte des substances actives déjà reprises pour les eaux souterraines, les substances actives identifiées comme intéressantes pour les eaux de surface sont les suivantes :

- Chlortoluron (CTU) ;
- Cyperméthrine (CYM) ;
- Diflufénican (DFF) ;
- Flufenacet (FFT) ;
- Imidaclopride (ICP) ;
- Terbutylazine (TBZ) ;
- ainsi que la métamitron (sélectionnée pour eaux souterraines) et, éventuellement, le métolachlore dont le métabolite est sélectionné pour eaux souterraines.

Le choix des substances à étudier pour les eaux de surface a été réalisé sur la base de plusieurs éléments :

- Présence de la substance dans les directives européennes « NQE » (ex. cyperméthrine) ;
- Sur la base des propriétés intrinsèques des substances et en intégrant aussi les chiffres de ventes, on définit une liste de substances qui ont un potentiel important de se retrouver dans les eaux de surface ;
- Si les substances de la liste sont déjà suivies par le monitoring de l'ISSEP, on sélectionne en priorité celles qui se retrouvent régulièrement dans les eaux de surface ;
- Par ailleurs, les travaux du Groupe Eau du CCPIE visant à harmoniser, entre les 3 Régions, la liste (et les normes y associées) des substances pertinentes pour définir l'état des masses d'eau de surface ont également été pris en compte.

## **6.4 Méthodologie**

### **6.4.1 Introduction**

Les développements apportés au modèle EPICgrid pour simuler le devenir de chaque molécule dans le sol et ainsi en estimer les pertes vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines ont été réalisés de la manière suivante.

Pour chaque molécule :

- détermination des paramètres physico-chimiques ;
- analyse de la sensibilité du modèle quant aux paramètres d'entrée ;
- détermination des cultures-cibles, des apports et du calendrier d'apports ;
- simulations : run de base (valeur typique des paramètres physico-chimiques) et, si nécessaire, ajustement des paramètres physico-chimiques jusqu'à obtention d'une correspondance satisfaisante entre les résultats de la modélisation et les données observées.

Les développements réalisés ont porté sur la modélisation des 7 molécules suivantes : la bentazone, le flufenacet, la métamitronne, le diflufenican, le chlortoluron, la cyperméthrine et la terbuthylazine et des 4 métabolites identifiés comme problématiques pour les eaux souterraines : le desphenyl-chloridazon, le chlorothalonil SA (ou VIS-01), le metazachlore ESA (forme sulfonique acide) et le metolachlore ESA.

On notera que la simulation du devenir d'un métabolite dans le sol nécessite, en premier lieu, la modélisation de la molécule mère dont il provient. Dans le cas présent, la modélisation s'est donc également attachée à évaluer le devenir dans le sol du chloridazon, du chlorothalonil, du metazachlore, du metolachlore (et s-metolachlore).

#### **6.4.2 Détermination des paramètres physico-chimiques**

Dans EPICgrid, la modélisation du devenir des pesticides et de leurs métabolites dans le sol s'appuie sur les paramètres suivants :

- solubilité du pesticide (métabolite) dans l'eau ;
- temps de demi-vie du pesticide (métabolite) dans le sol ;
- temps de demi-vie du pesticide (métabolite) sur le feuillage ;
- coefficient de partage carbone organique – eau ;
- fraction de pesticide pouvant être lessivé par la pluie depuis le feuillage.

Une première paramétrisation du modèle a été réalisée sur base des informations contenues dans la PPDB (Pesticide Properties DataBase) (<http://sitem.herts.ac.uk>). Au besoin, ces informations ont été complétées sur base de la littérature.

Pour les quatre métabolites problématiques pour les eaux souterraines ainsi que pour les molécules mères desquelles ils dérivent, le SPW a mandaté le bureau d'études Ram-Ses sprl (Ram-Ses, 2017) pour réaliser une synthèse des propriétés environnementales et toxicologiques de ces molécules. Cette synthèse a été utilisée pour compléter les informations contenues dans la PPDB.

#### **6.4.3 Analyse de sensibilité**

Les trois principaux paramètres qui influencent le devenir des pesticides dans le sol sont dans le modèle EPICgrid : le temps de demi-vie du pesticide dans le sol (DT50), le coefficient de partage carbone organique – eau (Koc) et la solubilité du pesticide dans l'eau.

Si la valeur de la solubilité du pesticide est peu variable entre les différentes bases de données consultées, la DT50 et le Koc sont des paramètres pour lesquels les valeurs rapportées dans la PPDB et dans la littérature présentent une très grande variabilité selon les conditions de l'étude dans lesquelles ces paramètres ont été déterminés.

Une étude de sensibilité de la réponse du modèle quant à ces paramètres s'avère nécessaire pour appréhender l'impact de ces paramètres sur les résultats de la modélisation.

L'étude de sensibilité réalisée consiste à tester l'influence de ces paramètres sur les quantités de pesticides lessivées (et par conséquent, sur les concentrations en pesticides des eaux de lessivage) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines.

La PPDB donne pour chaque molécule une valeur typique de DT50 et de Koc ainsi qu'un intervalle de variation de ces paramètres. Pour la solubilité, une valeur unique est renseignée.

La sensibilité des différents paramètres a été étudiée en les faisant varier 2 à 2 dans leur intervalle de valeurs. Pour la solubilité, si des valeurs différentes de celle renseignée dans la PPDB ont été trouvées dans la littérature, celles-ci ont également été testées.

Les simulations consistent à appliquer une dose importante de pesticide à un moment donné et de voir, pour chaque combinaison, quelle quantité est lessivée vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines.

Appliqué en 1976, le pesticide est transféré dans le sol et lessivé vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface en quantité plus ou moins importante en fonction de ses propriétés. La Figure 25 présente un exemple de résultat pour le lessivage de la bentazone vers les eaux souterraines pour les différentes combinaisons DT50/Koc (à solubilité constante de 7112 mg/l).

Pour chaque molécule, les résultats qui seront présentés sont les quantités moyennes lessivées pour une combinaison de paramètres données rapportés aux quantités lessivées pour une combinaison de paramètres dont les valeurs sont les valeurs typiques de la PPDB. Pour le lessivage vers les eaux souterraines, ce rapport est calculé pour la période 1984-1988 (max de l'onde de lessivage) ; pour les eaux de surface, ce rapport est calculé sur l'année d'application du pesticide, soit 1976.

L'étude de sensibilité a été réalisée pour les différents matières actives étudiées dans les conditions pédo-climatiques du crétacé de Hesbaye.

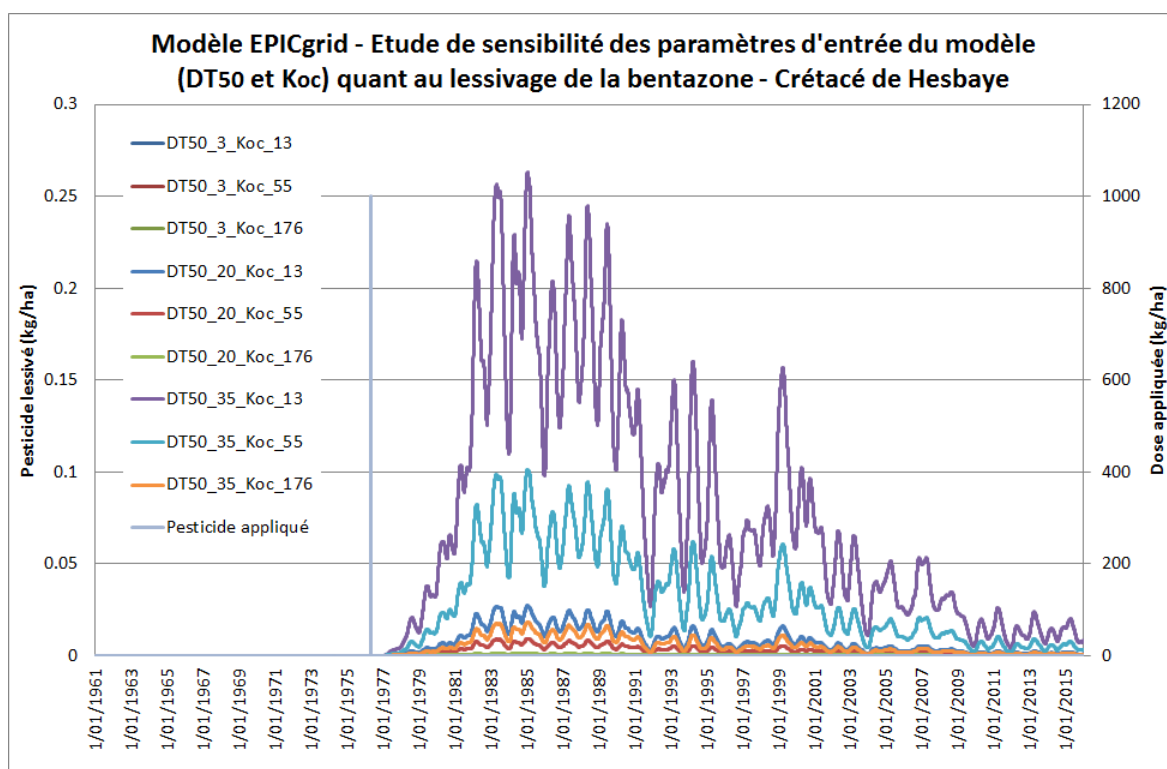


Figure 25 : Modèle EPICgrid - Etude de sensibilité des paramètres d'entrée du modèle (DT<sub>50</sub> et K<sub>oc</sub>) quant au lessivage de la bentazone - Crétacé de Hesbaye



## 6.4.4 Détermination des cultures-cibles, des apports et du calendrier d'apports

### 6.4.4.1 Données sources

La modélisation du devenir des pesticides dans les sols nécessite de connaître les pressions en surface c'est-à-dire les quantités de chaque molécule qui sont appliquées ainsi que leur mode d'application (type d'usage, cultures cibles, période d'application,...).

Le Comité régional PHYTO (via Mesdames Janssens et Lievens et Monsieur Carrola du service « Applied microbiology – Phytopathology » du Eart and Life Institute de l'Université catholique de Louvain) nous a fourni, sur base des études réalisées pour le SPW, les données suivantes pour les différentes substances étudiées :

- les données de ventes nationales des substances actives de 1979 à 2013 (Source : SPF Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement) ;
- les données de ventes nationales des substances actives pour les années 1994, 2005 et de 2010 à 2014 par type d'utilisateurs (professionnels et non professionnels) (Source : CORDER ASBL - CRP ; SPW - DGO3 - DEMNA & DEE).

La Figure 26 présente un exemple de données fournies par le Comité Régional Phyto.

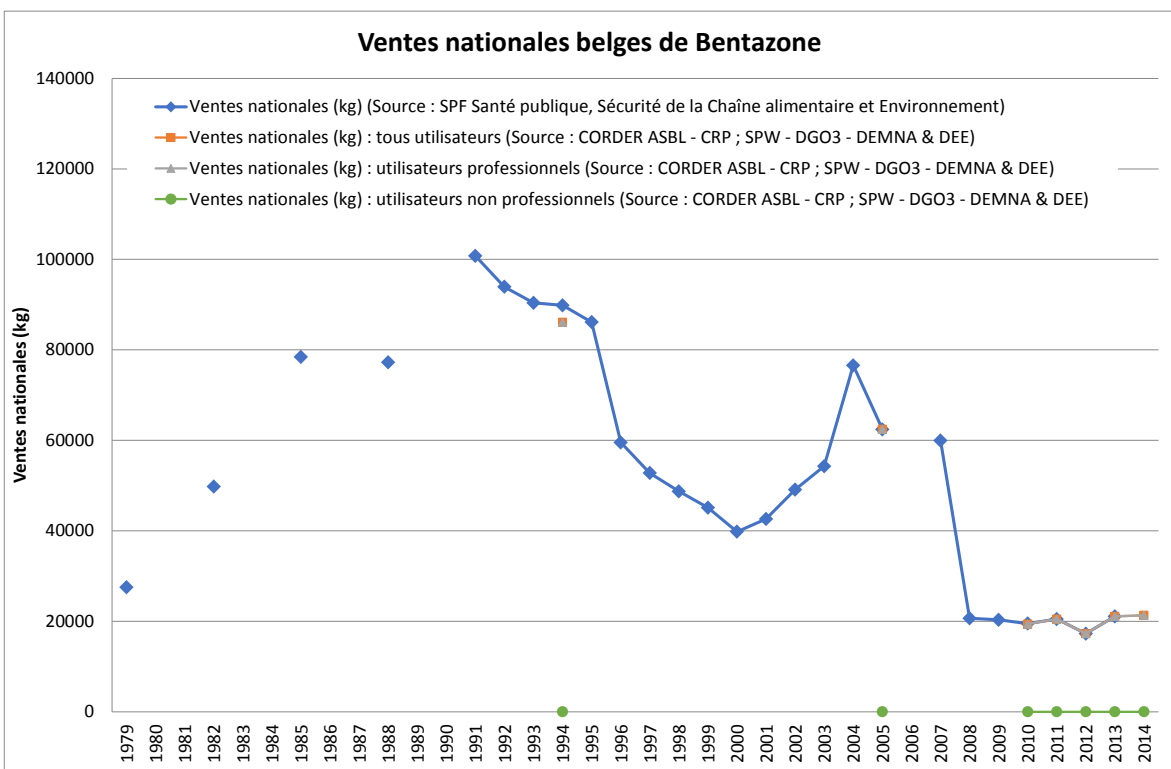


Figure 26 : Ventes nationales belges de bentazone

D'autre part, la Direction de l'Analyse Economique Agricole (DAEA) nous a fourni, sur base de l'analyse des données récoltées via le réseau comptable, les usages des pesticides étudiés pour les années 2013 à 2015 pour les principales cultures rencontrées en Wallonie (froment, épeautre, orge, maïs, pomme de terre, betterave, pois, haricots, vergers et prairies). Les données sont ventilées spatialement entre 4 zones (appelées « super régions » :

- le Condroz ;
- la zone culture qui reprend la Région limoneuse, la Région sablo-limoneuse et la Campine hennuyère ;
- la Région herbagère laitière qui reprend la Région herbagère liégeoise, la Région herbagère des Fagnes et la Haute Ardenne ;
- la Région herbagère viandeuse qui reprend la Famenne, l'Ardenne et la Région jurassique.

Le Tableau 5 présente un exemple des données fournies par la DAEA sur base de l'analyse des données du réseau comptable.

Tableau 5 : Utilisation de pesticides en froment pour l'année 2015 (Source : DAEA)

	Froment d'hiver				TOTAL
	CONDROZ	Zone CULTURE	Zone HERBAGERE LAIT	Zone HERBAGERE VIANDE	
Nbre observations	41	124	10	27	
Superficie éch (hors bio) -ha	1,168	3,090	109	438	4,805
Superficie DGSIE (hors bio) - ha	28,919	93,181	2,114	5,373	129,587
Superficie DGSIE (avec bio) - ha	29,106	93,785	2,128	5,407	130,427
% éch/DGSIE (hors bio)	4.0%	3.3%	5.2%	8.2%	
Quantité matière active (kg)	75,959	269,710	5,064	14,737	365,470
Quantité ma/ha (hors bio) - kg/ha	2.63	2.89	2.40	2.74	2.82
Quantité ma/ha (avec bio) - kg/ha	2.61	2.88	2.38	2.73	2.80
<b>Matière active</b>	<b>Quantité de matière active (kg)</b>				
CHLOROTHALONIL	7,038	27,941	656	910	36,545
CHLORTOLURON		2,985		61	3,047
DIFLUFENICAN	551	2,034	44	56	2,685
FLUFENACET	822	1,100	34		1,956
METAZACHLORE	278				278
CYPERMETHRINE	44	154	21	7	225

On notera qu'aucune donnée quant aux quantités d'imidaclopride utilisées n'est disponible que ce soit à l'échelle nationale ou régionale.

#### 6.4.4.2 Bases de données pour la modélisation

Pour chaque molécule active, les cultures-cibles ont été déterminées sur base des données de la DAEA. Un calendrier d'épandage a également été déterminé sur base des pratiques agricoles les plus fréquemment rencontrées.

Pour ce qui est des doses, les données régionales n'étant actuellement disponibles que pour 3 ans, l'historique a été extrapolé sur base des données nationales et l'utilisation du ratio actuel entre quantités de matière active appliquées en Wallonie et quantités de matière active vendues en Belgique.

Cette incertitude sur les données d'entrée sera à prendre en considération lors de l'analyse des résultats.

## **6.4.5 Simulations**

### *6.4.5.1 Substances actives*

#### Run de base (valeur typique des paramètres physico-chimiques)

Un run de base considérant les valeurs typiques des paramètres physico-chimiques est réalisé. La confrontation des résultats du modèle avec les données de concentrations observées dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines détermine si un ajustement des paramètres du modèle est nécessaire.

#### Ajustement des paramètres physico-chimiques

Si les résultats de la modélisation avec les paramètres de base ne sont pas jugés satisfaisants, un ajustement des paramètres physico-chimiques est réalisé jusqu'à obtention d'une concordance satisfaisante entre données observées et valeurs simulées.

### *6.4.5.2 Métabolites*

La simulation du devenir des métabolites dans le sol a nécessité le développement d'un module permettant d'estimer :

- pour chaque couche du profil de sol et de sous-sol, la proportion de métabolite résultant de la dégradation de la molécule mère ;
- le transfert du métabolite dans le sol ainsi que les pertes vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines.

Tout comme pour les molécules mères, un ajustement des paramètres physico-chimiques de base est réalisé jusqu'à l'obtention d'une concordance satisfaisante entre observations et simulations.

## **6.5 Données disponibles pour l'évaluation des performances du modèle**

Le schéma classique de modélisation consiste à étudier le comportement d'une molécule dans des conditions connues (contexte pédo-climatiques, pratiques agricoles, ...) puis d'extrapoler les résultats obtenus à l'échelle régionale.

Cette méthodologie ne peut être mise en œuvre dans le cas présent faute de données observées. Aucune mesure n'est, à notre connaissance, disponible à la parcelle avec un historique de pratiques agricoles connu.

Les seules données observées disponibles sont des données intégratrices qui consistent en des mesures en différents points de la concentration en pesticides des eaux souterraines et des eaux de surface.

Ces données seront utilisées pour confronter les résultats de la modélisation. Il est cependant nécessaire d'attirer l'attention sur les limites que présentent ces bases de données pour une comparaison avec les résultats de la modélisation.

Pour les mesures en eaux de surface, on notera que :

- les mesures sont des mesures ponctuelles, donc, fortement dépendantes des conditions climatiques qui précèdent la mesure ;
- la fréquence des mesures est relativement faible ;
- les séries temporelles sont souvent très courtes voire interrompues (métamitron).

Pour les eaux souterraines, on notera :

- le manque de données pour certaines molécules (exemple, le flufénacet) ;
- le manque de données dans certaines régions (exemple, l'Ardenne).

Sur base des considérations évoquées ci-dessus, deux indicateurs ont été retenus pour évaluer les performances du modèle quant au lessivage des pesticides vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines :

- pour les eaux de surface, la concentration moyenne interannuelle en pesticides établie par sous-bassin pour la période 2013-2015 (disponibilité des données d'apports sur base régionale) ;
- pour les eaux souterraines, la concentration moyenne interannuelle par point de mesure pour la période 2014-2016 (la plus éloignée temporellement par rapport à la période de simulation étant donné les temps de transfert).

Certaines molécules sont appliquées selon un calendrier précis en relation avec un stade de développement de la culture, par contre, d'autres sont appliquées en fonction du déroulement de la croissance de la culture (prolifération de mauvaises herbes, apparition de maladies (exemple, mildiou)). Pour les molécules dont la temporalité d'application est bien définie, une comparaison temporelle des concentrations observées et simulées dans les eaux de surface sera également présentée.

Pour les molécules problématiques pour les eaux souterraines, quelques exemples de comparaison entre concentration simulée dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base et concentration observée en un point de mesure seront exposés.

## 6.6 Bentazone (BTZ)

### 6.6.1 Introduction

La bentazone est un herbicide qui appartient à la famille chimique des diazines. Herbicide de contact, il est utilisé en post-émergence sur différentes cultures (maïs, épeautre, ...) pour contrôler les adventices.

### 6.6.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 6 présente les paramètres de la bentazone contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Pour la solubilité, aucune indication de la variabilité n'est renseignée. Néanmoins, des valeurs nettement plus faibles que celle de la PPDB (500 et 570 mg/l) sont couramment rencontrées dans la littérature.

Tableau 6 : Paramètres de la bentazone contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	55.3	13 – 176
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	20	3 – 35
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	7112	-

### 6.6.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 7, le Tableau 8 et le Tableau 9 présentent l'ensemble des résultats de l'analyse de sensibilité quant au lessivage de la bentazone vers les eaux souterraines.

Si la solubilité n'a pas d'influence (dans la gamme de valeurs testées) sur le lessivage vers les eaux souterraines de la bentazone, les deux autres paramètres (K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub>) influencent très fortement le lessivage de la bentazone. En fonction de la combinaison de paramètres choisie, le lessivage de la bentazone peut être nul ou jusqu'à 29,3 fois plus important qu'avec les valeurs de référence.

Le Tableau 10, le Tableau 11 et le Tableau 12 présentent l'influence des paramètres physico-chimiques de la bentazone sur les pertes en pesticide vers les eaux de surface.

Les trois paramètres influencent le lessivage de la bentazone vers les eaux de surface, dans un rapport allant de 0.2 à 2.5 en fonction de la combinaison de paramètres.

Tableau 7 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 7112 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	3	20	35
13	0.0	3.0	29.3
55	0.0	<b>1.0</b>	11.3
176	0.0	0.1	2.0

Tableau 8 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres  $DT_{50}$  et S ( $K_{oc} = 55 \text{ mL/g}$ )

$DT_{50} \setminus S$	500	570	7112
3	0.0	0.0	0.0
20	1.0	1.0	<b>1.0</b>
35	11.3	11.3	11.3

Tableau 9 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et S ( $DT_{50} = 20 \text{ j}$ )

$K_{oc} \setminus S$	500	570	7112
13	3.0	3.0	3.0
55	1.0	1.0	<b>1.0</b>
176	0.1	0.1	0.1

Tableau 10 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et  $DT_{50}$  (Solubilité = 7112 mg/l)

$K_{oc} \setminus DT_{50}$	3	20	35
13	0.2	0.8	1.4
55	0.2	<b>1.0</b>	1.4
176	0.2	1.5	2.1

Tableau 11 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $DT_{50}$  et S ( $K_{oc} = 55 \text{ mL/g}$ )

$DT_{50} \setminus S$	500	570	7112
3	0.2	0.2	0.2
20	1.8	1.9	<b>1.0</b>
35	2.5	2.5	1.4

Tableau 12 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et S ( $DT_{50} = 20 \text{ j}$ )

$K_{oc} \setminus S$	500	570	7112
13	1.6	1.7	0.8
55	1.8	1.9	<b>1.0</b>
176	2.0	2.1	1.5

#### 6.6.4 Détermination des apports

L'évolution des quantités de bentazone vendues en Belgique est présentée à la Figure 27. Sont également reprises sur cette Figure, les quantités utilisées en Wallonie sur la période 2013-2015.

Les quantités de Bentazone vendues en Belgique ont fortement augmenté dans les années '80 avant de régresser. Elles sont actuellement à leur plus bas niveau (depuis 1979) (retrait d'agrégation dans certaines conditions).

En moyenne sur la période 2013-2015, les quantités utilisées en Wallonie sont de 5648 kg/an. Pour rappel, faute de données régionales, l'historique sera retracé sur base des ventes nationales (proportionnalité).

Sur cette même période, en Wallonie, les principales cultures-cibles sont la culture de pois (81%), la culture de haricots (15%) et le maïs (3%).

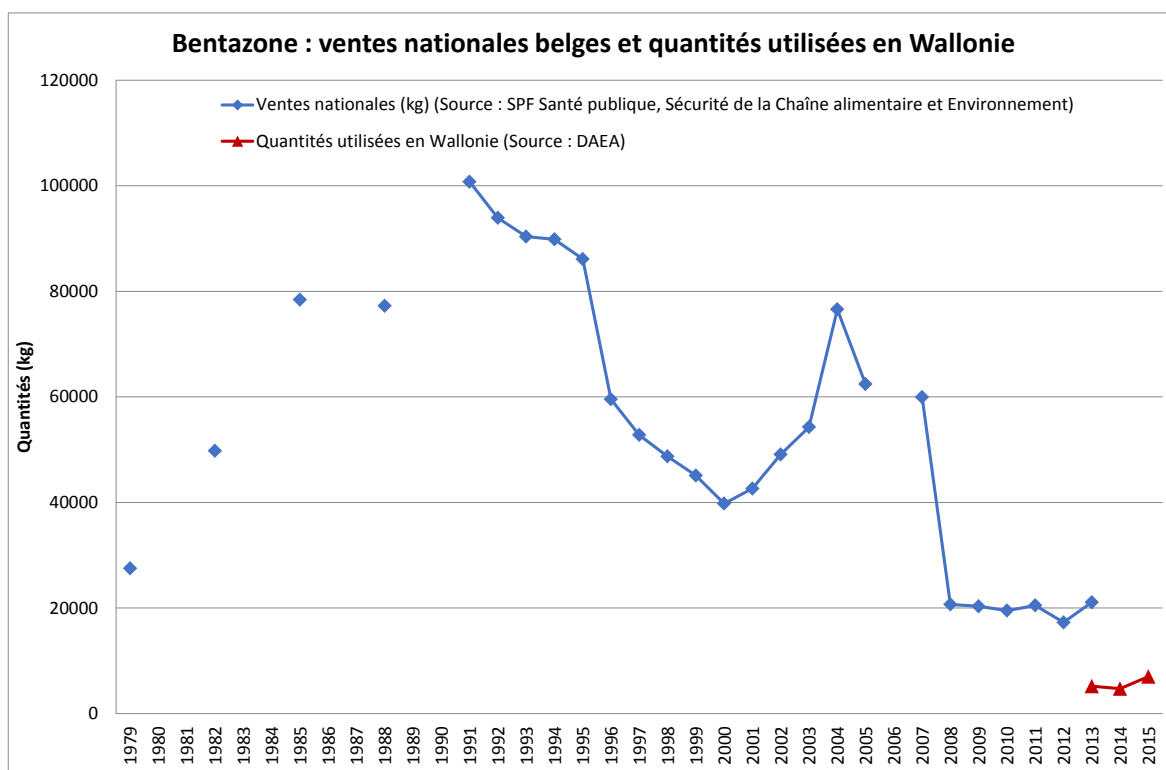


Figure 27 : Bentazone : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.6.5 Simulations EPICgrid

Les résultats des simulations effectuées avec les paramètres de base (valeurs typiques des paramètres physico-chimiques) sont présentés à la Figure 28 pour les eaux de surface et à la Figure 29 pour les eaux souterraines.

Pour les eaux de surface, les concentrations moyennes simulées par bassin versant sont systématiquement inférieures aux concentrations observées. Pour les eaux souterraines, les concentrations simulées sont, elles aussi, trop faibles par rapport aux concentrations observées.

L'ajustement des paramètres physico-chimiques a permis d'améliorer la correspondance entre les concentrations observées et simulées dans les eaux de surface. Hormis pour la Dendre, valeurs observées et simulées sont relativement proches.

Il est à noter, que lorsque la mesure réalisée dans les eaux de surface est inférieure au seuil de détection, une valeur égale à la moitié du seuil de détection (en l'occurrence ici, 5 ng/l) est attribuée à la mesure réalisée. La valeur minimale observée est donc conditionnée par cette valeur alors que la valeur modélisée pourra être inférieure. Cet aspect est à prendre en considération lors de l'analyse des résultats.

Pour les eaux souterraines, la comparaison régionale est délicate étant donné que les données comparées sont différentes (concentration dans la nappe pour les observations/concentration des eaux de lessivage pour les simulations ; profondeur de mesure/ de simulation) et que l'historique des apports est « estimé » (or étant donné les temps de transfert, le pesticide retrouvé aujourd'hui peut, selon les masses d'eau, avoir été appliqué il y a de nombreuses années).

Néanmoins, malgré ces réserves, l'ajustement des paramètres physico-chimiques permet de reproduire la spatialisation des concentrations observées ; les concentrations les plus élevées se situant au nord du sillon Sambre et Meuse.

La Figure 30 et la Figure 31 présentent deux exemples de comparaison entre concentration en bentazone simulée dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base et concentration observée dans les eaux souterraines, respectivement pour un point de mesure de la masse d'eau RWE013 et un point de mesure de la masse d'eau RWM052.

Pour le point de mesure de la masse d'eau RWE013 (point 38/8/6/002) dont les prélèvements sont réalisés entre 5 et 15 m, le modèle simule bien la diminution des concentrations depuis 2007 mais celles-ci sont légèrement surestimées. Le modèle ne reproduit pas les concentrations très importantes observées en 2003 et 2004.

Pour le point de mesure de la masse d'eau RWM052 (point 46/6/6/005), les concentrations en bentazone sont relativement bien estimées à partir de 2005. Par contre, avant 2005, les concentrations sont surestimées.

Les prélèvements pour ce point de mesure étant réalisés entre 0 et 5 m, la dynamique des concentrations tant observées que simulées devrait être proche de la dynamique d'évolution des apports. Si c'est le cas de la modélisation sur l'ensemble de la période, cela ne l'est pas pour les données observées avant 2005.

Manifestement, l'extrapolation des données d'apports sur base des ventes nationales, de manière identique entre régions et dans le temps, ne correspond pas, dans le cas présent, à la réalité. Il est donc nécessaire de considérer avec énormément de précautions les résultats obtenus sur base des données extrapolées c'est-à-dire les données historiques des prélèvements peu profonds mais également les données actuelles des prélèvements réalisés plus profondément (temps de transfert du pesticide).



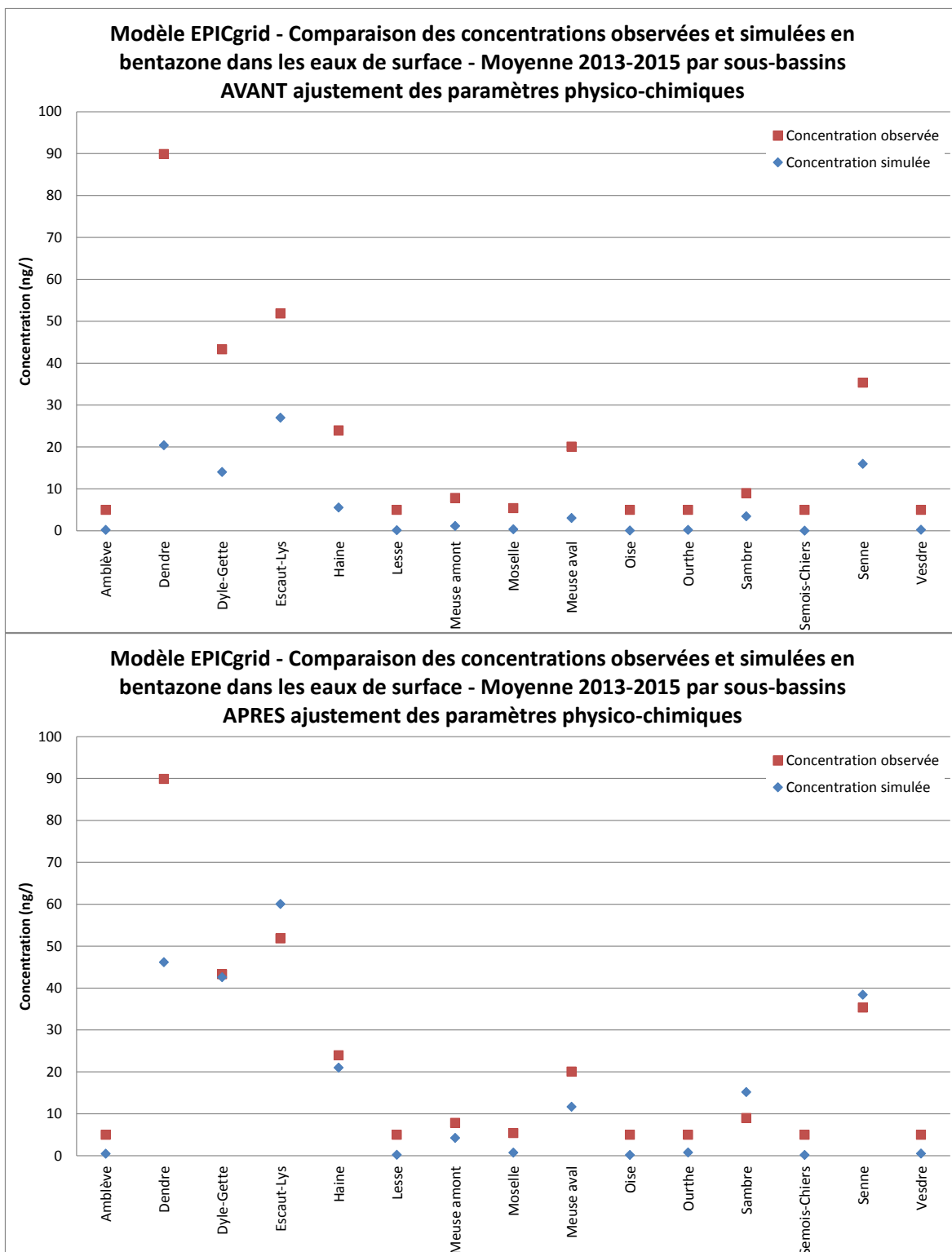


Figure 28 : Comparaison des concentrations observées et simulées en bentazone dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

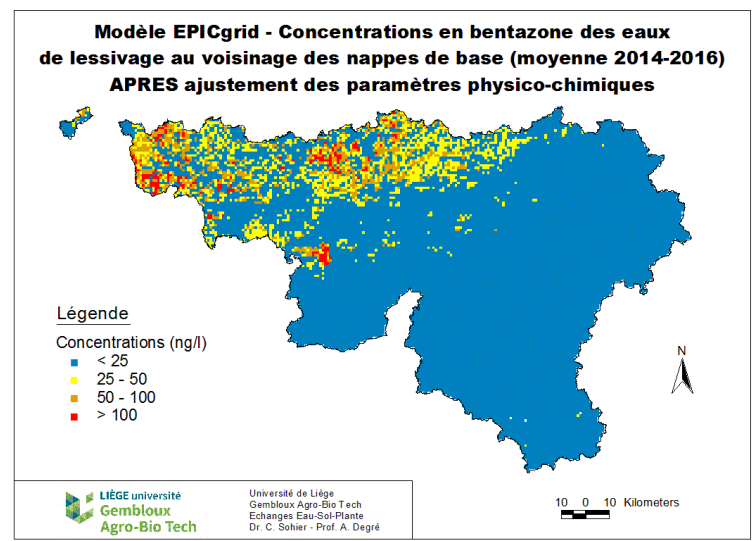
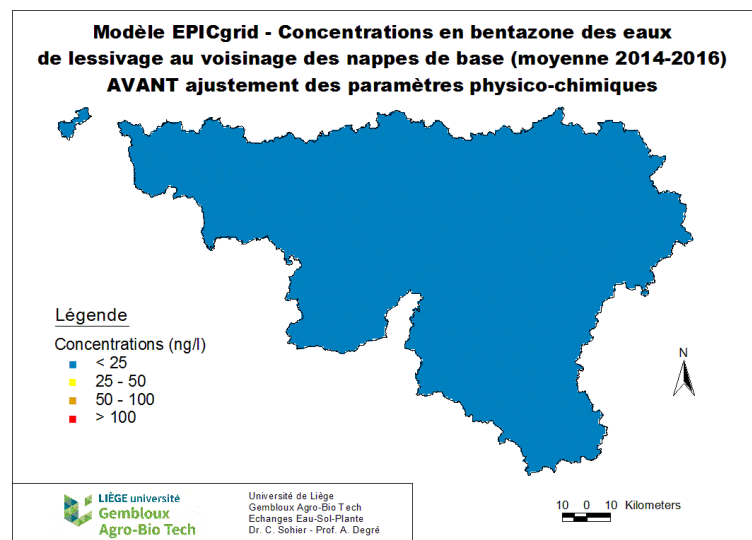
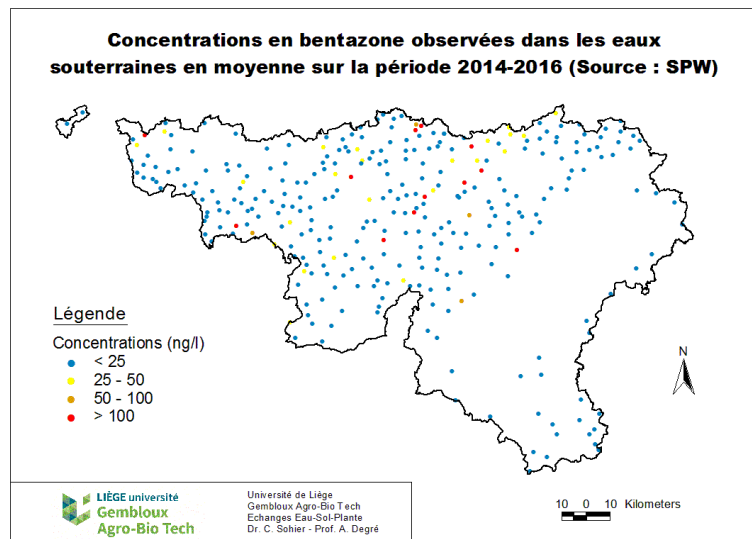


Figure 29 : Concentrations en bentazone observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

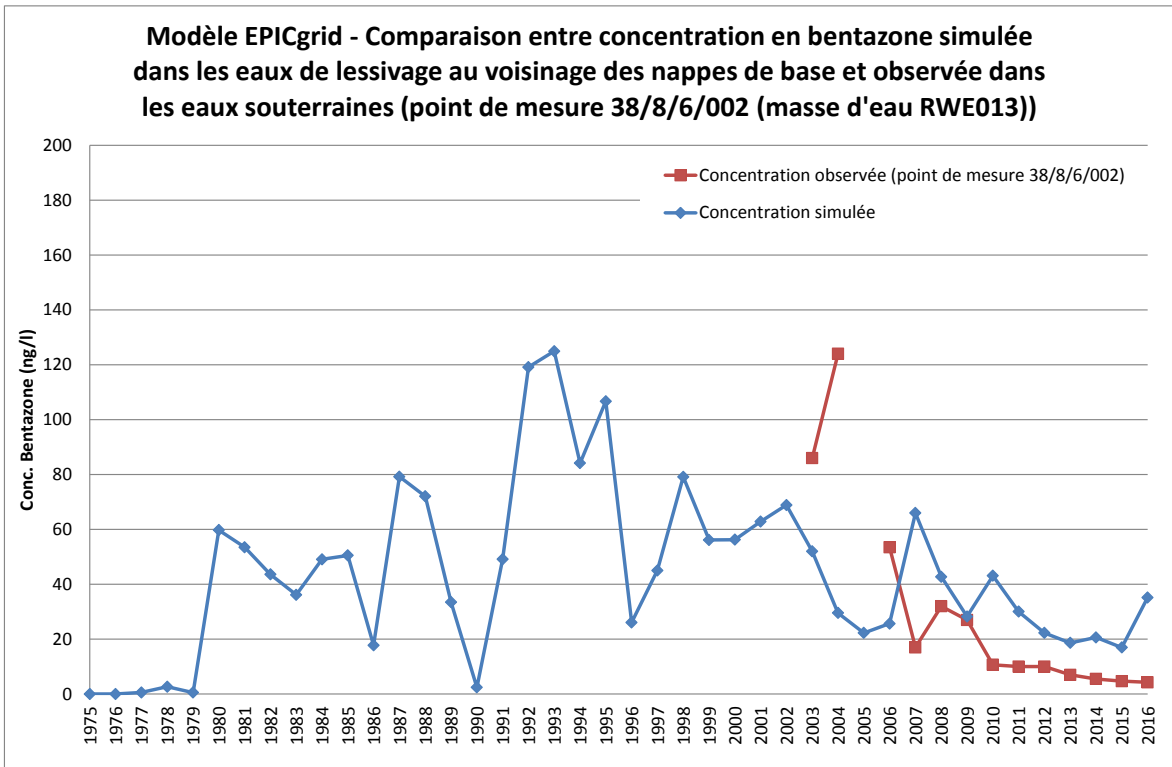


Figure 30 : Modèle EPICgrid - Comparaison entre concentration en bentazone simulée dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base et observée dans les eaux souterraines (point de mesure 38/8/6/002 (masse d'eau RWE013))

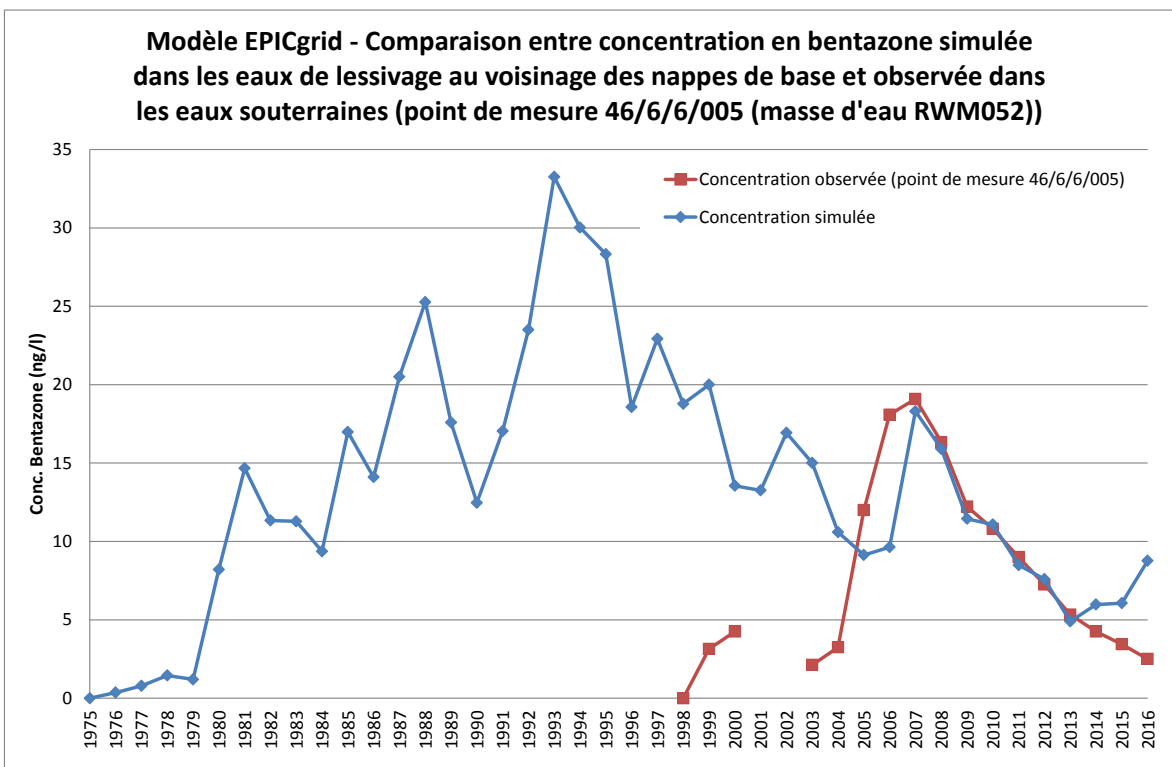


Figure 31 : Modèle EPICgrid - Comparaison entre concentration en bentazone simulée dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base et observée dans les eaux souterraines (point de mesure 46/6/6/005 (masse d'eau RWM052))

## 6.7 Flufénacet (FFT)

### 6.7.1 Introduction

Le flufénacet est un herbicide utilisé en agriculture pour prévenir la prolifération de graminées. Il est utilisé pour le désherbage de différentes cultures (froment, épeautre, orge, pomme de terre, maïs,...).

### 6.7.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 13 présente les paramètres du flufénacet contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Pour le K<sub>oc</sub>, aucun intervalle n'est donné dans la PPDB. Des valeurs allant de 113 à 4602 mL/g sont renseignées dans la littérature.

Tableau 13 : Paramètres du flufénacet contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	401	-
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	40	13 – 64
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	56	-

### 6.7.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 14 et le Tableau 15 présentent les résultats de l'analyse de sensibilité réalisée respectivement quant au lessivage du flufénacet vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Dans la gamme des valeurs testées, le paramètre qui influence le plus le lessivage du flufénacet vers les eaux de surface est la DT<sub>50</sub> avec un rapport allant de 0.1 à 1.8.

Le choix des paramètres influence fortement les quantités de flufénacet lessivées vers les eaux souterraines (rapport allant de 0.0 à 90.0).

Tableau 14 : Quantité relative de pesticide (flufénacet) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 56 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	13	40	64
113	0.2	14.2	90.0
401	0.0	<b>1.0</b>	7.8
4602	0.0	0.0	0.0

Tableau 15 : Quantité relative de pesticide (flufénacet) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 56 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	13	40	64
113	0.1	0.8	1.4
401	0.1	<b>1.0</b>	1.6
4602	0.1	1.1	1.8

#### 6.7.4 Détermination des apports

Les ventes belges de flufénacet ainsi que son utilisation en Wallonie pour la période 2013-2015 sont reportés à la Figure 32. Le flufénacet a commencé à être utilisé en 1998 et ses ventes ont fortement augmenté dans les années '00 et sont actuellement relativement stabilisées.

En Wallonie, l'utilisation moyenne de flufénacet sur la période 2013-2015 est de 23334 kg/an. Les cultures qui sont désherbées avec du flufénacet sont (moyenne 2013-2015) : le maïs (46%), la pomme de terre (32%), l'orge (16%), le froment (6%) et l'épeautre (moins de 1%).

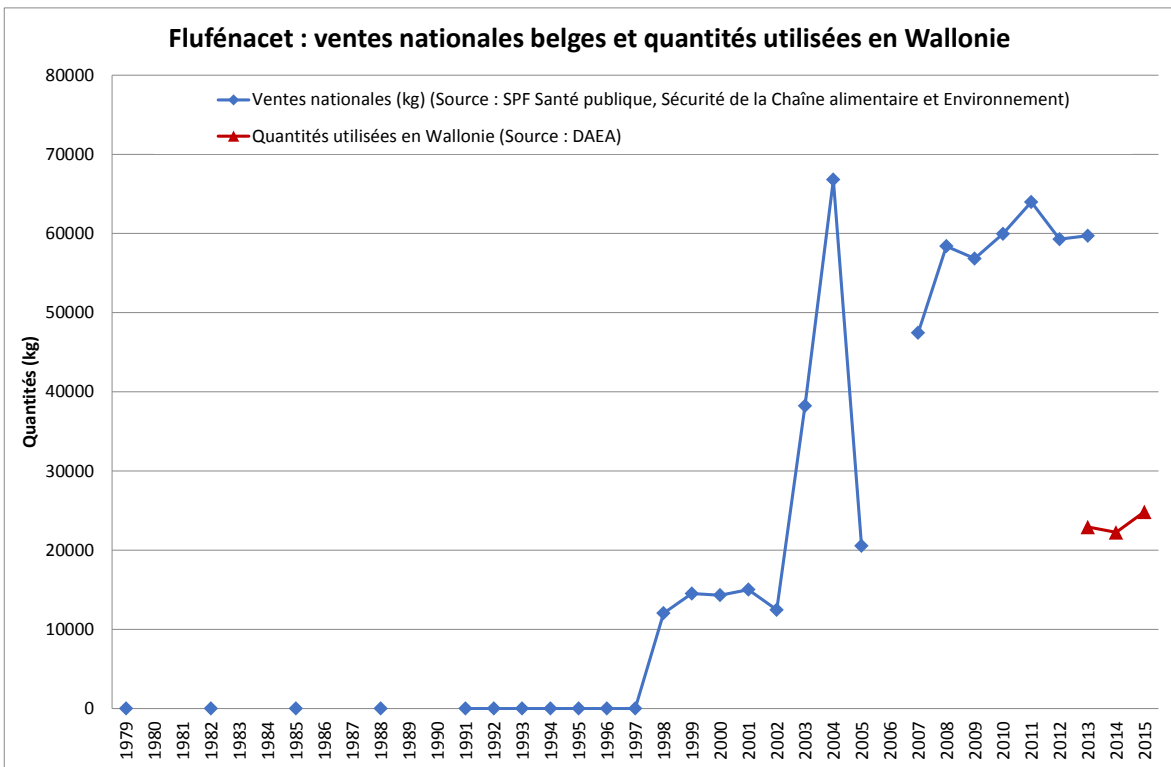


Figure 32 : Flufénacet : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

#### 6.7.5 Simulations EPICgrid

La Figure 33 présente les résultats des simulations effectuées avec les paramètres de base (valeurs typiques des paramètres physico-chimiques) pour les eaux de surface. Les concentrations moyennes interannuelles (2013-2015) par sous-bassin sont fortement surestimées avec les paramètres de base. L'ajustement des paramètres physico-chimiques permet d'obtenir une correspondance nettement meilleure entre observations et simulations.

L'évolution des concentrations en flufénacet observées et simulées dans les eaux de surface est reprise à la Figure 34 pour le bassin de la Dendre (année 2015). Pour l'interprétation de la Figure, on notera que :

- les concentrations sont simulées chaque jour alors que les valeurs observées sont des mesures ponctuelles (environ une mesure par mois) ;
- les concentrations observées présentées sont mesurées en différentes stations du bassin alors que les valeurs simulées sont des valeurs à l'exutoire du bassin.

Le modèle reproduit relativement bien tant la temporalité des augmentations de concentration dans la rivière que l'importance de celles-ci.

En ce qui concerne le lessivage du flufénacet vers les eaux souterraines, aucune confrontation des résultats du modèle avec les observations ne peut être réalisée étant donné le nombre très faible de données observées disponibles.

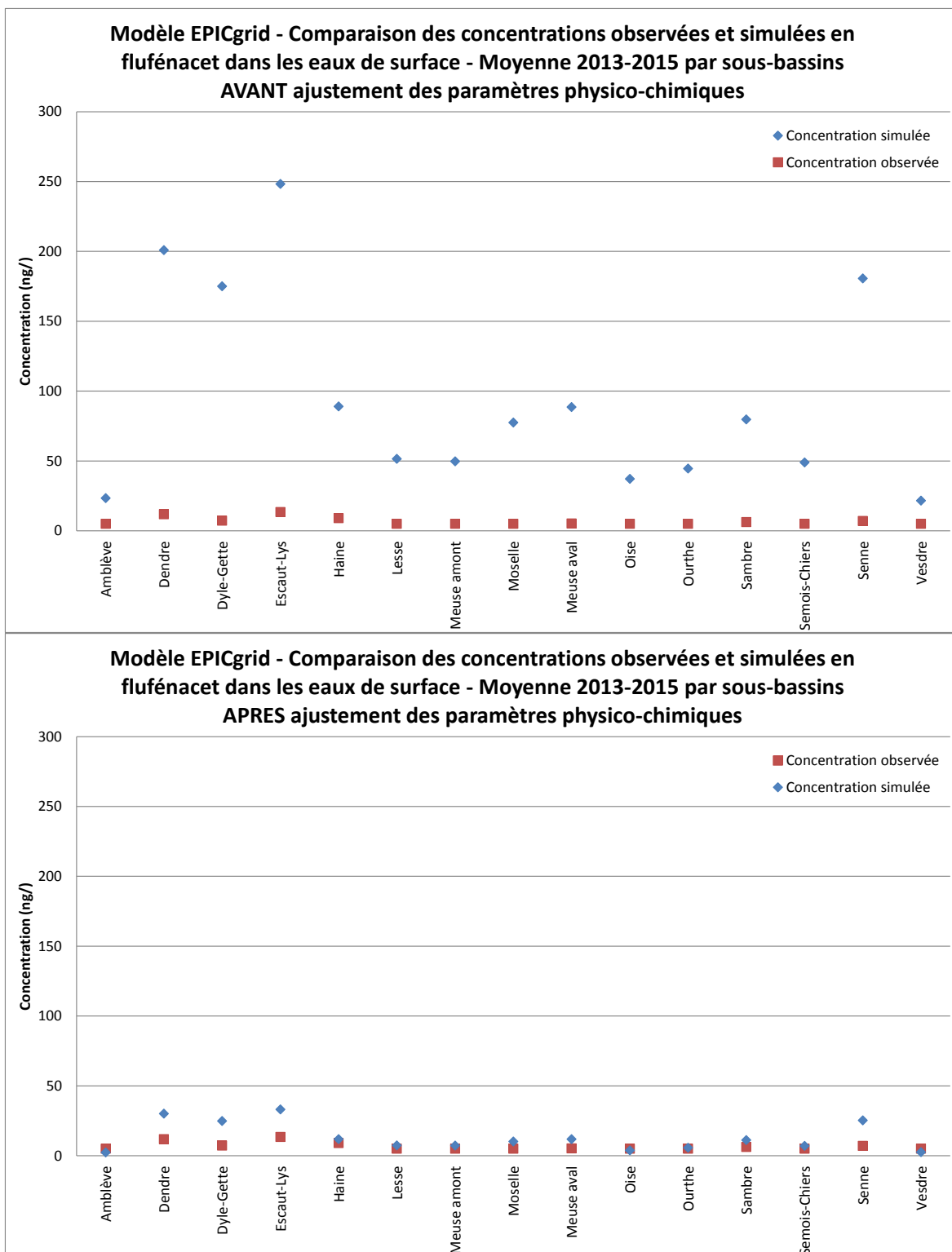


Figure 33 : Comparaison des concentrations observées et simulées en flufenacet dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

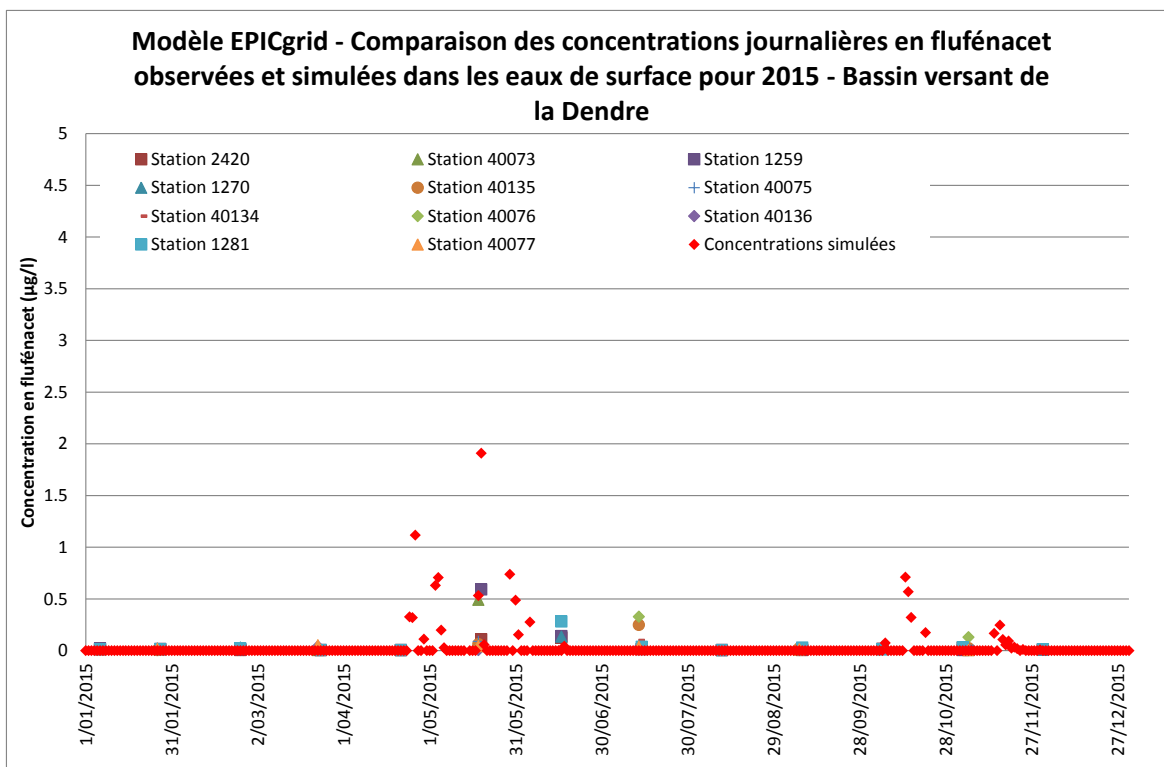


Figure 34 : Modèle EPICgrid - Comparaison des concentrations journalières en flufénacet observées et simulées dans les eaux de surface pour 2015 - Bassin versant de la Dendre

## 6.8 Métamitron (MMT)

### 6.8.1 Introduction

La métamitron est un herbicide utilisé en culture de betterave.

### 6.8.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 16 présente les paramètres de la métamitron contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 16 : Paramètres de la métamitron contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	78	23 – 132
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	30	2 – 44
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	1770	-



### 6.8.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 17 et le Tableau 18 présentent l'influence des paramètres physico-chimiques de la métamitronne (DT50 et K<sub>oc</sub>) sur le lessivage respectivement vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Le lessivage vers les eaux souterraines est influencé tant par la valeur du K<sub>oc</sub> que par la valeur de la DT50. En fonction de la combinaison de paramètres utilisée, le lessivage peut soit être nul soit atteindre jusqu'à 15.5 fois la quantité lessivée avec les paramètres typiques.

La valeur de K<sub>oc</sub> (dans la gamme de valeur testée) influence peu le lessivage vers les eaux de surface ; celui-ci étant davantage sensible à la valeur de la DT50 (rapport allant de 0.1 à 1.4 fois la valeur obtenue avec les valeurs typiques de DT50 et de K<sub>oc</sub>).

Tableau 17 : Quantité relative de pesticide (métamitronne) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 1770 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2	30	44
23	0.0	3.1	15.5
78	0.0	<b>1.0</b>	5.5
132	0.0	0.4	2.6

Tableau 18 : Quantité relative de pesticide (métamitronne) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 1770 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2	30	44
23	0.1	1.0	1.4
78	0.1	<b>1.0</b>	1.3
132	0.1	1.0	1.3

### 6.8.4 Détermination des apports

La Figure 35 présente l'évolution temporelle des quantités de métamitronne vendues en Belgique entre 1979 et 2013. Sont également reportées sur cette Figure, les quantités utilisées en Wallonie telles que calculées par la DAEA sur base des données issues du réseau comptable.

A l'échelle nationale, les ventes varient fortement d'une année à l'autre.

En Wallonie, la quantité moyenne de métamitronne utilisée sur la période 2013-2015 est de 70901 kg/an. La métamitronne est utilisée quasi exclusivement sur betteraves (99,98%) ; les 0.02 pourcents restant étant appliqués en vergers.

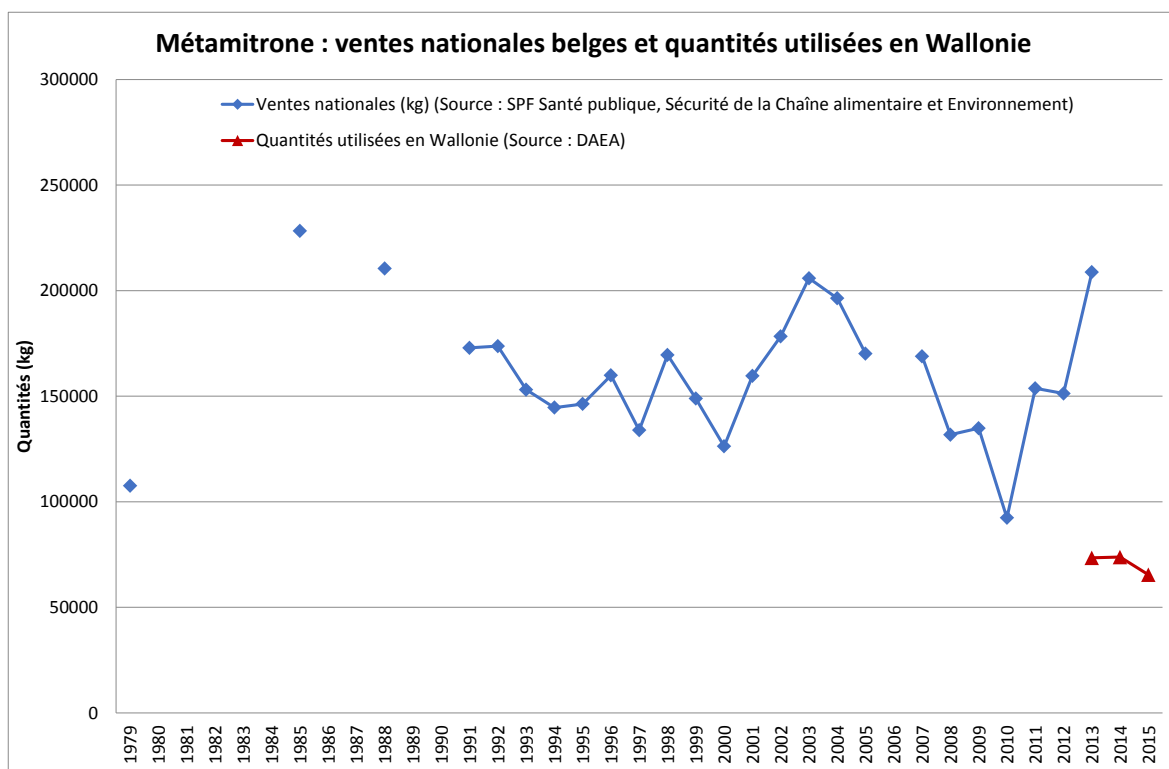


Figure 35 : Métamitron : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.8.5 Simulation EPICgrid

Avant d'analyser les résultats des simulations, il est important de prendre en considération les points suivants :

- ne disposant pas de données de concentrations en métamitron observées dans les eaux de surface après 2012, la confrontation des résultats du modèle avec les données observées ne pourra être réalisée pour 2013-2015 (soit la période pour laquelle des données d'apports à l'échelle régionale sont disponibles) mais celle-ci devra être faite sur la période 2010-2012 (soit une période pour laquelle les apports doivent être estimés sur base des données de ventes nationales) ;
- la métamitron est un herbicide quasi exclusivement utilisé sur betterave, il n'y a donc pas de raison d'en retrouver dans les eaux de surface des bassins où la betterave est absente ou couvre de faibles superficies (bassins ardennais notamment). Le fait d'attribuer aux prélèvements dont la concentration est inférieure au seuil de détection (50 ng/l ou 10 ng/l) une valeur égale à la moitié du seuil de détection engendre un biais non négligeable pour les bassins non agricoles. Les concentrations moyennes observées pour ces bassins sur la période 2010-2012 sont voisines de 15 ng/l alors que théoriquement elles devraient être nulles ou quasi nulles.

Les résultats des simulations réalisées avec les paramètres physico-chimiques typiques de la métamitron sont présentés à la Figure 36 pour le lessivage vers les eaux de surface et à la Figure 38 pour le lessivage vers les eaux souterraines. Dans les deux cas, les concentrations en métamitron sont surestimées dans les bassins/régions agricoles où la betterave est cultivée.

L'ajustement des paramètres physico-chimiques permet d'améliorer la correspondance entre observations et simulations tant pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines. Les valeurs de concentrations simulées pour les eaux de surface sont proches de celles observées pour les bassins agricoles, elles sont plus faibles pour les bassins non agricoles du fait du biais introduit dans les données observées.

La Figure 37 présente l'évolution temporelle (2013-2015) des concentrations en métamitron observées et simulées pour le bassin de la Dendre. Tout comme pour le flufénacet, l'évolution des concentrations en métamitron dans la rivière est assez correctement simulée que ce soit au niveau de la temporalité des pics de concentration que de leurs valeurs.

En ce qui concerne les eaux souterraines, les valeurs de concentrations simulées avec les paramètres ajustés sont plus faibles et davantage en concordance avec les données observées.

Ne disposant que de peu de mesures et celles-ci étant généralement très faibles, aucune comparaison aux points de mesure n'a pu être réalisée.

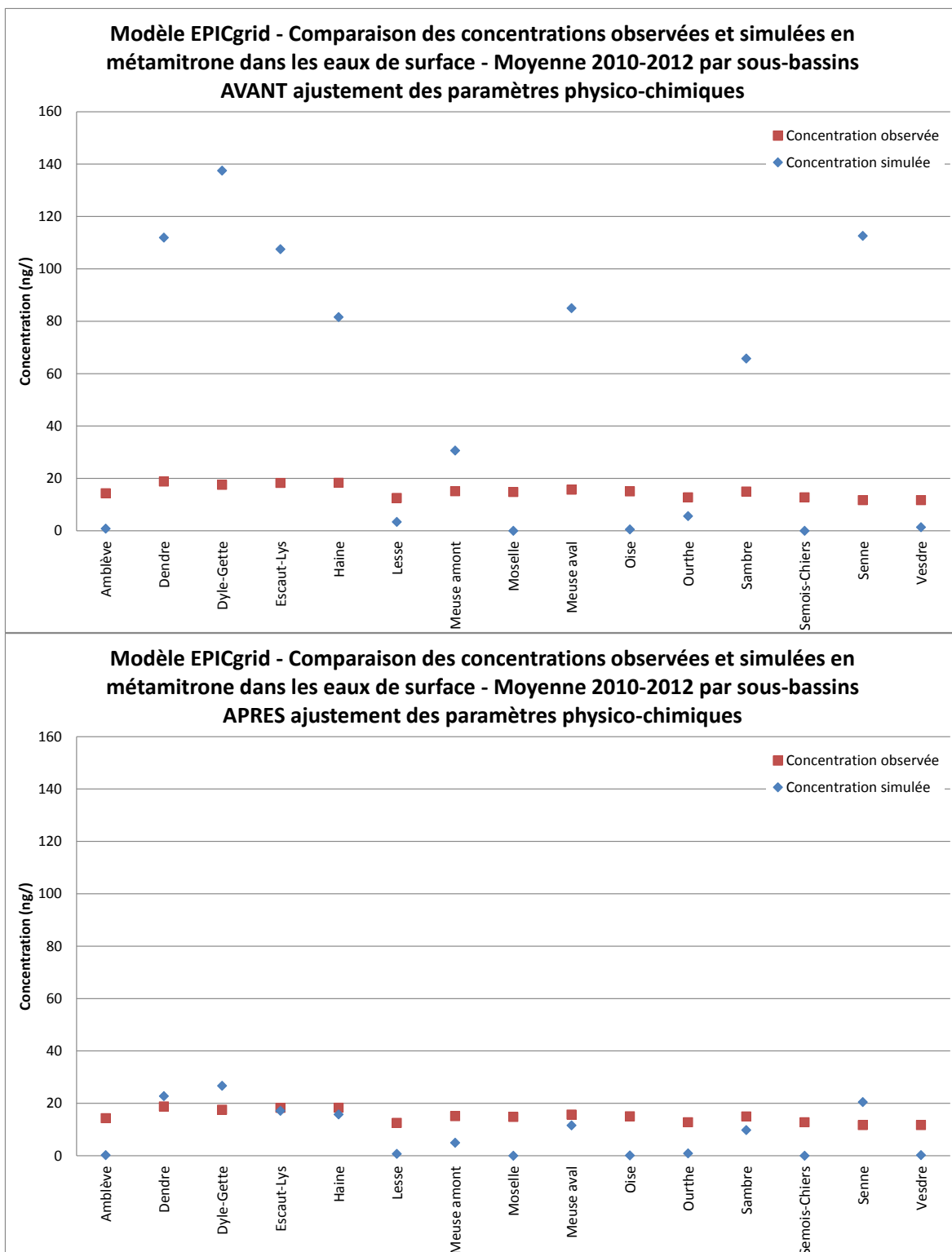


Figure 36 : Comparaison des concentrations observées et simulées en métamitron dans les eaux de surface - Moyenne 2010-2012 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

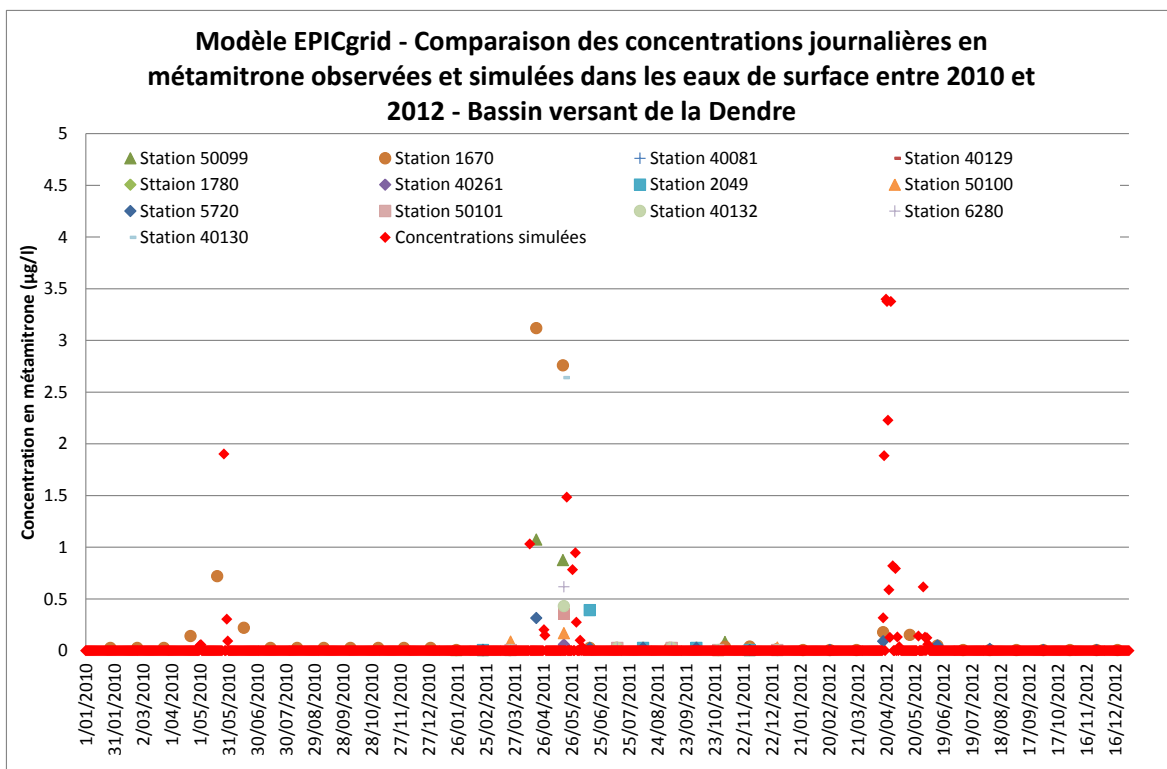


Figure 37 : Modèle EPICgrid - Comparaison des concentrations journalières en métamitronne observées et simulées dans les eaux de surface entre 2010 et 2012 - Bassin versant de la Dendre

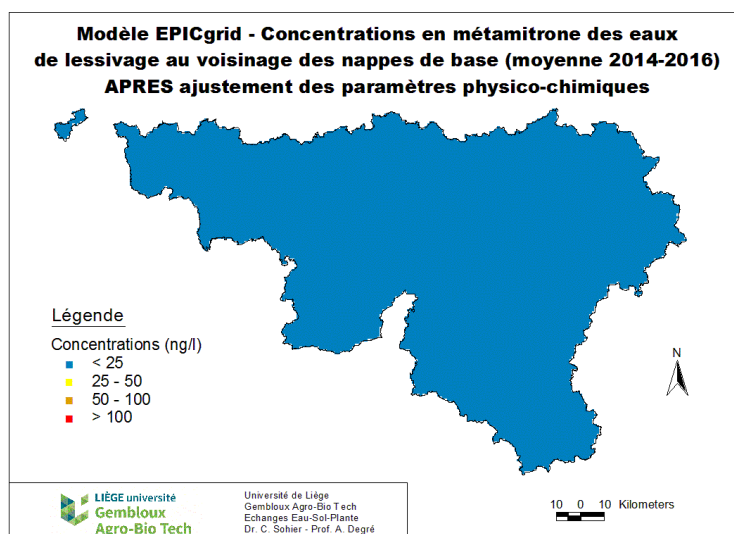
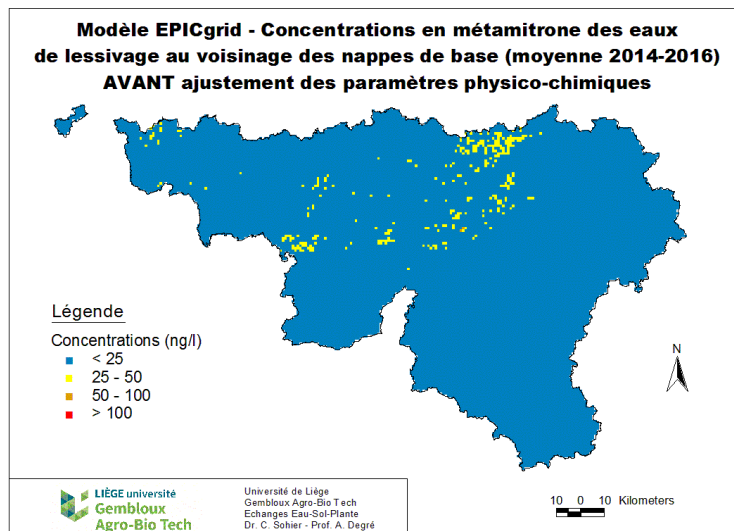
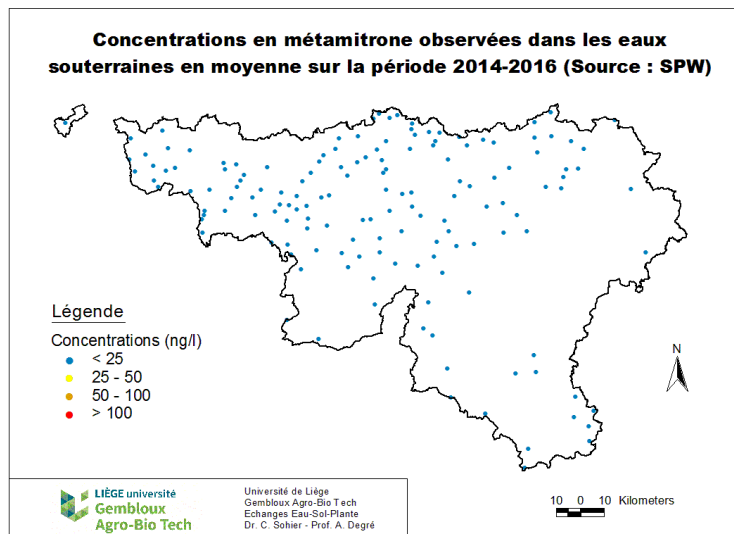


Figure 38 : Concentrations en métamitron observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.9 Diflufénican (DFF)

### 6.9.1 Introduction

Le diflufénican est une substance active de produit phytosanitaire qui présente un effet herbicide. Il est utilisé notamment en céréales.

### 6.9.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 19 présente les paramètres du diflufénican contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Aucune valeur de  $K_{oc}$  n'est renseignée dans la PPDB. La valeur la plus souvent citée dans la littérature est de 3417 mL/g, avec un intervalle allant de 1622 à 7431 mL/g.

Tableau 19 : Paramètres du diflufénican contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b><math>K_{oc}</math> (mL/g)</b>	-	-
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	180	44 – 773
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	0.05	

### 6.9.3 Analyse de sensibilité

Les résultats de l'étude de sensibilité menée sur l'influence des paramètres physico-chimiques du diflufénican sur le lessivage vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface sont présentés respectivement au Tableau 20 et au Tableau 21.

Tant la DT50 que le  $K_{oc}$  ont une influence non négligeable sur le lessivage du diflufénican.

Tableau 20 : Quantité relative de pesticide (diflufénican) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.05 mg/l)

$K_{oc} \setminus DT_{50}$	44	180	773
1622	0.0	7.0	104.1
3417	0.0	<b>1.0</b>	25.2
7431	0.0	0.0	3.5

Tableau 21 : Quantité relative de pesticide (diflufénican) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.05 mg/l)

$K_{oc} \setminus DT_{50}$	44	180	773
1622	0.4	1.0	1.3
3417	0.4	<b>1.0</b>	1.3
7431	0.4	1.0	1.3

### 6.9.4 Détermination des apports

Les ventes nationales de diflufenican (Figure 39) ont fortement augmenté dans les années '00. Elles ont légèrement régressé depuis.

En Wallonie, l'utilisation moyenne annuelle de diflufenican entre 2013-2015 est de 4388 kg/an. Les cultures cibles sont principalement les céréales (froment (57%), orge (38%) et épeautre (5%)). Une très faible quantité est appliquée en prairies (moins de 1%) et en vergers (moins de 1%).

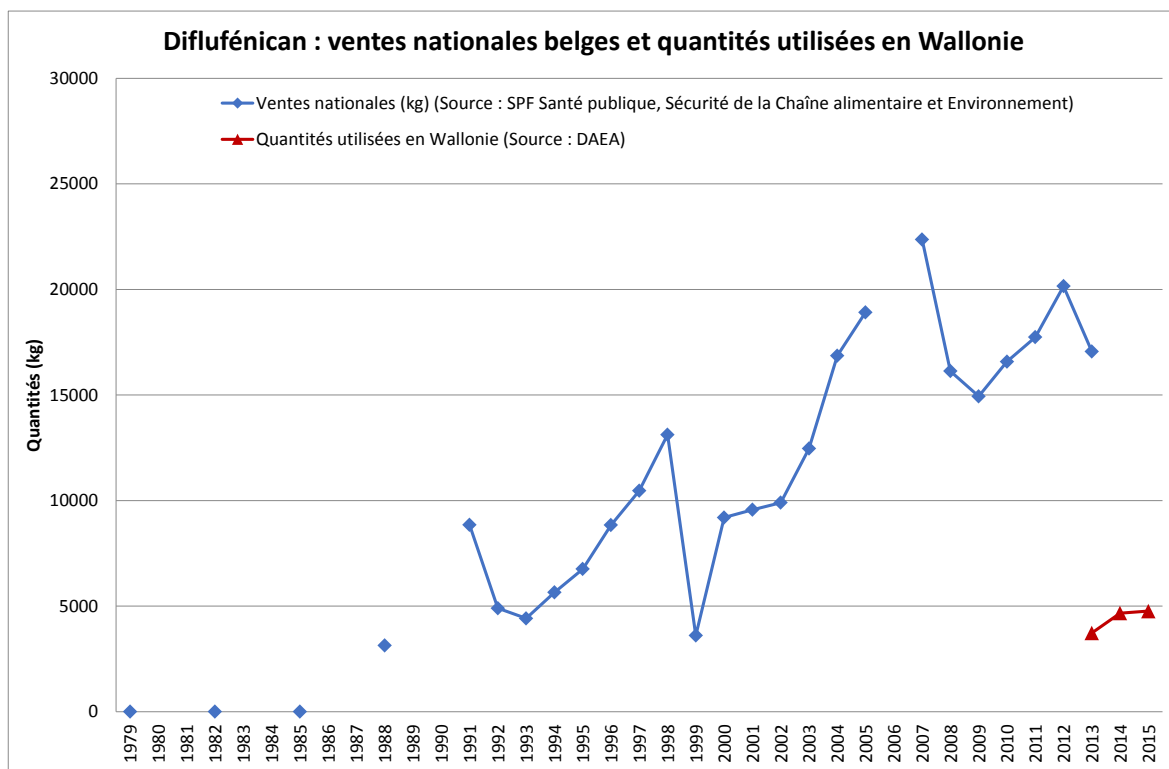


Figure 39 : Diflufenican : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.9.5 Simulation EPICgrid

Les résultats des simulations effectuées avec les paramètres de base (valeurs typiques des paramètres physico-chimiques) sont présentés à la Figure 40 pour les eaux de surface et à la Figure 41 pour les eaux souterraines.

Les concentrations simulées vers les eaux de surface sont globalement surestimées avec les paramètres de base. Pour les eaux souterraines, ces paramètres conduisent à des concentrations acceptables.

Comme le montre la Figure 40, l'ajustement des paramètres physico-chimiques permet d'améliorer la correspondance entre concentrations en diflufenican observées et simulées dans les eaux de surface.

Le calendrier d'apports du diflufenican étant très variable d'une année à l'autre en fonction des conditions de culture, il ne peut être reproduit fidèlement dans le modèle. La



dynamique journalière des concentrations en diflufénican ne peut donc être reproduite. Néanmoins les valeurs moyennes annuelles sont correctement évaluées.

Pour les eaux souterraines, les concentrations simulées avec ce nouveau set de paramètres restent en concordance avec les concentrations observées.

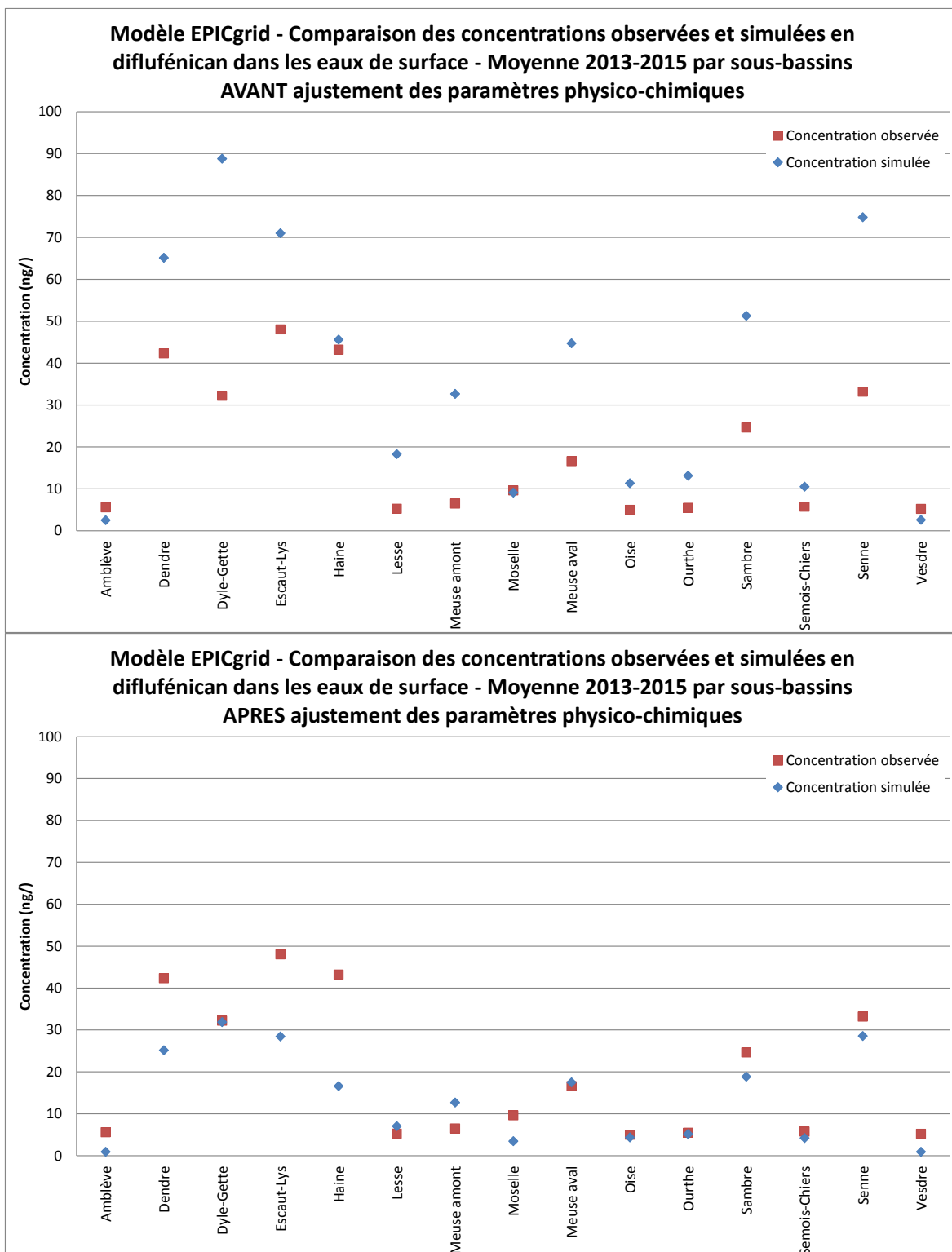


Figure 40 : Comparaison des concentrations observées et simulées en diflufenican dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

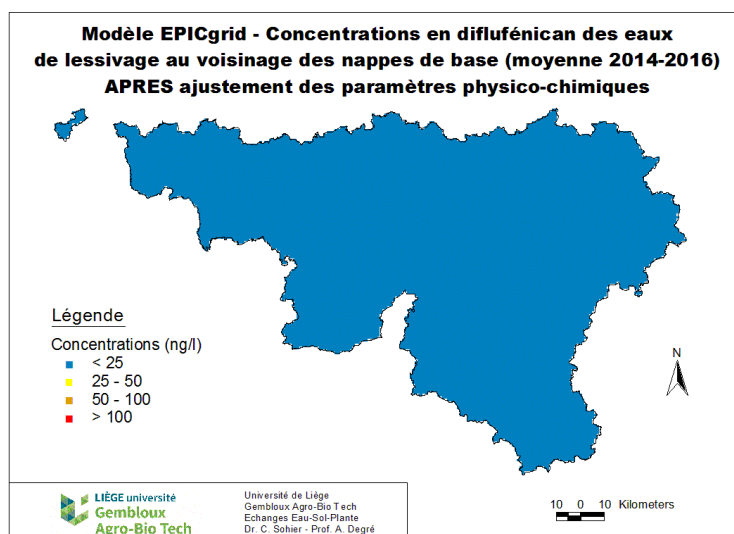
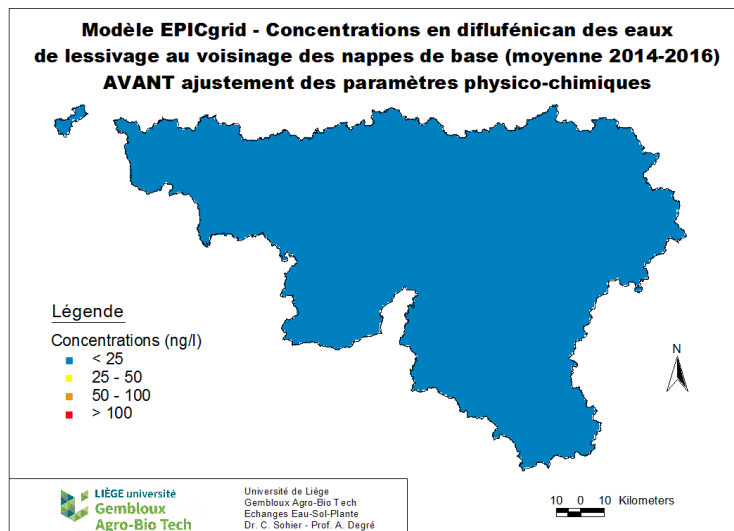
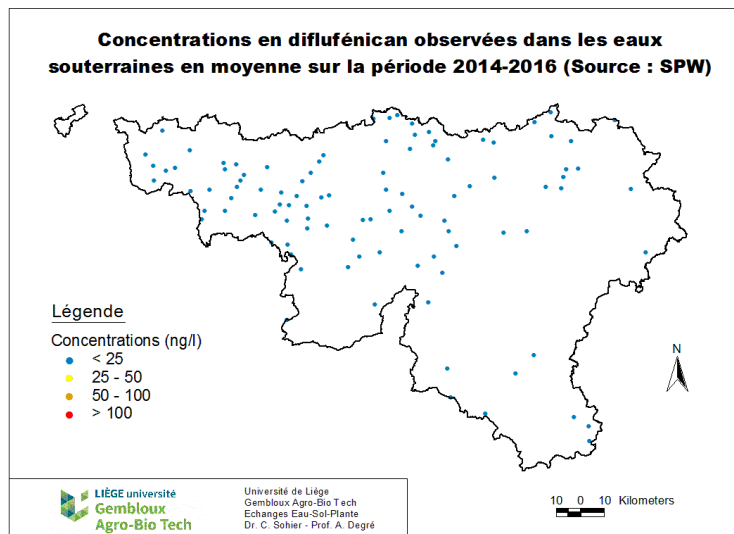


Figure 41 : Concentrations en diflufénican observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.10 Chlortoluron (CTU)

### 6.10.1 Introduction

Le chlortoluron est une molécule herbicide qui est utilisée en céréales (froment, escourgeon, épeautre). Le chlortoluron agit contre la plupart des adventices graminées et dicotylédones en inhibant la photosynthèse (groupe HRAC C2) et en perturbant le phénomène de respiration.

### 6.10.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 22 présente les paramètres du chlortoluron contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 22 : Paramètres du chlortoluron contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	196	108 – 384
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	45	34 – 59
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	74	-

### 6.10.3 Analyse de sensibilité

La combinaison de paramètres physico-chimiques utilisée influence tant le lessivage vers les eaux souterraines (Tableau 23) que le lessivage vers les eaux de surface (Tableau 24). Vers les eaux de surface, c'est la DT50 qui est le paramètre déterminant ; vers les eaux souterraines, les deux paramètres ont une influence non négligeable sur le lessivage.

Tableau 23 : Quantité relative de pesticide (chlortoluron) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 74 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	34	45	59
108	0.8	2.8	8.2
196	0.3	<b>1.0</b>	3.1
384	0.0	0.2	0.7

Tableau 24 : Quantité relative de pesticide (chlortoluron) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 74 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	34	45	59
108	0.6	0.9	1.2
196	0.7	<b>1.0</b>	1.3
384	0.7	1.1	1.4

### 6.10.4 Détermination des apports

Très utilisé dans les années '80, le chlortoluron a partiellement été remplacé par d'autres molécules au début des années '90 entraînant une diminution importante de ses ventes à l'échelle nationale (Figure 42).

En Wallonie, selon les chiffres de la DAEA, l'utilisation moyenne annuelle de chlortoluron entre 2013 et 2015 est de 9883 kg/an.

Les cultures cibles sont essentiellement les céréales : orge (76%), froment (14%), et épeautre (4%). Il est également un peu utilisé en vergers (6%).

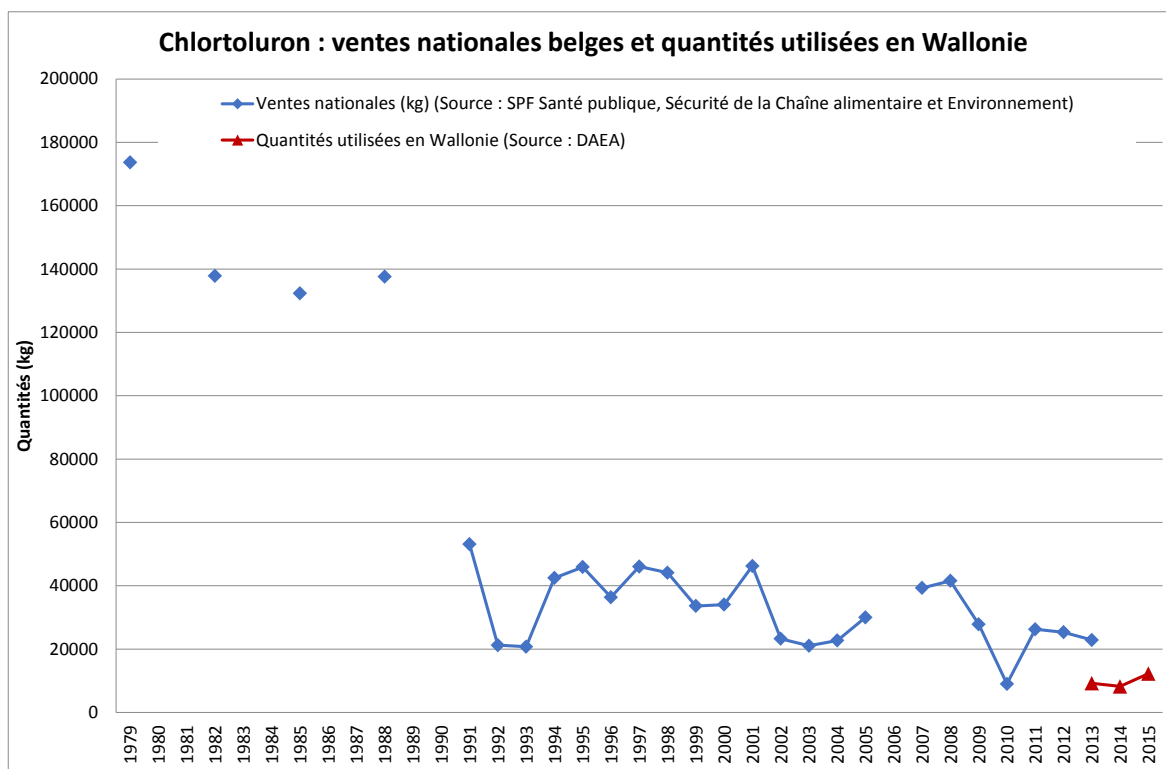


Figure 42 : Chlortoluron : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.10.5 Simulation EPICgrid

Les concentrations en chlortoluron des eaux de lessivage simulées avec les paramètres physico-chimiques de base sont surestimées tant pour les eaux de surface (Figure 43) que pour les eaux souterraines (Figure 45).

Une correspondance plus satisfaisante entre concentrations observées et simulées est obtenue via l'ajustement des paramètres physico-chimiques. Les résultats des simulations après calibration sont présentés à la Figure 43 pour les eaux de surface et à la Figure 45 pour les eaux souterraines.

L'évolution des concentrations journalières en chlortoluron observées et simulées dans les eaux de surface est présentée à la Figure 44 pour le bassin de la Dendre (période 2013-2015). Moyennant les remarques émises au paragraphe 6.7, la correspondance entre concentrations observées et simulées dans la rivière est assez remarquable.

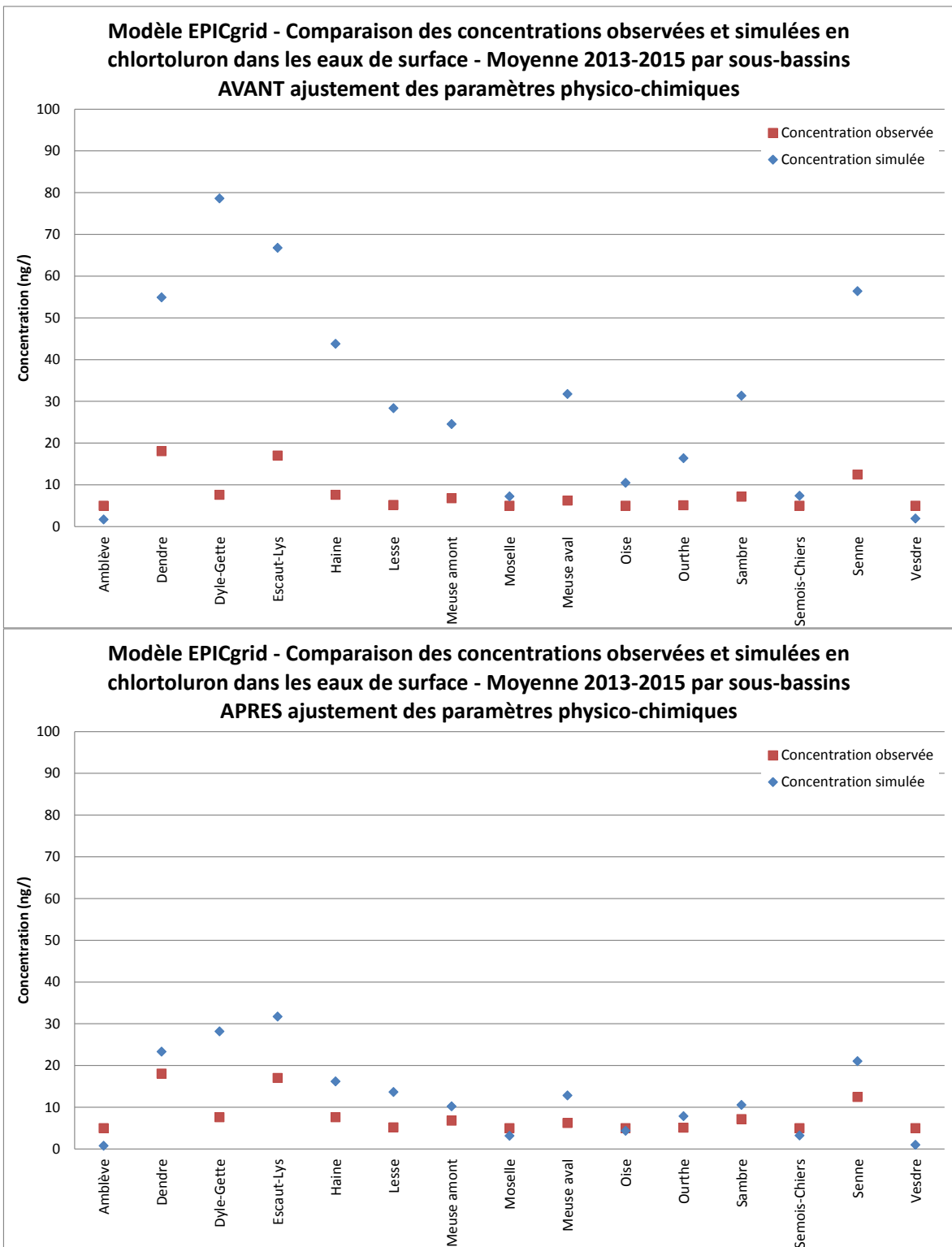


Figure 43 : Comparaison des concentrations observées et simulées en chlortoluron dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

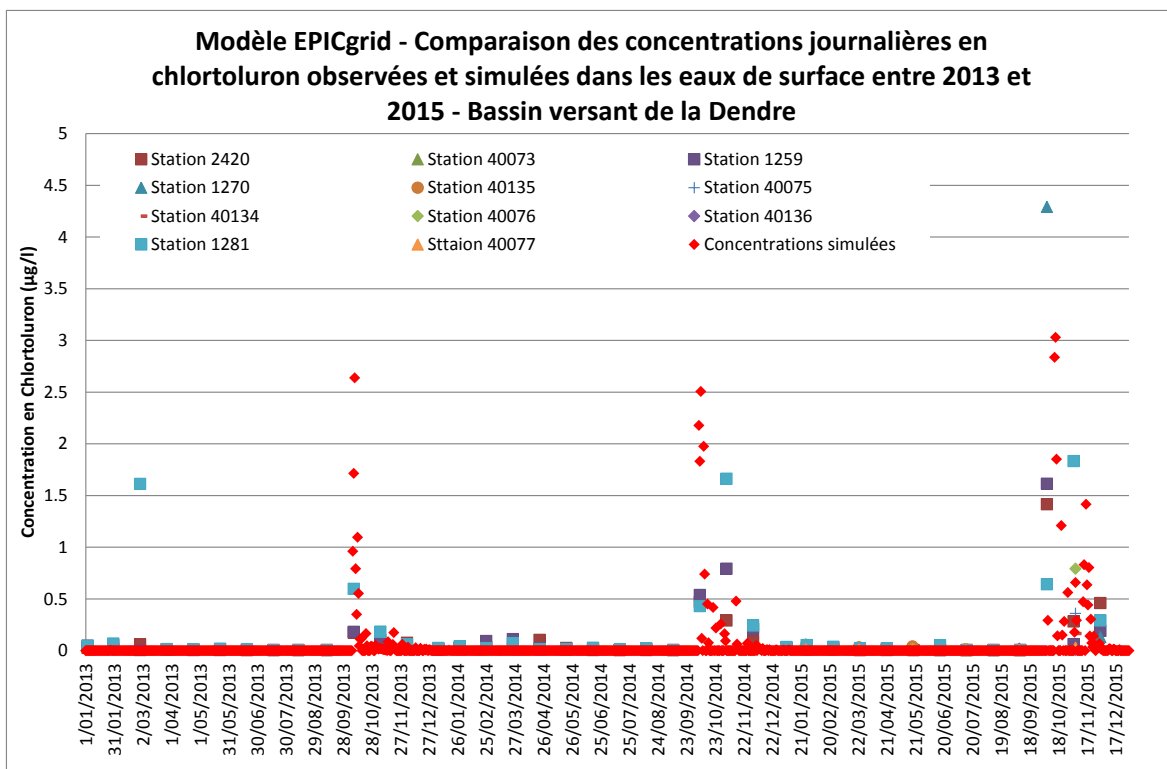


Figure 44 : Modèle EPICgrid - Comparaison des concentrations journalières en chlortoluron observées et simulées dans les eaux de surface entre 2013 et 2015 - Bassin versant de la Dendre

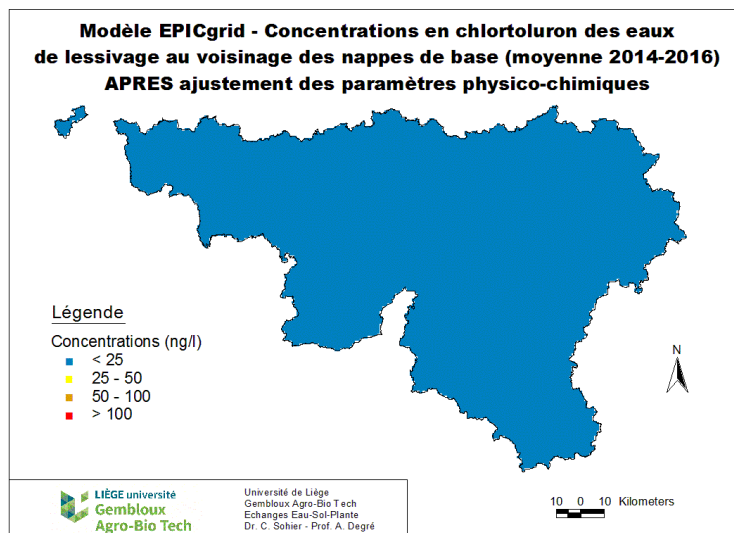
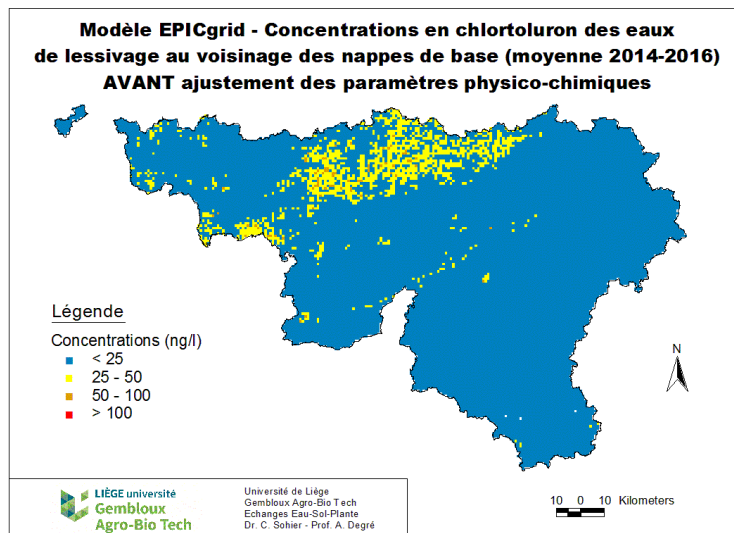
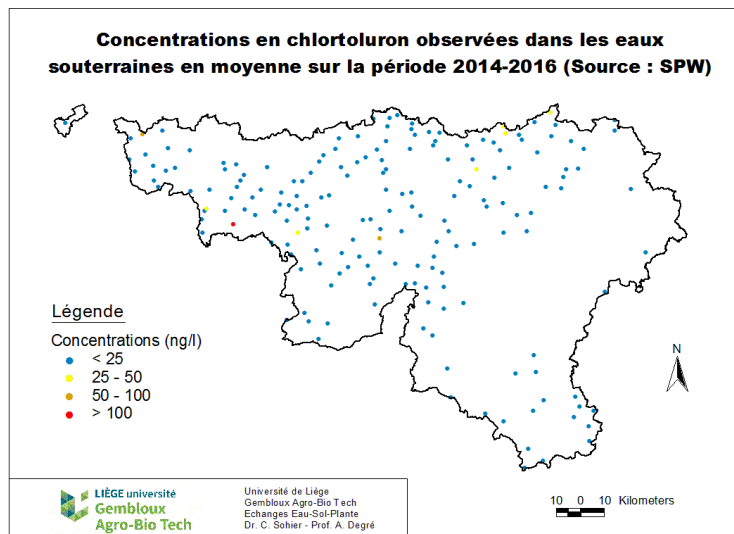


Figure 45 : Concentrations en chlortoluron observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)



## 6.11 Cyperméthrine (CYM)

### 6.11.1 Introduction

La cyperméthrine est une substance active de produit phytosanitaire qui présente un effet insecticide. Elle est utilisée pour lutter contre une large gamme d'insectes (insectes volants ou rampants) tant en cultures de céréales qu'en maïs et pommes de terre.

La cyperméthrine est une substance prioritaire (directive 2013/39/UE). Cette directive fixe la norme de qualité environnementale pour les eaux de surface intérieures exprimée en valeur moyenne annuelle (NQE-MA) à  $8.10^{-5}$  µg/l. Exprimée en concentration maximale admissible (NQE-CMA), celle-ci est fixée à  $6.10^{-4}$  µg/l.

### 6.11.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 25 présente les paramètres de la cyperméthrine contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 25 : Paramètres de la cyperméthrine contenus dans la PPDB

	<b>Valeur typique</b>	<b>Intervalle</b>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	307558	80653 – 574360
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	22	2 – 58
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	0.009	-

### 6.11.3 Analyse de sensibilité

Le lessivage de cyperméthrine vers les eaux souterraines est nul quel que soit le jeu de paramètres utilisés (dans la gamme des valeurs référencées dans la PPDB).

En ce qui concerne le lessivage vers les eaux de surface, celui-ci est influencé par la DT50 mais peu ou pas par la Koc (dans la gamme de valeurs testées).

Tableau 26 : Quantité relative de pesticide (cyperméthrine) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.009 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2	22	58
80653	0.0	0.0	0.0
307558	0.0	<b>0.0</b>	0.0
574360	0.0	0.0	0.0

Tableau 27 : Quantité relative de pesticide (cyperméthrine) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.009 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2	22	58
80653	0.0	1.0	3.8
307558	0.0	<b>1.0</b>	3.8
574360	0.0	1.0	3.8

### 6.11.4 Détermination des apports

Les ventes de cyperméthrine ont débuté au milieu des années '80. Celles-ci montrent une variabilité interannuelle très importante (Figure 46).

En Wallonie, l'utilisation moyenne annuelle de cyperméthrine pour la période 2013-2015 est de 424 kg/an. On notera une forte augmentation de l'utilisation de cyperméthrine entre 2013 et 2015 (174 kg en 2013, 660 kg en 2015).

Les cultures sur lesquelles la cyperméthrine est utilisée sont : le froment (48%), le maïs (25%), l'orge (9%), le colza (8%), l'épeautre (4%), la pomme de terre (4%) et la culture de pois (3%).

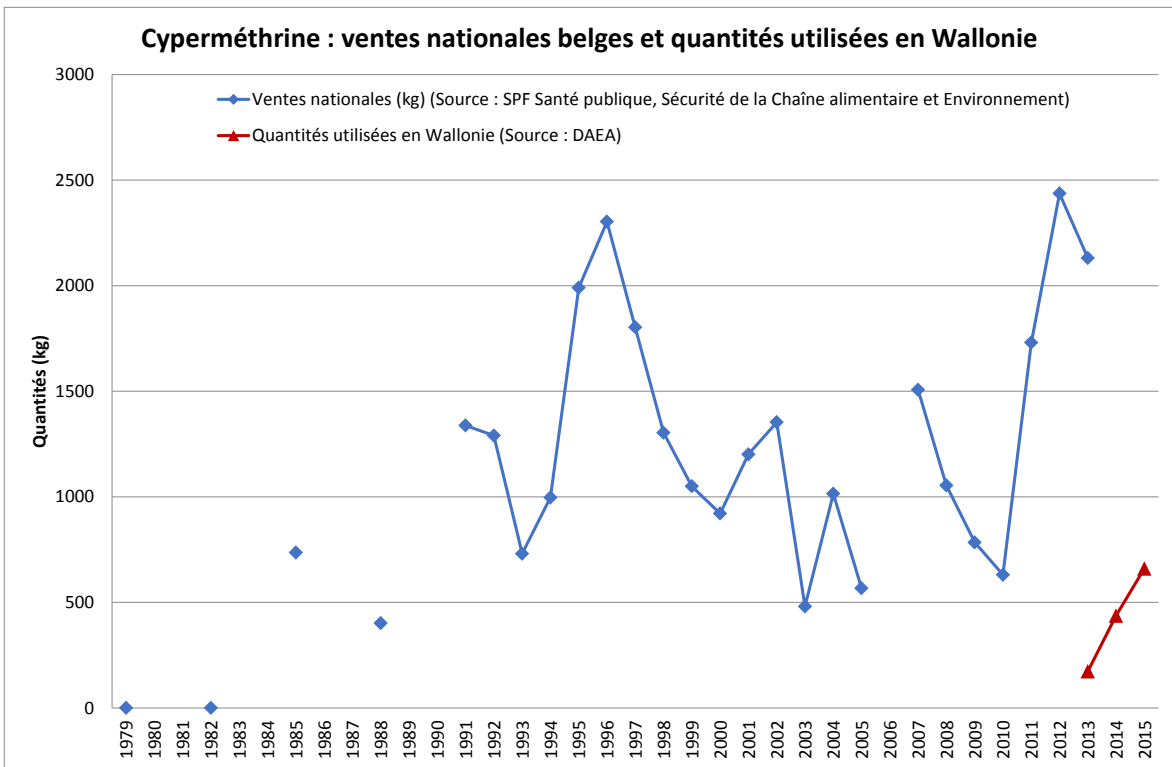


Figure 46 : Cyperméthrine : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.11.5 Simulation EPICgrid

La Figure 47 présente la comparaison des concentrations moyennes annuelles observées et simulées sur la période 2015-2016 (pas de données exploitables avant) dans les eaux de surface. Les simulations réalisées avec les paramètres physico-chimiques types surestiment fortement les concentrations en cyperméthrine des eaux de surface. L'ajustement des paramètres décrivant les caractéristiques du pesticide permet d'améliorer nettement la correspondance entre observations et simulations.

Les concentrations en cyperméthrine des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées sont nulles avec les deux jeux de paramètres (types et ajustés) (Figure 48), ce qui est conforme avec le test de sensibilité réalisé et avec les données observées.

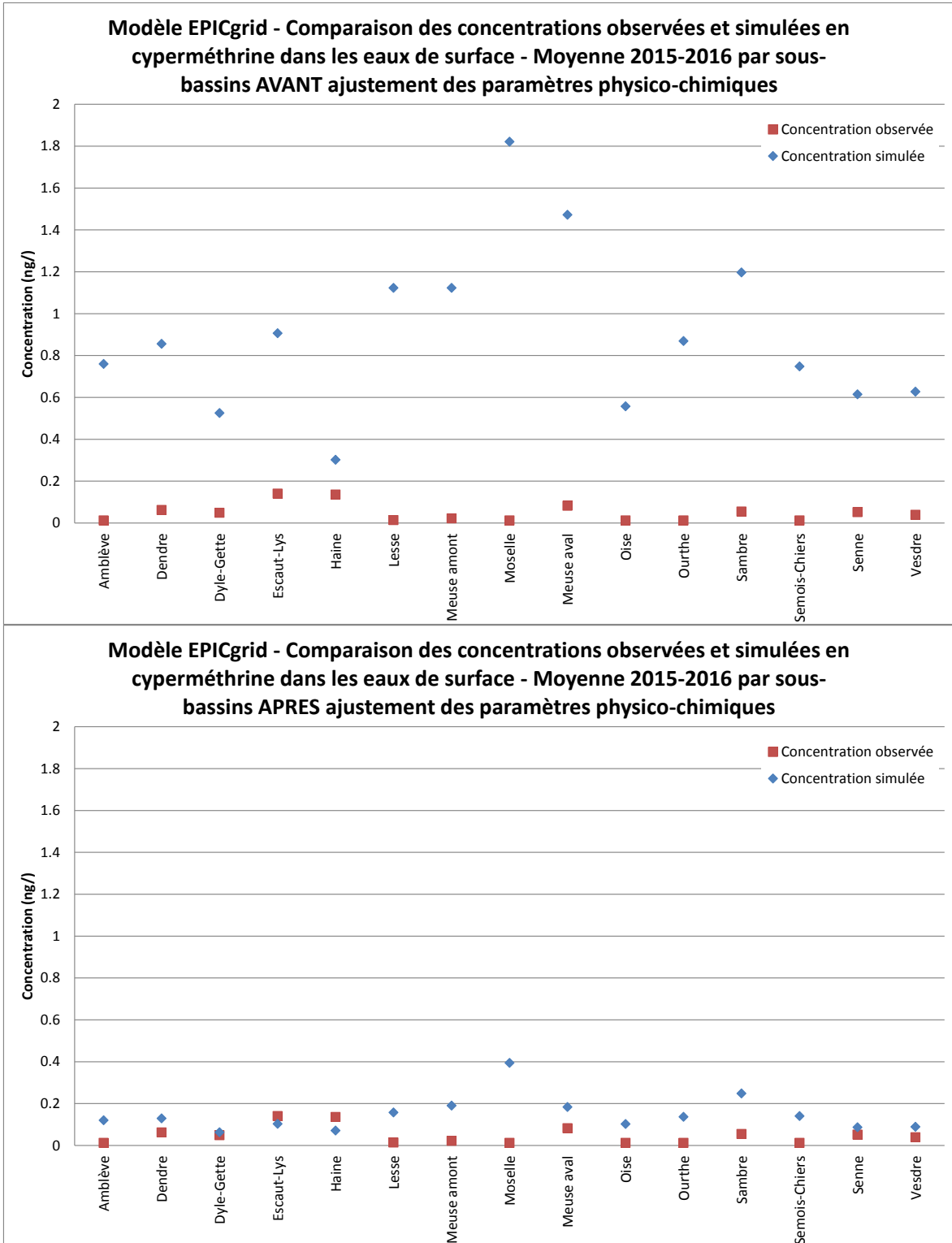


Figure 47 : Comparaison des concentrations observées et simulées en cyperméthrine dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

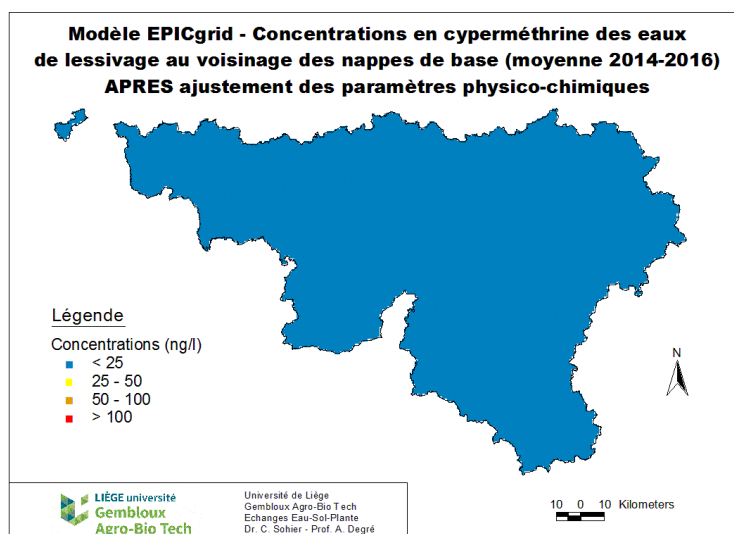
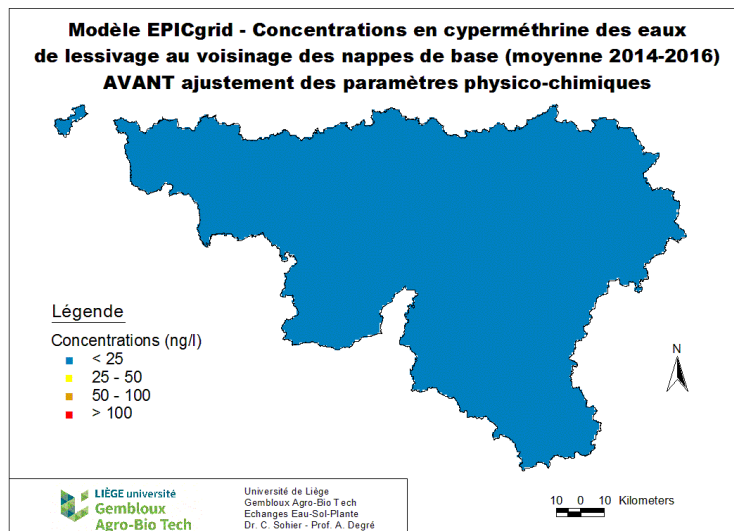
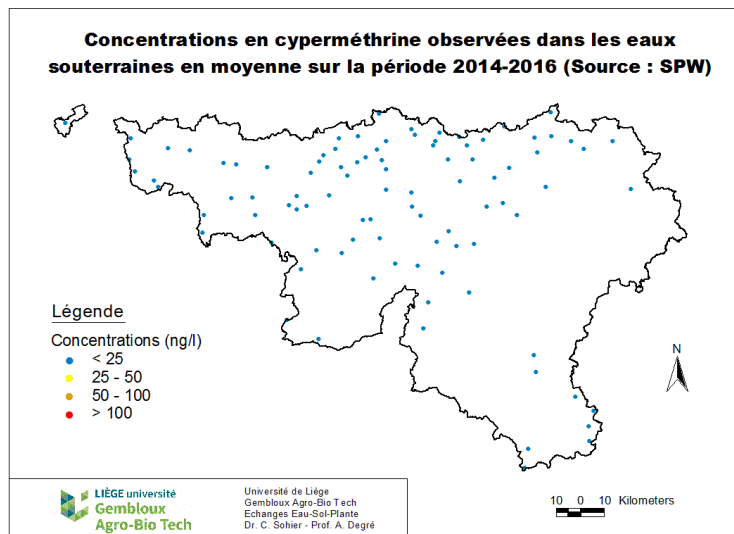


Figure 48 : Concentrations en cyperméthrine observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.12 Terbutylazine (TBZ)

### 6.12.1 Introduction

La terbutylazine est un herbicide qui appartient à la famille chimique des triazines. Il est notamment utilisé en culture de maïs pour contrôler les adventices.

### 6.12.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 28 présente les paramètres de la terbutylazine contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 28 : Paramètres de la terbutylazine contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	220	151 – 514
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	75	10 – 167
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	6.6	5 – 9

### 6.12.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 29, le Tableau 30 et le Tableau 31 présentent la réponse du modèle quant au lessivage de la terbutylazine vers les eaux souterraines en fonction de la combinaison de paramètres physico-chimiques utilisée. Ces mêmes résultats sont présentés au Tableau 32, au Tableau 33 et au Tableau 34 pour le lessivage de la terbutylazine vers les eaux de surface.

La solubilité (parmi la gamme de valeurs testées) n'a pas d'influence sur les pertes vers les eaux de surface et son influence quant aux pertes vers les eaux souterraines est relativement faible.

Le K<sub>oc</sub> a peu d'impact sur les pertes vers les eaux de surface, par contre sa valeur influence davantage les pertes vers les eaux souterraines.

La DT<sub>50</sub> est le paramètre qui influence le plus les pertes à la fois vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Tableau 29 : Quantité relative de pesticide (terbutylazine) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 6.6 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	10	75	167
151	0.0	1.9	32.7
220	0.0	<b>1.0</b>	20.4
514	0.0	0.1	4.4

Tableau 30 : Quantité relative de pesticide (terbuthylazine) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres  $DT_{50}$  et S ( $K_{oc} = 220$  mL/g)

$DT_{50} \setminus S$	5	6.6	9
10	0.0	0.0	0.0
75	0.9	<b>1.0</b>	1.2
167	18.4	20.4	22.8

Tableau 31 : Quantité relative de pesticide (terbuthylazine) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et S ( $DT_{50} = 75$  j)

$K_{oc} \setminus S$	5	6.6	9
151	1.7	1.9	2.2
220	0.9	<b>1.0</b>	1.2
514	0.1	0.1	0.8

Tableau 32 : Quantité relative de pesticide (terbuthylazine) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et  $DT_{50}$  (Solubilité = 6.6 mg/l)

$K_{oc} \setminus DT_{50}$	10	75	167
151	0.0	0.9	1.4
220	0.0	<b>1.0</b>	1.5
514	0.0	1.1	1.7

Tableau 33 : Quantité relative de pesticide (terbuthylazine) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $DT_{50}$  et S ( $K_{oc} = 220$  mL/g)

$DT_{50} \setminus S$	5	6.6	9
10	0.0	0.0	0.0
75	1.0	<b>1.0</b>	1.0
167	1.5	1.5	1.5

Tableau 34 : Quantité relative de pesticide (bentazone) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et S ( $DT_{50} = 75$  j)

$K_{oc} \setminus S$	5	6.6	9
151	0.9	0.9	0.9
220	1.0	<b>1.0</b>	1.0
514	1.1	1.1	1.1

#### **6.12.4 Détermination des apports**

Les ventes nationales de terbuthylazine ont fortement augmenté depuis les années '00 (Figure 49).

En Wallonie, selon les chiffres de la DAEA, l'utilisation de terbuthylazine est relativement stable entre 2013 et 2015, avec en moyenne de 29889 kg de terbuthylazine utilisé par an.

La terbuthylazine est quasi-exclusivement utilisée sur maïs (moins de 1% sur épeautre et prairies).

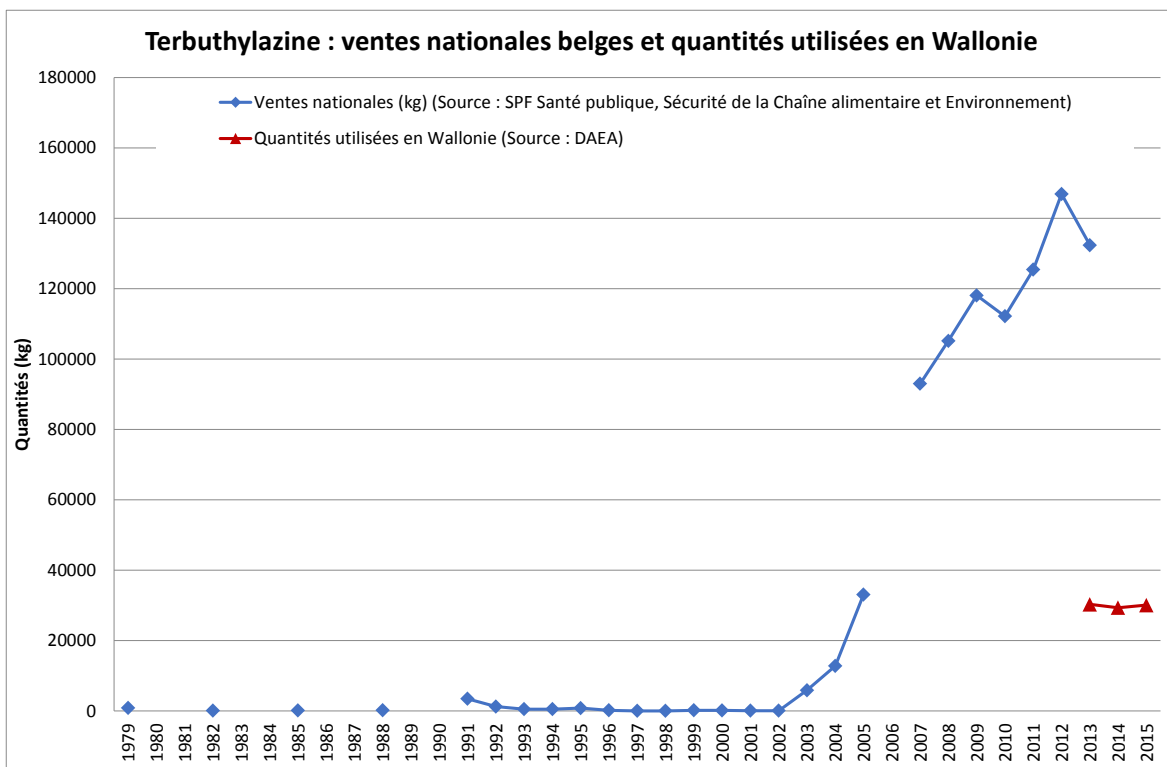


Figure 49 : Terbutylazine : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.12.5 Simulation EPICgrid

Les paramètres de base contenus dans la PPDB conduisent à une surestimation très importante des concentrations en terbutylazine simulées vers les eaux de surface (Figure 50). Le constat est identique pour le lessivage vers les eaux souterraines (Figure 51).

L'ajustement des paramètres physico-chimiques améliore sensiblement la correspondance entre observations et simulations, que ce soit pour les eaux de surface ou pour les eaux souterraines.

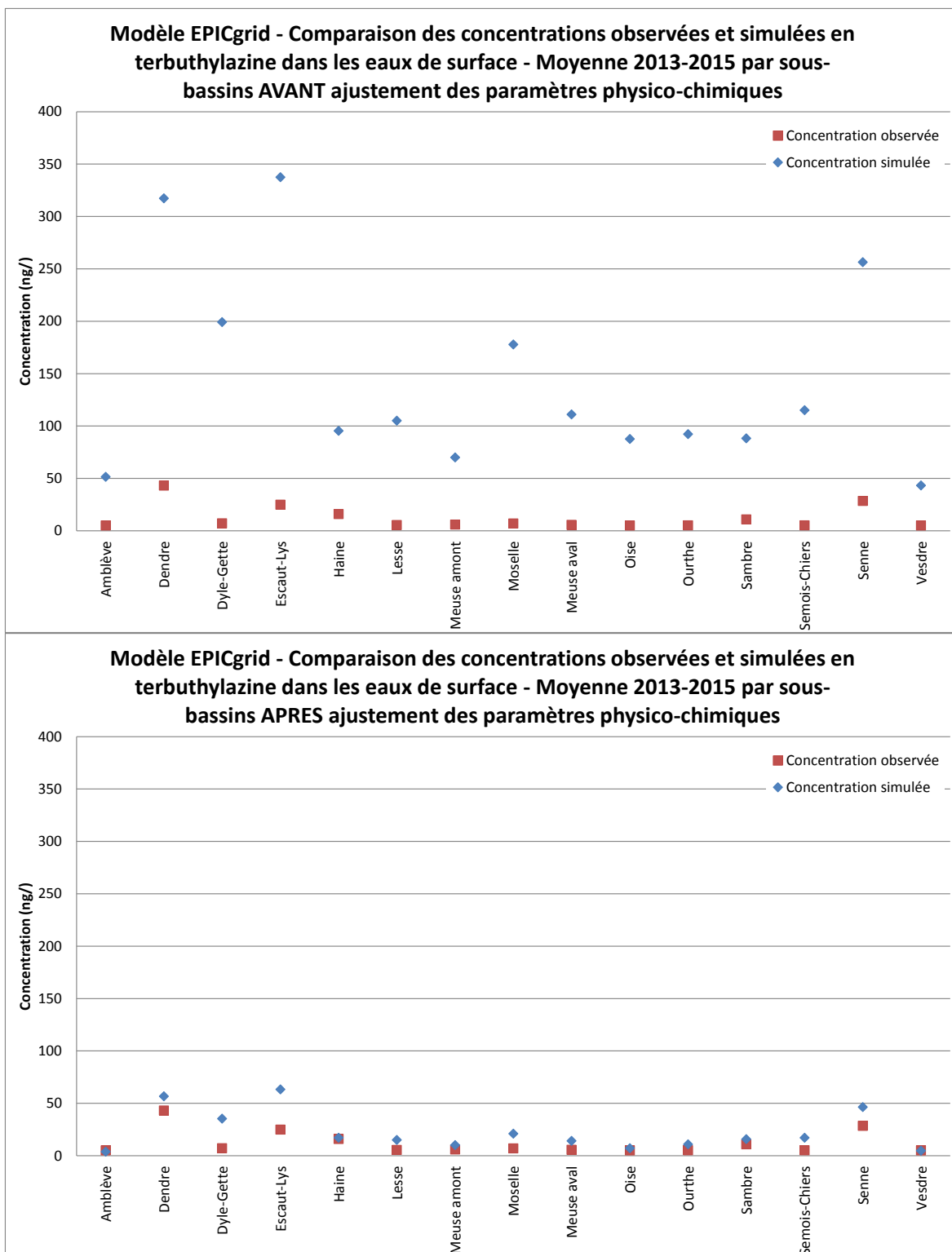


Figure 50 : Comparaison des concentrations observées et simulées en terbuthylazine dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques



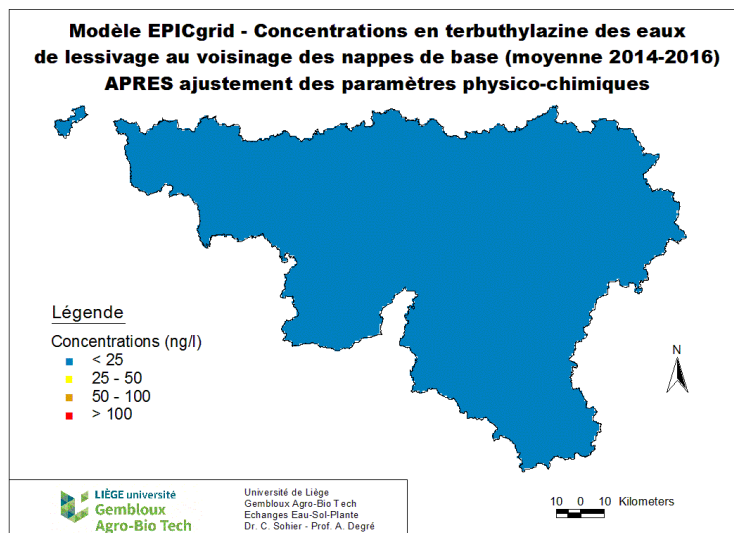
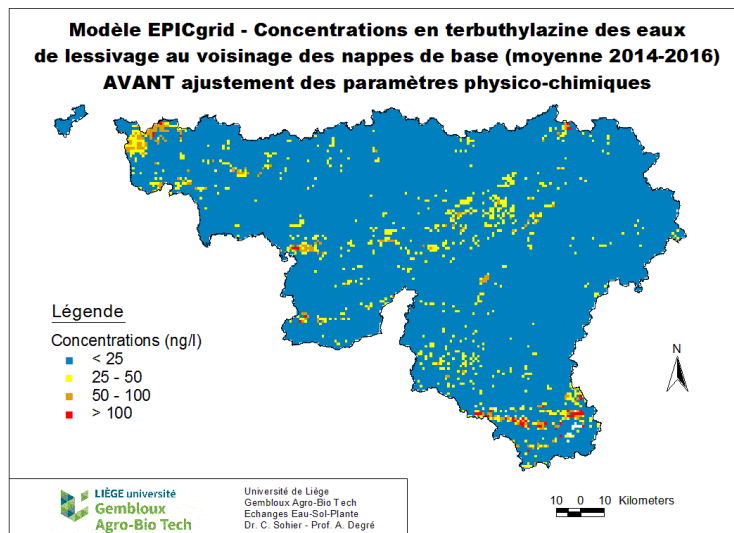
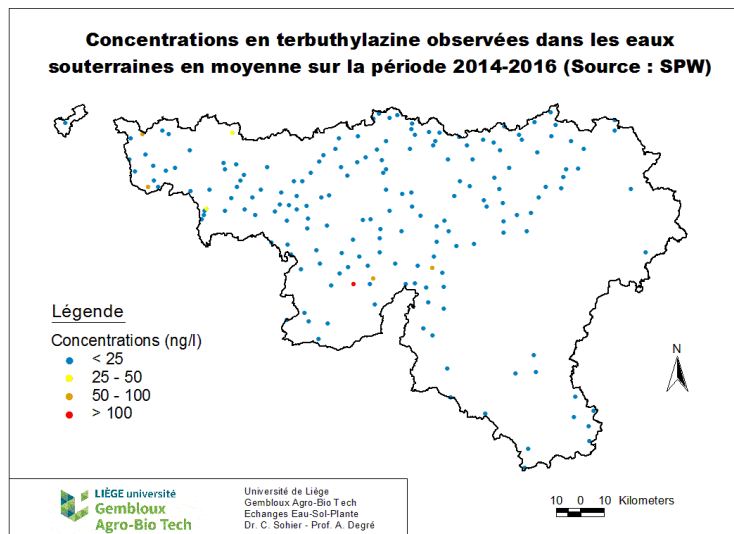


Figure 51 : Concentrations en terbuthylazine observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.13 Chlorothalonil (CTL)

### 6.13.1 Introduction

Le chlorothalonil est un fongicide utilisé pour lutter contre un large éventail de maladies sur de nombreuses cultures.

### 6.13.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 35 présente les paramètres du chlorothalonil contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

On notera une très grande variabilité tant du K<sub>oc</sub> que de la DT<sub>50</sub>.

Tableau 35 : Paramètres du chlorothalonil contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	2632	300 – 6154
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	3.53	0.26 – 28.4
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	0.81	-

### 6.13.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 36 et le Tableau 37 présentent les résultats de l'analyse de sensibilité réalisée respectivement quant au lessivage du chlorothalonil vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Quelle que soit la combinaison de paramètres K<sub>oc</sub> / DT<sub>50</sub> utilisée (dans la gamme de valeurs précitées), le lessivage du chlorothalonil vers les eaux souterraines est nul.

Le lessivage vers les eaux de surface est, par contre, fortement influencé par la valeur de la DT<sub>50</sub>.

Tableau 36 : Quantité relative de pesticide (chlorothalonil) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.81 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	0.26	3.53	28.4
300	0.0	0.0	0.0
2632	0.0	<b>0.0</b>	0.0
6154	0.0	0.0	0.0

Tableau 37 : Quantité relative de pesticide (chlorothalonil) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 0.81 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	0.26	3.53	28.4
300	0.0	0.9	49.8
2632	0.0	<b>1.0</b>	56.2
6154	0.0	1.0	56.7

### 6.13.4 Détermination des apports

Les quantités de chlorothalonil vendues en Belgique sont reportées à la Figure 52. Sont reprises également sur cette Figure, les quantités utilisées en Wallonie entre 2013 et 2015. Les ventes nationales de chlorothalonil sont en quasi constante augmentation depuis la fin des années '70.

En Wallonie, l'utilisation moyenne de chlorothalonil sur la période 2013-2015 est de 51178 kg/an. Le chlorothalonil est principalement utilisé (moyenne 2013-2015) en culture de froment (46%). Dans une moindre mesure, il est également utilisé en culture de pois (8%), de pomme de terre (7%), d'orge (6%) et d'épeautre (3%).

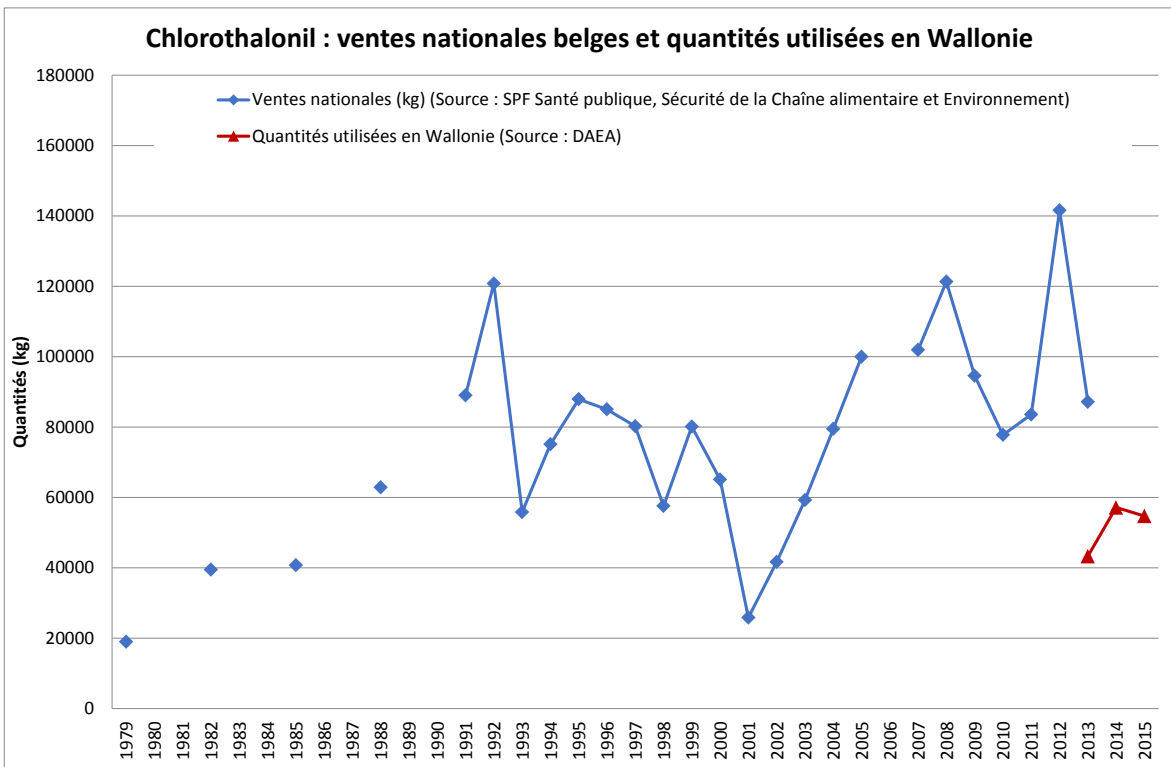


Figure 52 : Chlorothalonil : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

### 6.13.5 Simulations EPICgrid

Les données de concentration en chlorothalonil observées dans les eaux de surface sont relativement anciennes (fin des années '90, début des années '00). Les comparaisons entre observations et simulations ont porté sur la période 2000-2002 afin de maximiser le nombre de sous-bassins versants sur lesquels cette comparaison est réalisable (soit 8 sous-bassins sur 15).

La Figure 53 présente la comparaison entre les résultats des simulations effectuées avec les paramètres de base contenus dans la PPDB et les observations.

Selon les laboratoires, la limite de détection est fixée à 7.5 ou 10 ng/l. Le modèle simule des concentrations inférieures à cette limite de détection. L'ordre de grandeur des

concentrations simulées est donc correct. Il est cependant impossible d'affiner les simulations au vu des données d'observation disponibles.

En ce qui concerne les eaux souterraines (Figure 54), aucune donnée d'observation n'est disponible. Les concentrations simulées par le modèle sont toutes inférieures à 25 ng/l.

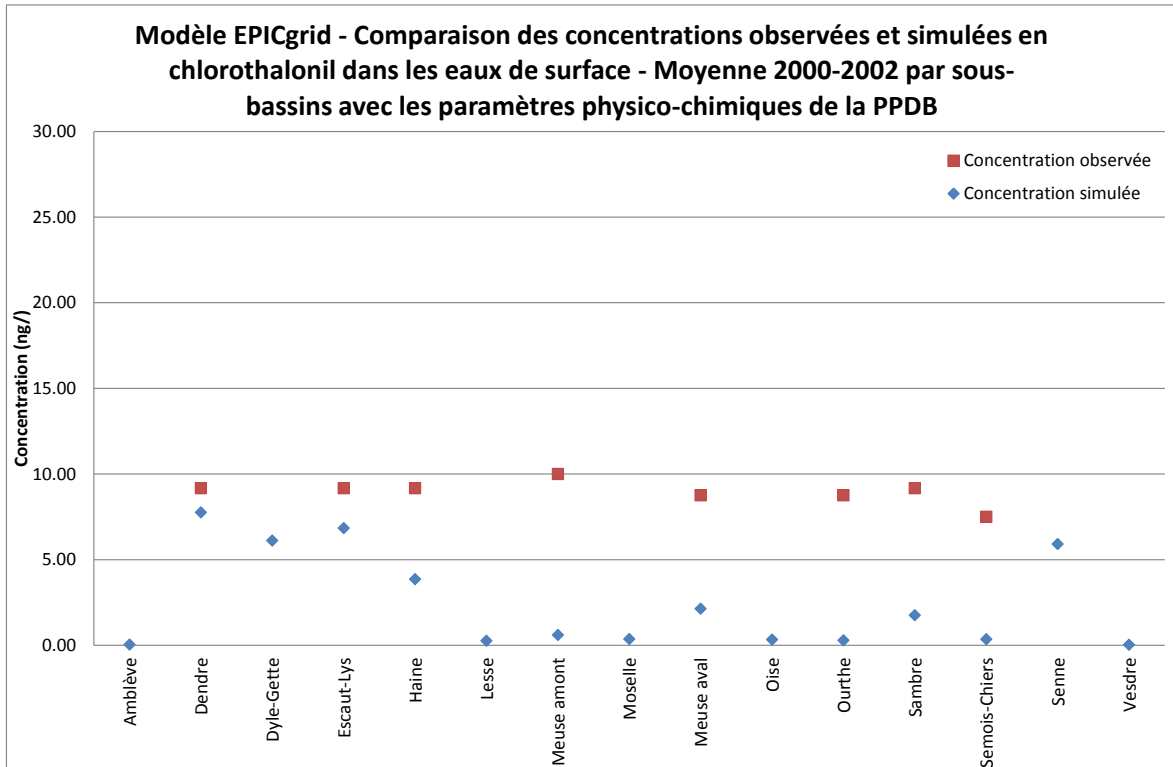


Figure 53 : Modèle EPICgrid - Comparaison des concentrations observées et simulées en chlorothalonil dans les eaux de surface - Moyenne 2000-2002 par sous-bassins avec les paramètres physico-chimiques de la PPDB

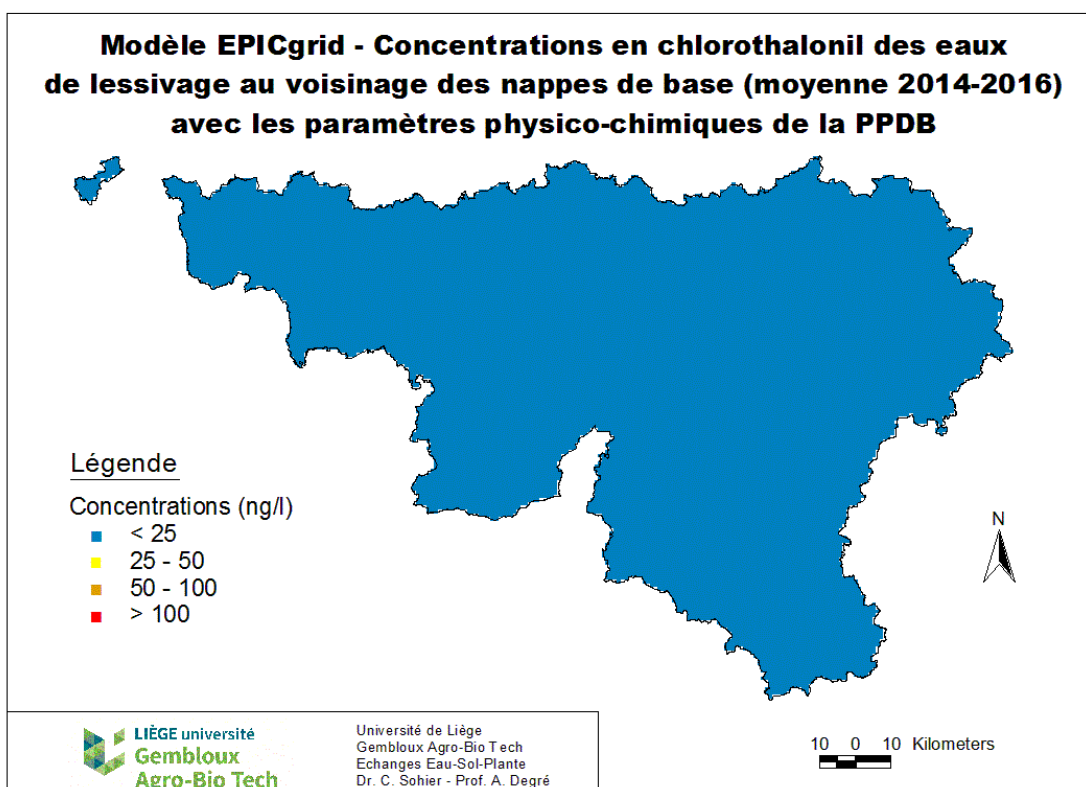
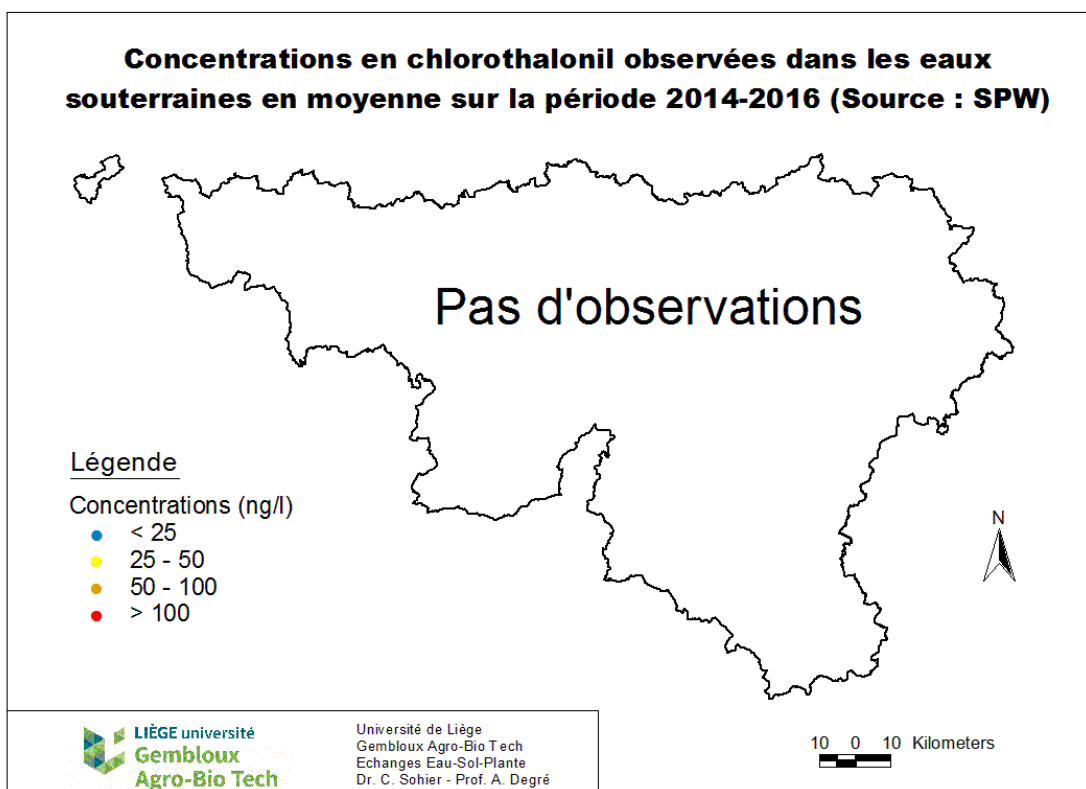


Figure 54 : Concentrations en chlorothalonil observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid avec les paramètres physico-chimiques de la PPDB (moyenne 2014-2016)

## 6.14 Chlorothalonil SA (CTL-SA)

### 6.14.1 Introduction

Le chlorothalonil SA est un métabolite résultant de la dégradation du chlorothalonil.

### 6.14.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 38 présente les paramètres du chlorothalonil SA contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 38 : Paramètres du chlorothalonil SA contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	7.5	1.3 – 14
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	332	61 – 1000
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	18000	-

### 6.14.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 39 et le Tableau 40 présentent l'influence des paramètres physico-chimiques du chlorothalonil SA (DT50 et K<sub>oc</sub>) sur le lessivage respectivement vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Les valeurs de DT50 et de K<sub>oc</sub> influencent le lessivage du chlorothalonil SA vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface mais dans des proportions plus faibles que celles constatées pour d'autres molécules.

Tableau 39 : Quantité relative de métabolite (chlorothalonil SA) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 18000 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	61	332	1000
1.3	0.0	1.1	2.1
7.5	0.0	<b>1.0</b>	2.0
14.0	0.0	0.9	2.0

Tableau 40 : Quantité relative de métabolite (chlorothalonil SA) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 18000 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	61	332	1000
1.3	0.3	1.1	1.4
7.5	0.3	<b>1.0</b>	1.2
14.0	0.3	0.9	1.1

#### ***6.14.4 Simulation EPICgrid***

La comparaison entre concentrations observées et simulées dans les eaux de surface ne peut être réalisée car ce métabolite n'est pas mesuré en eaux de surface.

Pour les eaux souterraines, la comparaison entre concentrations observées et simulées est présentée à la Figure 55. Un ajustement des paramètres physico-chimiques a été nécessaire. Cet ajustement améliore non seulement la concordance spatiale entre concentrations observées et simulées mais également les moyennes réalisées par masse d'eau souterraine.

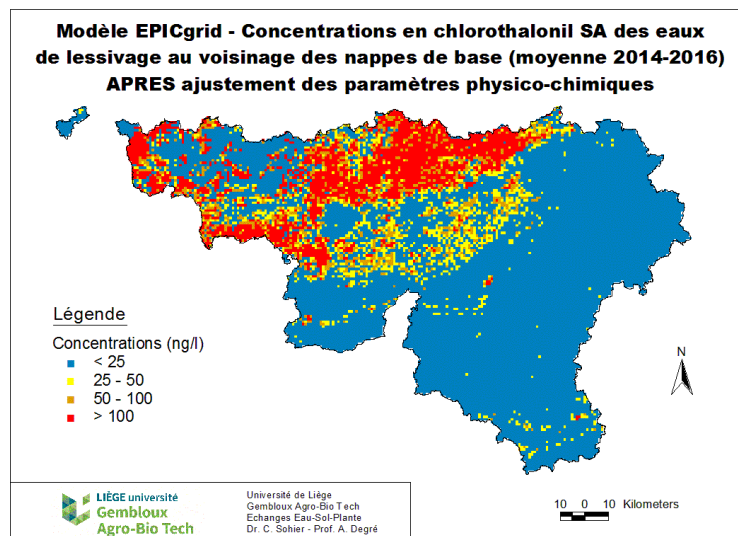
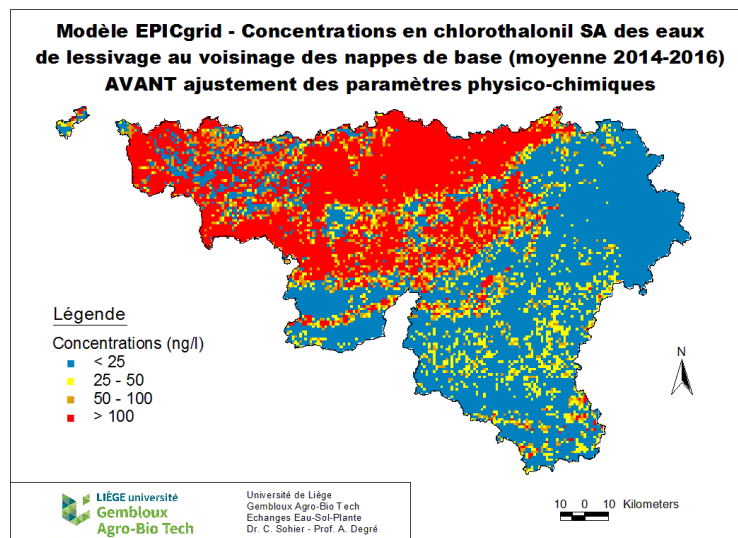
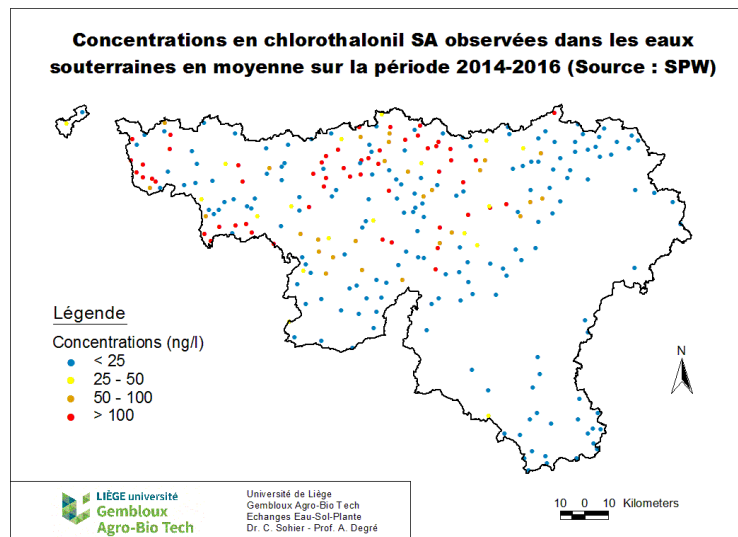


Figure 55 : Concentrations en chlorothalonil SA observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)



## 6.15 Chloridazon (CDZ)

### 6.15.1 Introduction

Le chloridazon est une molécule herbicide utilisée pour contrôler les mauvaises herbes principalement en culture de betteraves.

### 6.15.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 41 présente les paramètres du chloridazon contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

La PPDB ne donne aucun intervalle de valeurs pour la solubilité et pour le K<sub>oc</sub>. Des valeurs de K<sub>oc</sub> allant de 33 à 380 mL/g sont renseignées dans la synthèse réalisée par le bureau d'études Ram-Ses sprl (Ram-Ses, 2017). Ces valeurs seront utilisées pour l'étude de sensibilité.

Tableau 41 : Paramètres du chloridazon contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	120	-
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	31	9 – 174
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	422	-

### 6.15.3 Analyse de sensibilité

Les résultats de l'étude de sensibilité menée sur l'influence des paramètres physico-chimiques du chloridazon sur le lessivage vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface sont présentés respectivement au Tableau 42 et au Tableau 43.

Le temps de demi-vie (DT50) influence très fortement les pertes en chloridazon vers les eaux souterraines. Comparés au jeu de paramètres de base, les pertes en chloridazon vers les eaux souterraines sont multipliées par plus de 300 avec une DT50 de 174 j ; par contre elles sont nulles si la DT50 considérée est de 9j.

Les pertes en chloridazon vers les eaux de surface sont elles aussi influencées par la valeur de DT50 prise en compte, mais de manière plus modérée. L'impact de la K<sub>oc</sub> sur les pertes en chloridazon vers les eaux de surface est quant à elle relativement réduite.

Tableau 42 : Quantité relative de pesticide (chloridazon) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 422 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	9	31	174
33	0.0	4.6	914.2
120	0.0	<b>1.0</b>	375.7
380	0.0	0.1	71.1

Tableau 43 : Quantité relative de pesticide (chloridazon) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres  $K_{oc}$  et  $DT_{50}$  (Solubilité = 422 mg/l)

$K_{oc} \setminus DT_{50}$	9	31	174
33	0.3	0.9	5.5
120	0.3	<b>1.0</b>	6.2
380	0.3	1.4	6.5

#### 6.15.4 Détermination des apports

L'évolution temporelle des ventes nationales de chloridazon est présentée à la Figure 56. Celles-ci ont fortement diminué depuis le milieu des années '90.

En Wallonie, les quantités moyennes de chloridazon utilisées entre 2013 et 2015 sont de 36068 kg/an. Cette substance active est utilisée quasi exclusivement en culture de betteraves.

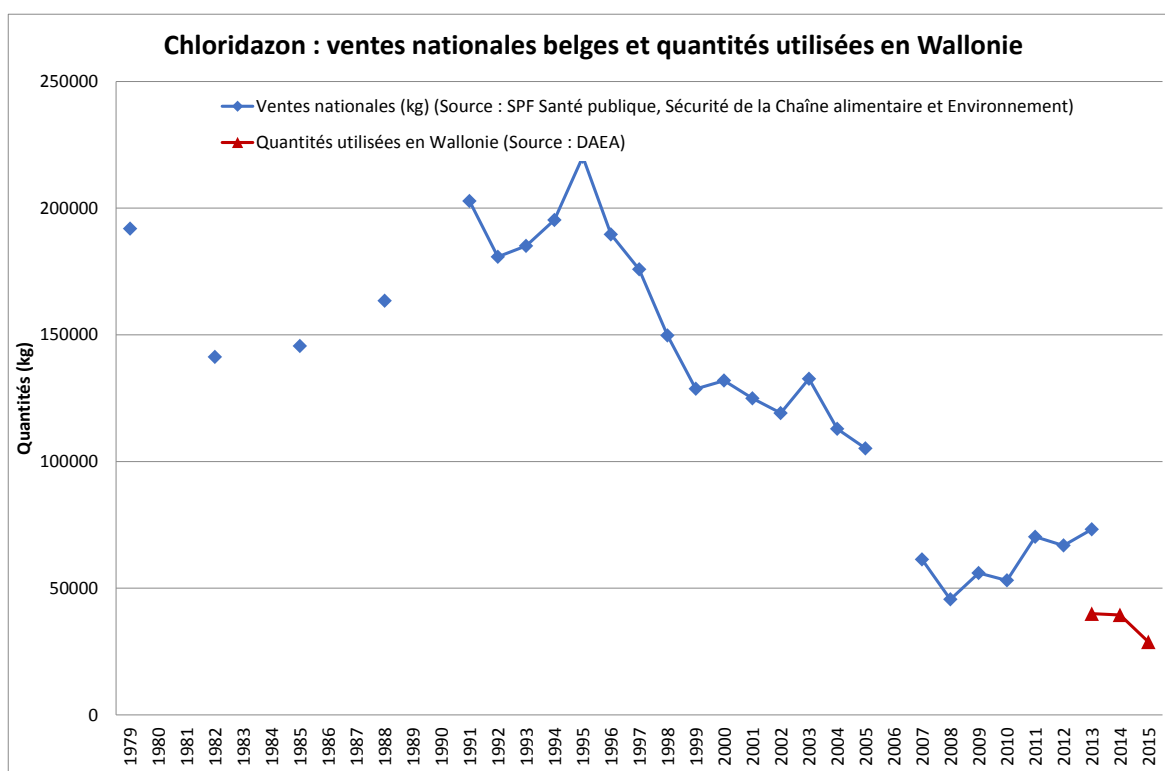


Figure 56 : Chloridazon : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

#### 6.15.5 Simulation EPICgrid

Les résultats des simulations effectuées avec les paramètres de base sont présentés à la Figure 57 pour les eaux de surface et à la Figure 58 pour les eaux souterraines.

Pour les eaux de surface, les concentrations simulées avec ce jeu de paramètres sont surestimées pour les bassins versants à vocation agricole. L'ajustement des paramètres

physico-chimiques améliore nettement la correspondance entre observations et simulations.

Les concentrations en chloridazon simulées avec les paramètres de base dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base étaient en concordance avec les valeurs mesurées dans les nappes. L'ajustement des paramètres nécessaire pour une évaluation correcte des pertes vers les eaux de surface n'altère pas cette correspondance.

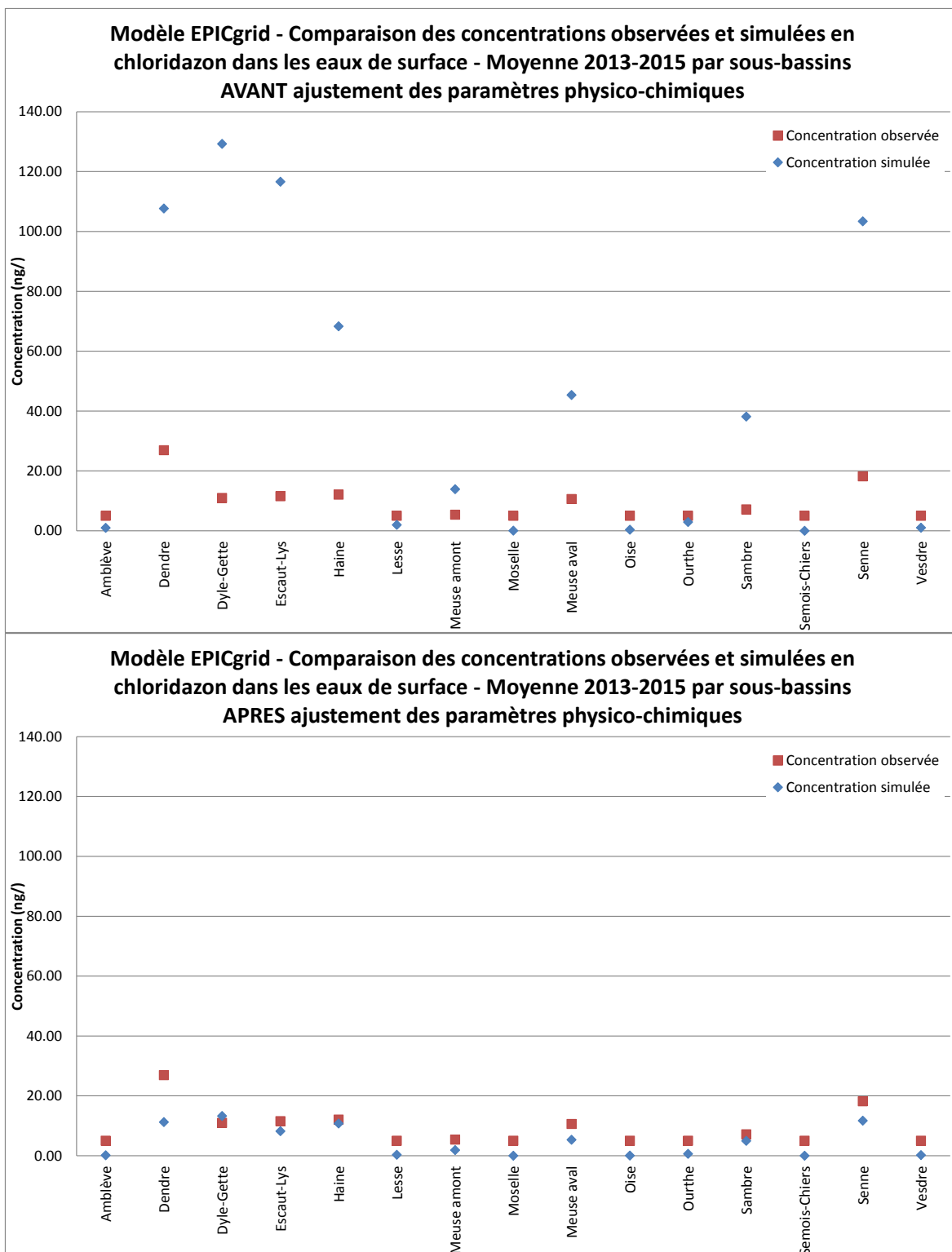


Figure 57 : Comparaison des concentrations observées et simulées en chloridazon dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

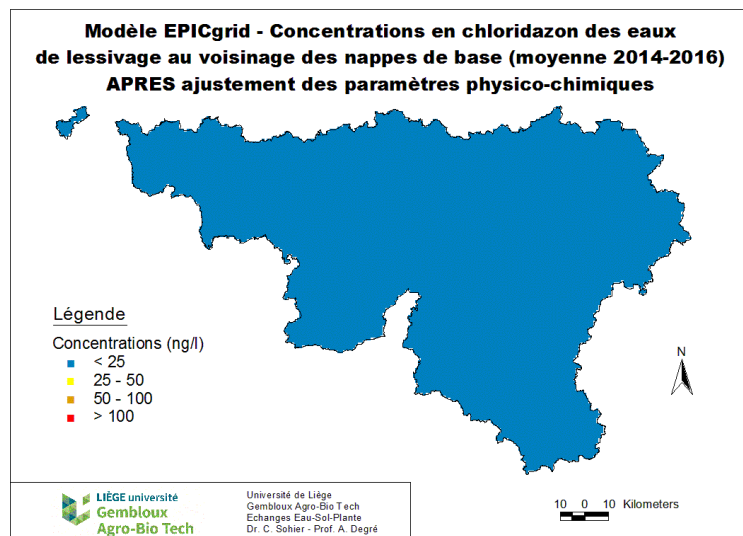
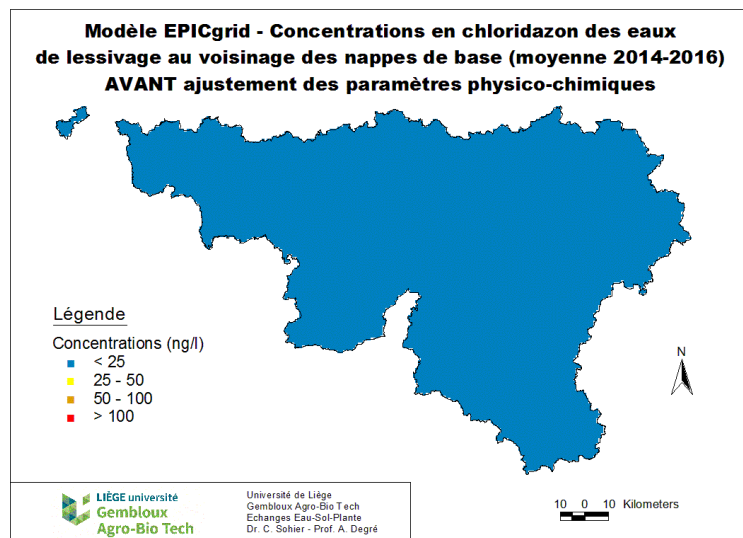
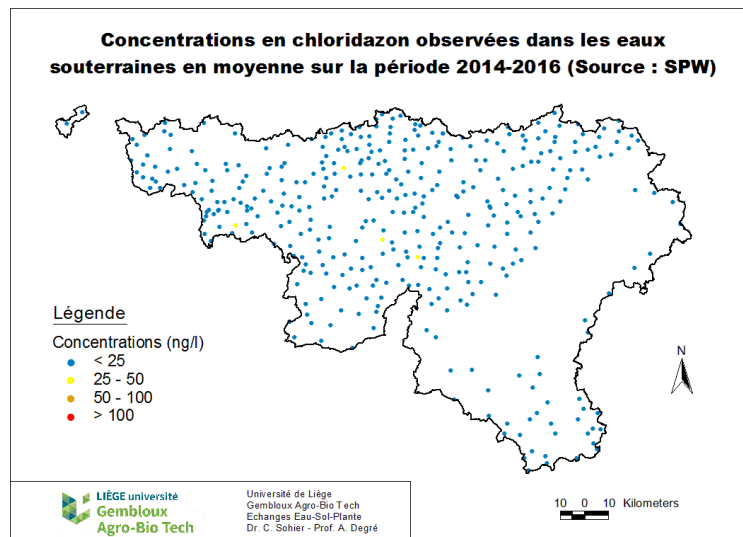


Figure 58 : Concentrations en chloridazon observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.16 Desphenyl-chloridazon (DPC)

### 6.16.1 Introduction

Le desphenyl-chloridazon est un métabolite résultant de la dégradation du chloridazon.

### 6.16.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 44 présente les paramètres du desphenyl-chloridazon contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

La PPDB ne renseigne aucune valeur de solubilité et de Koc pour le desphenyl-chloridazon.

L'étude réalisée par le bureau d'études Ram-Ses sprl (Ram-Ses, 2017) renseigne une valeur de 87820 mg/l pour la solubilité et des valeurs de Koc comprises entre 1 et 10.8. Ces valeurs seront utilisées pour les simulations.

Tableau 44 : Paramètres du desphenyl-chloridazon contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	-	-
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	108	80 – 360
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	-	-

### 6.16.3 Analyse de sensibilité

L'influence de la DT50 et du Koc sur les pertes en desphenyl-chloridazon sont présentées au Tableau 45 et au Tableau 46, respectivement pour les eaux souterraines et pour les eaux de surface.

La DT50 influence davantage que le Koc (dans la gamme des valeurs étudiées) les pertes à la fois vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Tableau 45 : Quantité relative de métabolite (desphenyl-chloridazon) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 87820 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	80	108	360
1.0	0.6	1.2	7.1
10.8	0.5	<b>1.0</b>	6.5

Tableau 46 : Quantité relative de métabolite (desphenyl-chloridazon) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 87820 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	80	108	360
1.0	0.9	1.1	2.2
10.8	0.8	<b>1.0</b>	1.8

#### **6.16.4 Simulation EPICgrid**

Le desphenyl-chloridazon n'est pas mesuré dans les eaux de surface. Aucune validation du modèle quant au lessivage vers les eaux de surface n'est donc possible.

La Figure 59 présente les concentrations en desphenyl-chloridazon observées dans les eaux souterraines et les concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid avant et après ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016).

La cartographie des concentrations simulées avec les paramètres de base montre déjà une bonne concordance avec les concentrations observées. Néanmoins, au vu de la comparaison des concentrations moyennes par masse d'eau observées et simulées, un ajustement des paramètres physico-chimiques s'avère nécessaire.

Moyennant cet ajustement, la concordance entre concentrations moyennes par masse d'eau observées et simulées est meilleure. La cartographie des concentrations simulées reste en adéquation avec les observations.

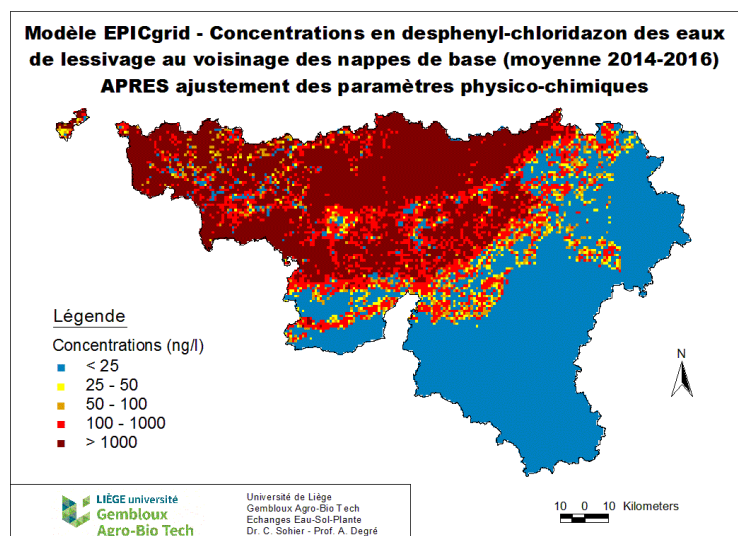
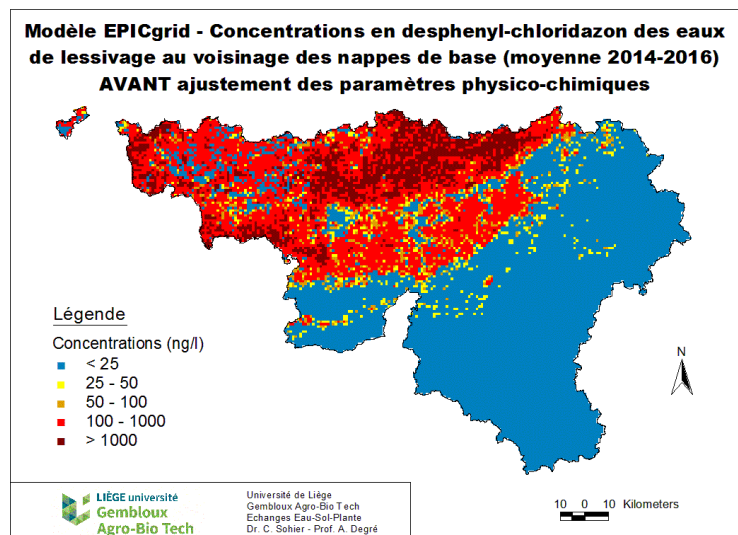
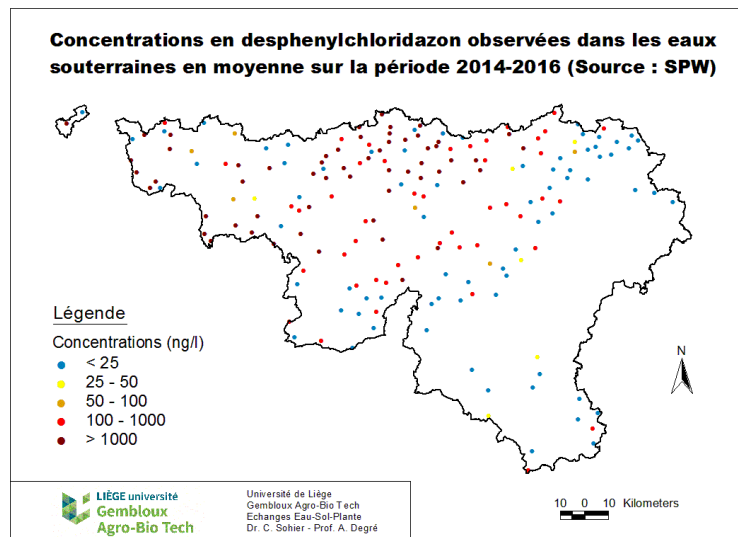


Figure 59 : Concentrations en desphenyl-chloridazon observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)



## 6.17 Metazachlore (MZC)

### 6.17.1 Introduction

Le metazachlore est une substance phytosanitaire à usage d'herbicide utilisée pour lutter contre de nombreuses graminées et dicotylédones principalement en cultures de colza, de chou, et de certaines crucifères cultivées.

### 6.17.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 47 présente les paramètres du metazachlore contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Selon les valeurs présentées dans ce Tableau, la DT50 montre une très grande variabilité.

Tableau 47 : Paramètres de la metazachlore contenus dans la PPDB

	<b>Valeur typique</b>	<b>Intervalle</b>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	54	29 – 73
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	8.6	2.8 – 114
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	450	-

### 6.17.3 Analyse de sensibilité

Les résultats de l'analyse de sensibilité quant à l'influence des paramètres physico-chimiques (DT50 et K<sub>oc</sub>) du metazachlore sont présentés au Tableau 48 et au Tableau 49, respectivement pour le lessivage vers les eaux souterraines et pour le lessivage vers les eaux de surface.

La DT50 influence de manière très importante à la fois le lessivage vers les eaux souterraines et le lessivage vers les eaux de surface.

Tableau 48 : Quantité relative de pesticide (metazachlore) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 450 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2.8	8.6	114
29	0.0	1.9	54763
54	0.0	<b>1.0</b>	38062
73	0.0	0.6	29816

Tableau 49 : Quantité relative de pesticide (metazachlore) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 450 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	2.8	8.6	114
29	0.2	1.0	14.1
54	0.2	<b>1.0</b>	14.7
73	0.2	1.0	15.0

#### 6.17.4 Détermination des apports

Les ventes nationales de metazachlore (Figure 60) n'ont cessé d'augmenter depuis les années '80 pour atteindre près de 20000 kg aujourd'hui.

Les quantités de metazachlore utilisées en Wallonie ont diminué entre 2013 et 2015, passant de 10425 kg à 7412 kg. Le metazachlore est quasi exclusivement en culture de colza.

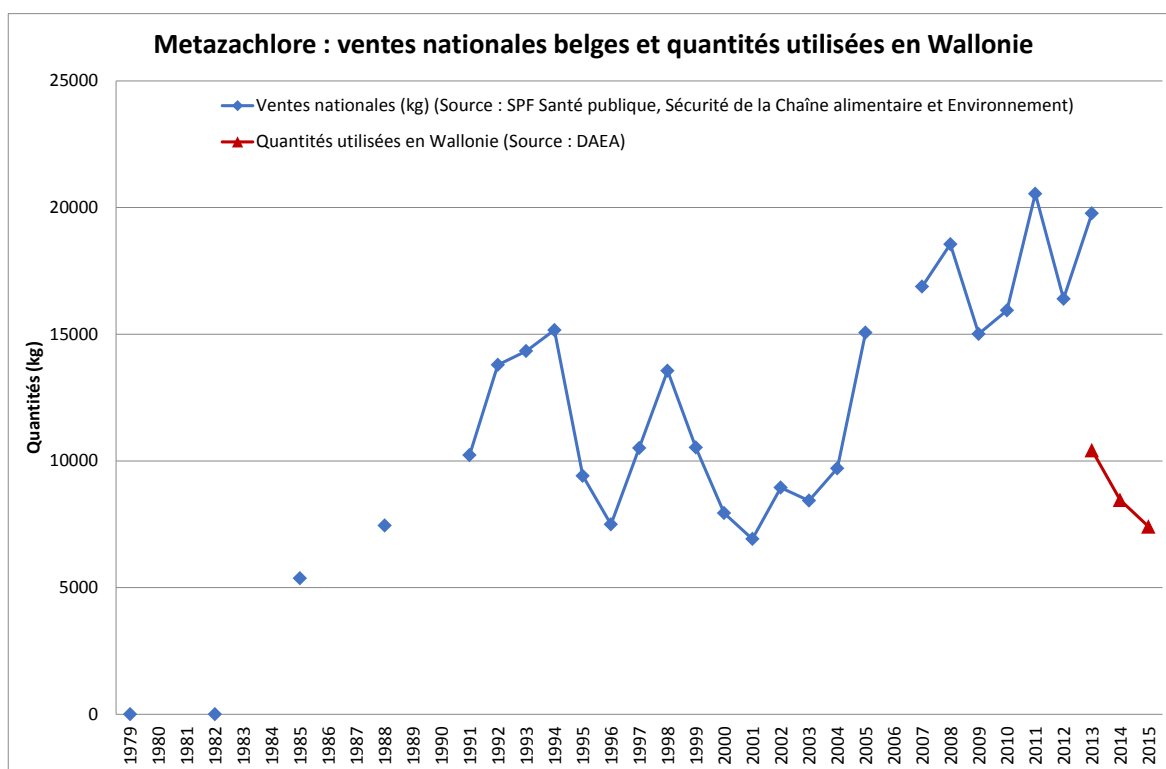


Figure 60 : Metazachlore : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

#### 6.17.5 Simulation EPICgrid

La Figure 61 présente, par sous-bassin, la comparaison des concentrations moyennes annuelles en metazachlore observées et simulées dans les eaux de surface. La comparaison porte sur la période 2016-2017 (la mesure des concentrations en metazachlore dans les eaux de surface a débuté en 2016). Les simulations réalisées avec les paramètres physico-chimiques types engendrent une surestimation des concentrations. L'ajustement de ces paramètres permet d'obtenir une concordance entre observations et simulations tout à fait satisfaisante.

Les concentrations simulées dans les eaux de lessivage au voisinage des nappes de base (Figure 62) sont conformes aux observations c'est à dire inférieures à 25 ng/l quel que soit le jeu de paramètres utilisé. Néanmoins, du fait des résultats obtenus pour les eaux de surface, c'est le jeu de paramètres ajustés qui est retenu.

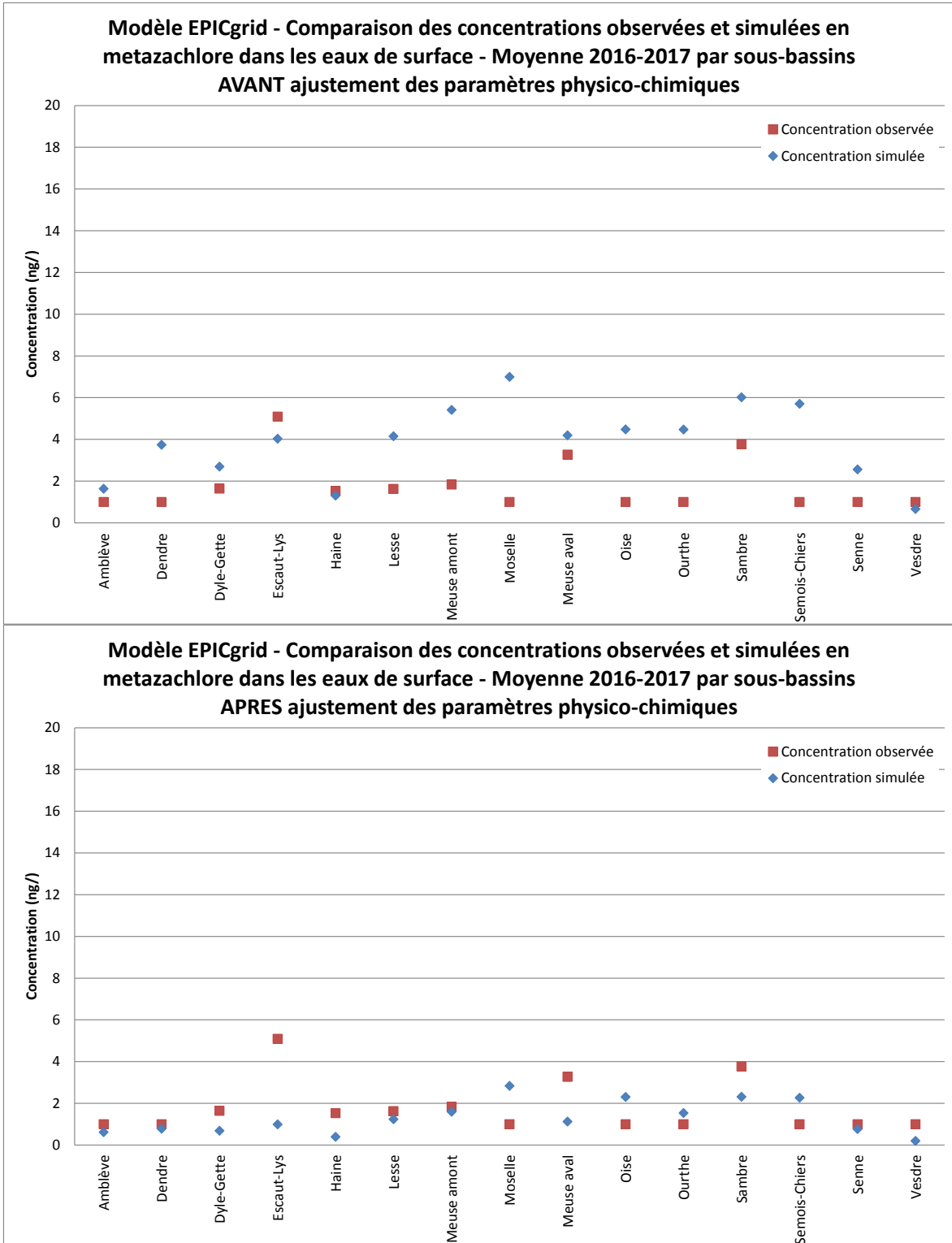


Figure 61 : Comparaison des concentrations observées et simulées en metazachlore dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques

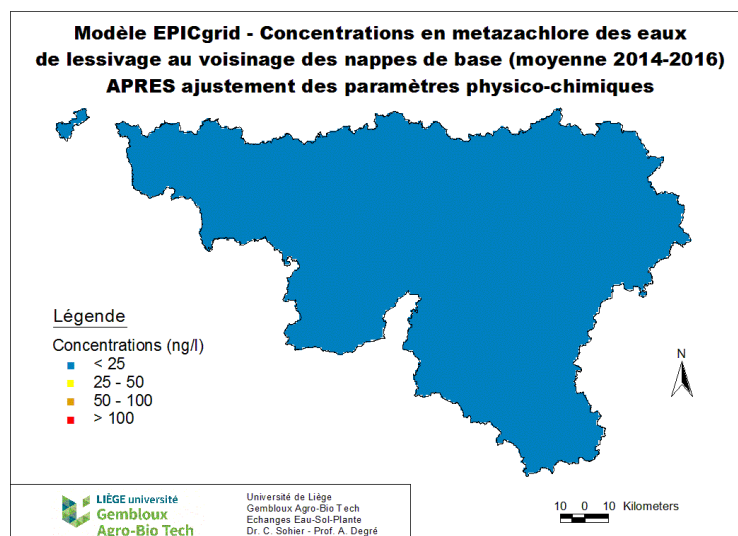
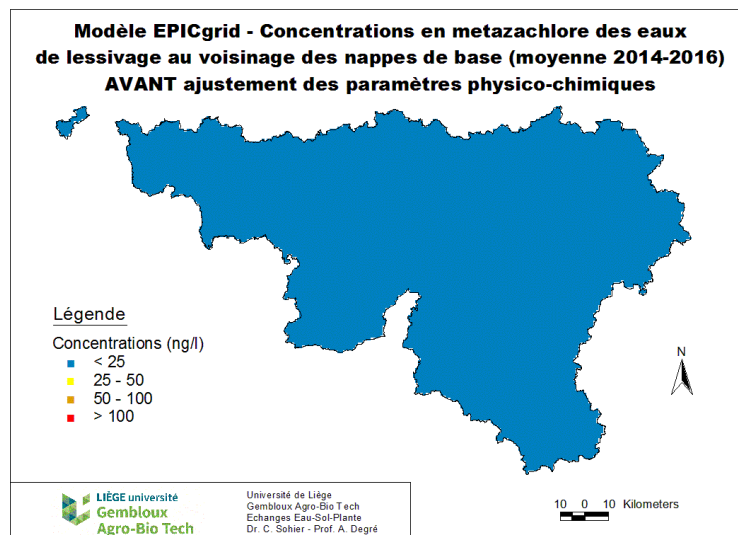
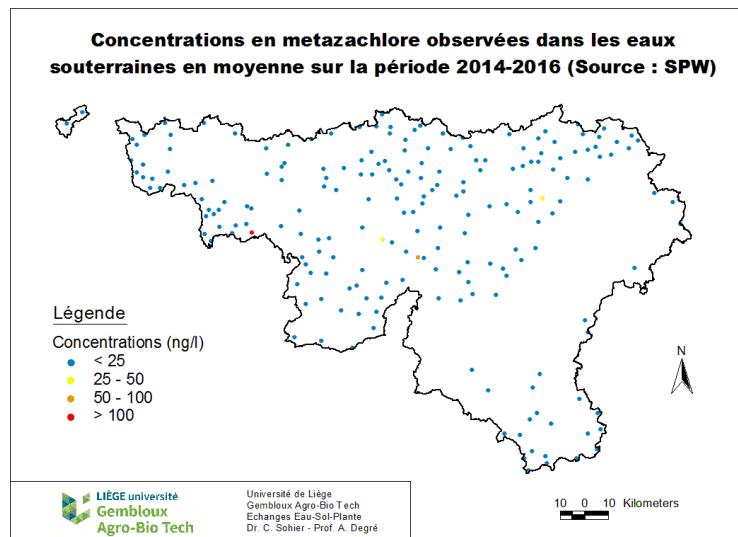


Figure 62 : Concentrations en metazachlore observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.18 Metazachlore ESA (MZC-ESA)

### 6.18.1 Introduction

Le metazachlore ESA est un métabolite résultant de la dégradation du metazachlore.

### 6.18.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 50 présente les paramètres du metazachlore ESA contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

La PPDB ne renseigne aucune valeur de solubilité. La synthèse réalisée par le bureau d'études Ram-Ses sprl (Ram-Ses, 2017) ne donne qu'une valeur estimée par modélisation. La valeur de 2560 mg/l a été trouvée dans la littérature et sera utilisée pour les simulations.

Tableau 50 : Paramètres du metazachlore ESA contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	8.8	5.7 – 10.5
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	123	51 – 362
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	-	-

### 6.18.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 51 et le Tableau 52 présentent les résultats de l'étude de sensibilité réalisée pour le metazachlore ESA quant au lessivage vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

Dans la gamme de valeurs étudiées, le lessivage tant vers les eaux souterraines que vers les eaux de surface est peu sensible à la valeur du K<sub>oc</sub>. Par contre, il est davantage sensible à la valeur du DT<sub>50</sub>.

Tableau 51 : Quantité relative de métabolite (metazachlore ESA) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 2560 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	51	123	362
5.7	0.1	1.1	4.9
8.8	0.1	<b>1.0</b>	4.8
10.5	0.1	1.0	4.7

Tableau 52 : Quantité relative de pesticide (metazachlore ESA) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 2560 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	51	123	362
5.7	0.5	1.0	1.6
8.8	0.5	<b>1.0</b>	1.5
10.5	0.5	1.0	1.5

#### **6.18.4 Simulation EPICgrid**

Le metazachlore ESA n'est pas mesuré dans les eaux de surface. Aucune confrontation du modèle avec des données observées n'est dès lors possible.

En ce qui concerne les concentrations en metazachlore ESA dans les eaux souterraines (Figure 63), les simulations réalisées avec les paramètres physico-chimiques types donnent déjà cartographiquement de très bons résultats. Néanmoins, les moyennes simulées par masse d'eau sont légèrement surestimées.

L'ajustement des paramètres réalisé ne modifie que peu la distribution spatiale des concentrations simulées mais améliore la concordance entre moyennes observées et simulées par masse d'eau.

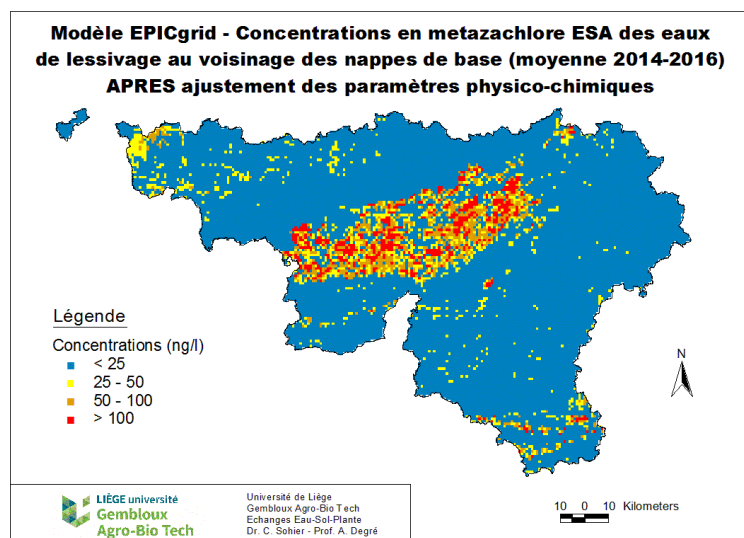
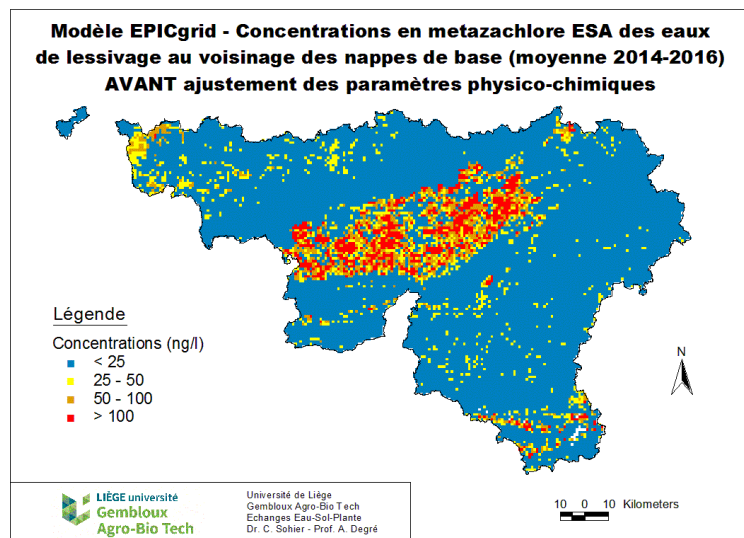
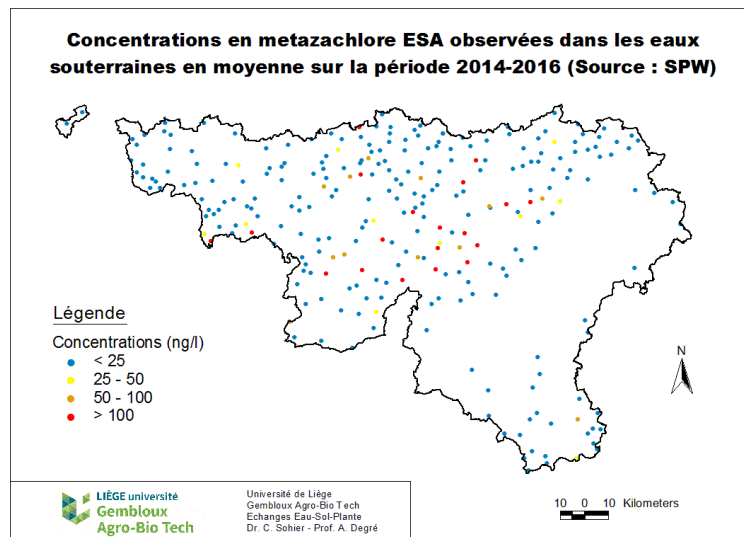


Figure 63 : Concentrations en metazachlore ESA observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid AVANT et APRES ajustement des paramètres physico-chimiques (moyenne 2014-2016)

## 6.19 Metolachlore (MLC)

### 6.19.1 Introduction

Le metolachlore est un herbicide utilisé pour lutter contre certaines mauvaises herbes dans diverses situations. Le s-metolachlore est un produit enrichi en isomère s augmentant ainsi ses propriétés d'herbicides.

A l'heure actuelle, c'est le s-metolachlore qui est le plus utilisé.

### 6.19.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 53 présente les paramètres du s-metolachlore contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Aucune valeur de K<sub>oc</sub> n'est renseignée dans la PPDB. La synthèse réalisée par le bureau d'études Ram-Ses sprl (Ram-Ses, 2017) permet de compléter l'information. Selon les sources consultées, le K<sub>oc</sub> présenterait une valeur moyenne de 226 mL/g avec un intervalle allant de 110 à 369 mL/g.

Tableau 53 : Paramètres du s-metolachlore contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	-	-
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	15.0	7.6 – 37.6
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	480	-

### 6.19.3 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité réalisée quant aux paramètres physico-chimiques du s-metolachlore (Tableau 54 pour les pertes vers les eaux souterraines et Tableau 55 pour les pertes vers les eaux de surface) montre que les pertes de s-metolachlore sont très sensibles à la DT50.

Tableau 54 : Quantité relative de pesticide (s-metolachlore) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 480 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	7.6	15.0	37.6
110	0.0	4.6	264.3
226	0.0	<b>1.0</b>	70.0
369	0.0	0.0	21.4

Tableau 55 : Quantité relative de pesticide (s-metolachlore) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 480 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	7.6	15.0	37.6
110	0.4	1.0	2.0
226	0.4	<b>1.0</b>	2.1
369	0.4	1.0	2.6



#### 6.19.4 Détermination des apports

La Figure 64 présente l'évolution temporelle des ventes de s-metolachlore en Belgique. L'utilisation de cette substance active a débuté dans les années '00.

En ce qui concerne le metolachlore, les quantités vendues en Belgique ne sont disponibles que pour l'année 1995. Pour cette année, les quantités vendues sont de 69658 kg.

Les cultures sur lesquelles le s-metolachlore est utilisé sont principalement le maïs (51%) et la betterave (34%). Les statistiques de la DAEA renseignent également une utilisation sur chicorée (11%) et sur haricots (4%).

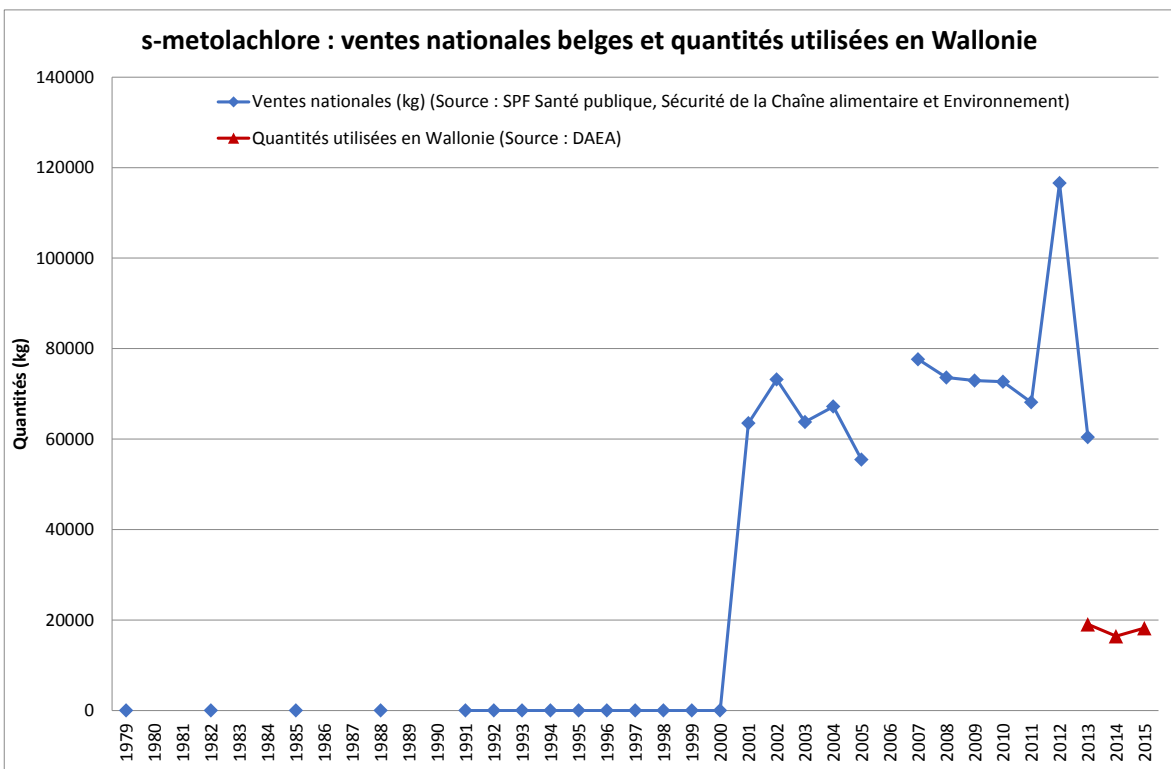


Figure 64 : s-metolachlore : ventes nationales belges et quantités utilisées en Wallonie

#### 6.19.5 Simulation EPICgrid

La comparaison des concentrations moyennes annuelles observées et simulées dans les eaux de surface est présentée par sous bassin à la Figure 65. Les paramètres contenus dans la PPDB permettent d'obtenir une concordance satisfaisante entre observations et simulations.

La Figure 66 présente les concentrations en metolachlore observées dans les eaux souterraines ainsi que les concentrations simulées des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées avec les paramètres de la PPDB. Les concentrations simulées sont conformes aux observations c'est-à-dire inférieures à 25 ng/l.

Aucun ajustement des paramètres n'a été réalisé pour cette molécule.

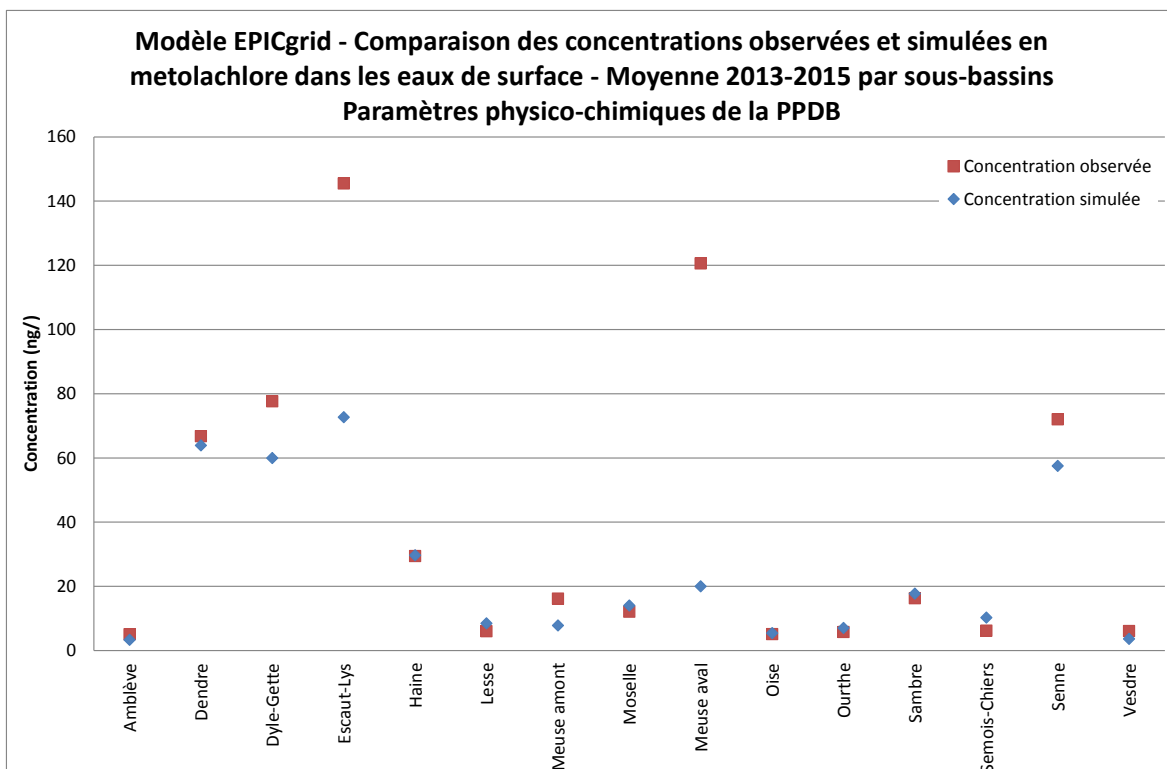


Figure 65 : Comparaison des concentrations observées et simulées en metolachlore dans les eaux de surface - Moyenne 2013-2015 par sous-bassins - Paramètres physico-chimiques de la PPDB

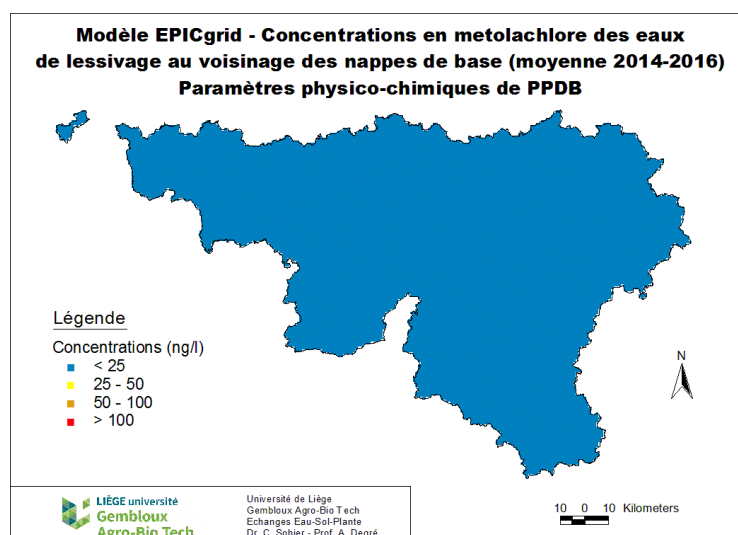
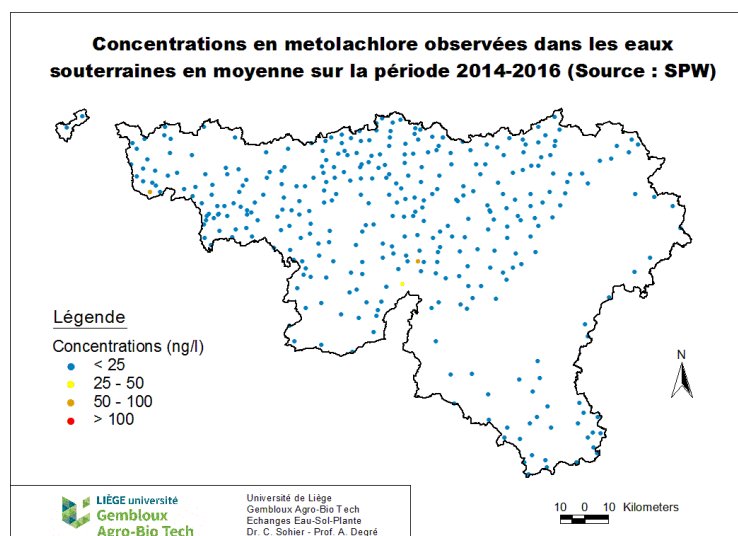


Figure 66 : Concentrations en metolachlore observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid (moyenne 2014-2016) - Paramètres physico-chimiques de la PPDB

## 6.20 Metolachlore ESA (MLC-ESA)

### 6.20.1 Introduction

Le metolachlore ESA est un métabolite résultant de la dégradation du metolachlore et du s-metolachlore.

### 6.20.2 Paramètres physico-chimiques

Le Tableau 56 présente les paramètres du metolachlore ESA contenus dans la PPDB (valeur typique et intervalle de variation).

Tableau 56 : Paramètres du metolachlore ESA contenus dans la PPDB

	<i>Valeur typique</i>	<i>Intervalle</i>
<b>K<sub>oc</sub> (mL/g)</b>	9	3 – 22
<b>DT<sub>50</sub> (j)</b>	132	94 – 169
<b>Solubilité (S) (mg/l)</b>	212461	-

### 6.20.3 Analyse de sensibilité

Le Tableau 57 et le Tableau 58 présentent l'influence des paramètres physico-chimiques (DT50 et Koc) sur le lessivage du metolachlore ESA vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface.

L'intervalle de valeur des deux variables (DT50 et Koc) étant relativement réduit (comparé à d'autres molécules), la combinaison retenue a un impact relativement limité sur le lessivage.

Tableau 57 : Quantité relative de métabolite (metolachlore ESA) perdue vers les eaux souterraines en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 212461 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	94	132	169
3	0.5	1.1	1.7
9	0.5	<b>1.0</b>	1.6
22	0.4	0.8	1.3

Tableau 58 : Quantité relative de métabolite (metolachlore ESA) perdue vers les eaux de surface en fonction des paramètres K<sub>oc</sub> et DT<sub>50</sub> (Solubilité = 212461 mg/l)

K <sub>oc</sub> \ DT <sub>50</sub>	94	132	169
3	0.8	1.1	1.3
9	0.8	<b>1.0</b>	1.2
22	0.7	0.9	1.0

### 6.20.4 Simulation EPICgrid

Les concentrations en metolachlore ESA ne sont pas mesurées dans les eaux de surface. Aucune validation du modèle n'est donc possible quant à l'estimation des pertes par lessivage vers les eaux de surface.

En ce qui concerne les eaux souterraines, la comparaison réalisée entre concentrations en metolachlore ESA observées et simulées montre une adéquation spatiale satisfaisante avec les paramètres de la PPDB (Figure 67). Aucun ajustement des paramètres physico-chimiques n'a dû être réalisé.

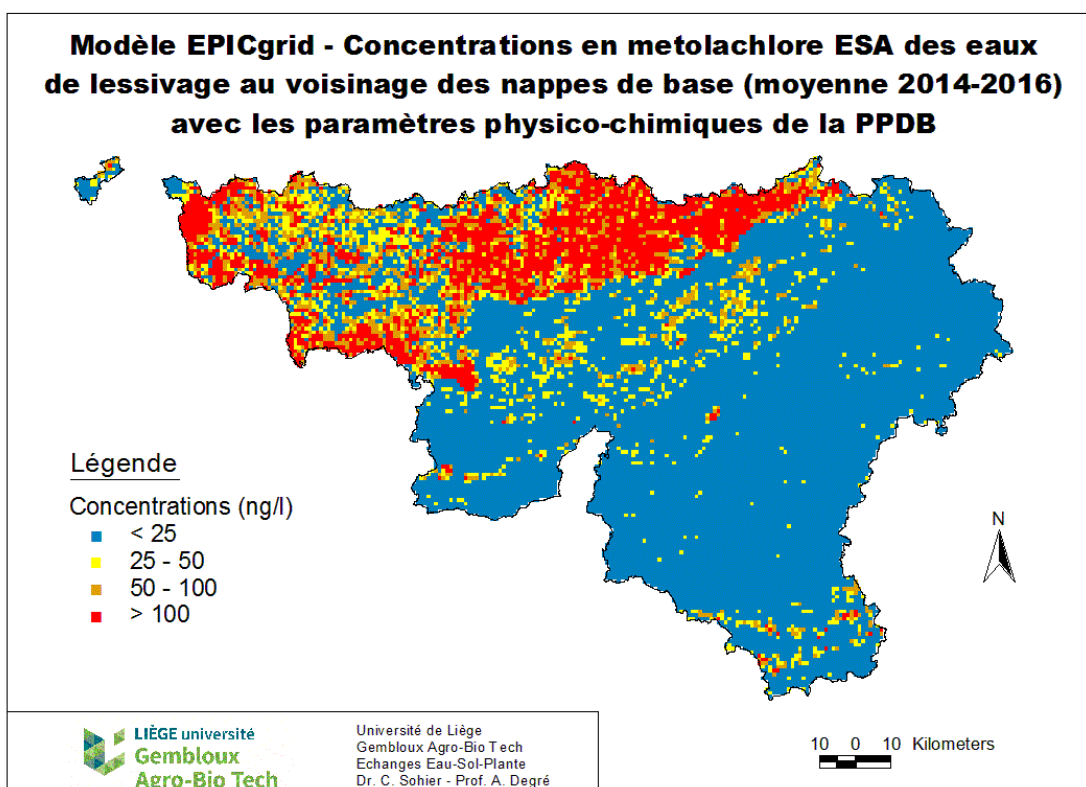
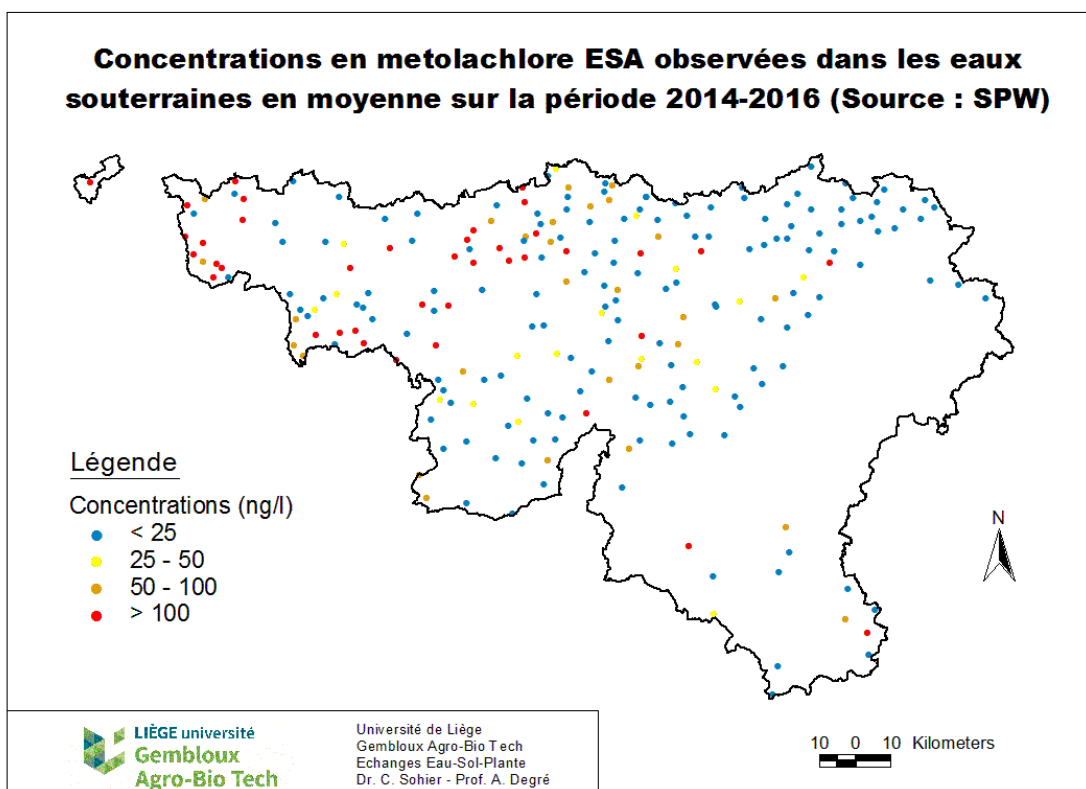


Figure 67 : Concentrations en metolachlore ESA observées dans les eaux souterraines (Source : SPW) et concentrations des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base simulées par le modèle EPICgrid avec les paramètres physico-chimiques de la PPDB (moyenne 2014-2016)

## 6.21 Indicateurs

### 6.21.1.1 Indicateurs – Eaux souterraines

#### Choix des indicateurs

Le SPW a montré son intérêt lors de la réunion technique organisée le 24 juillet 2017 pour disposer pour les eaux souterraines d'un indicateur relatif au temps de transfert nécessaire à une substance pour atteindre les eaux souterraines calculé de la même façon que pour le nitrate. Cet indicateur correspond au temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration.

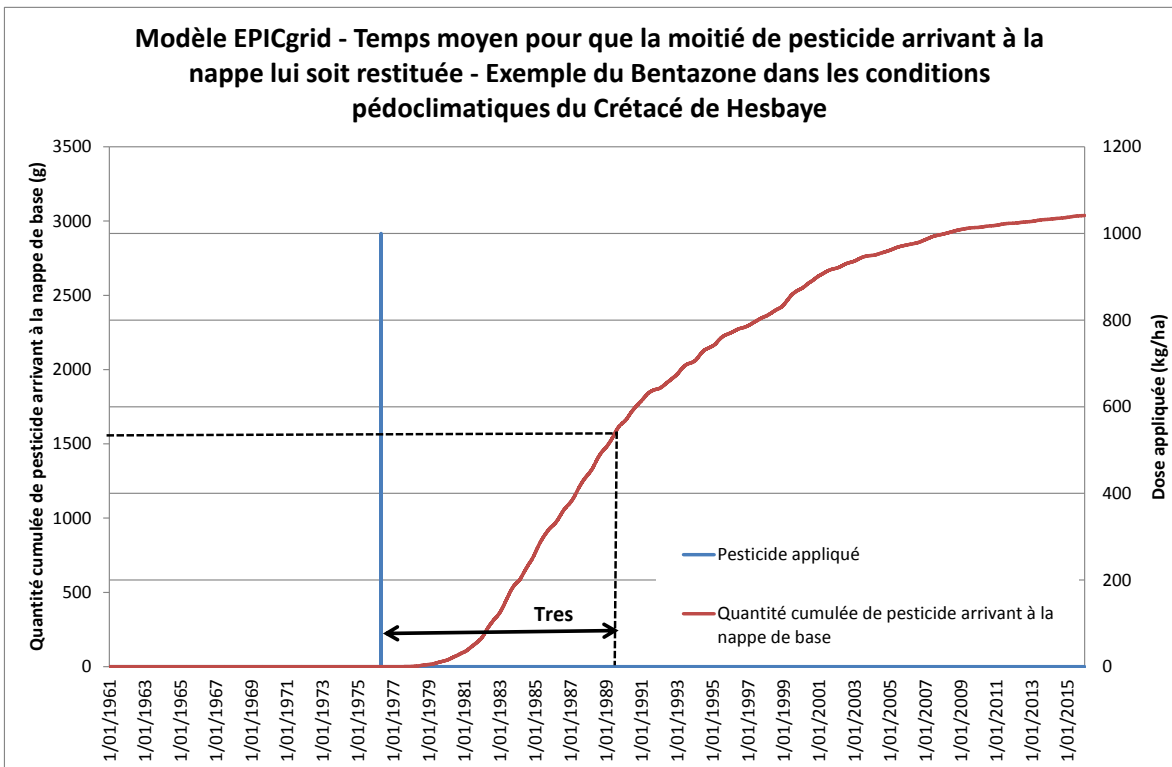
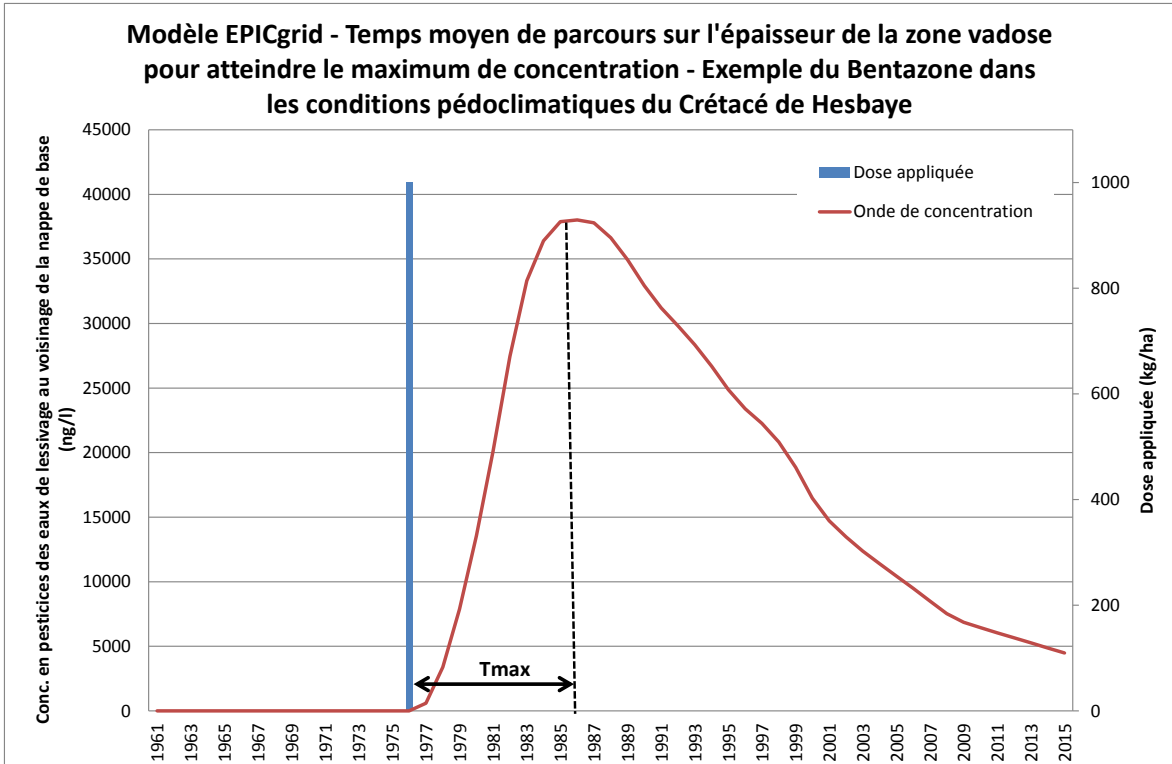
Il avait été proposé lors de cette réunion de calculer l'indicateur relatif au temps de rémanence comme étant le temps nécessaire pour que le stock en une substance dans la zone vadose soit réduit de moitié. Cet indicateur s'est avéré de pas être pertinent car correspondant au temps de demi-vie de la substance envisagée.

Deux autres indicateurs sont proposés :

- le temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée ;
- le temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base.

Ces trois indicateurs ont été calculés pour chaque maille kilométrique de la Wallonie pour les différences substances problématiques pour les eaux souterraines (la bentazone, le métamitron, le desphenyl-chloridazon, le chlorothalonil SA, le metazachlore ESA et le metolachlore ESA).

Un exemple de calcul est présenté à la Figure 68, à la Figure 69 et à Figure 70 pour la bentazone dans les conditions pédo-climatiques du Crétacé de Hesbaye.



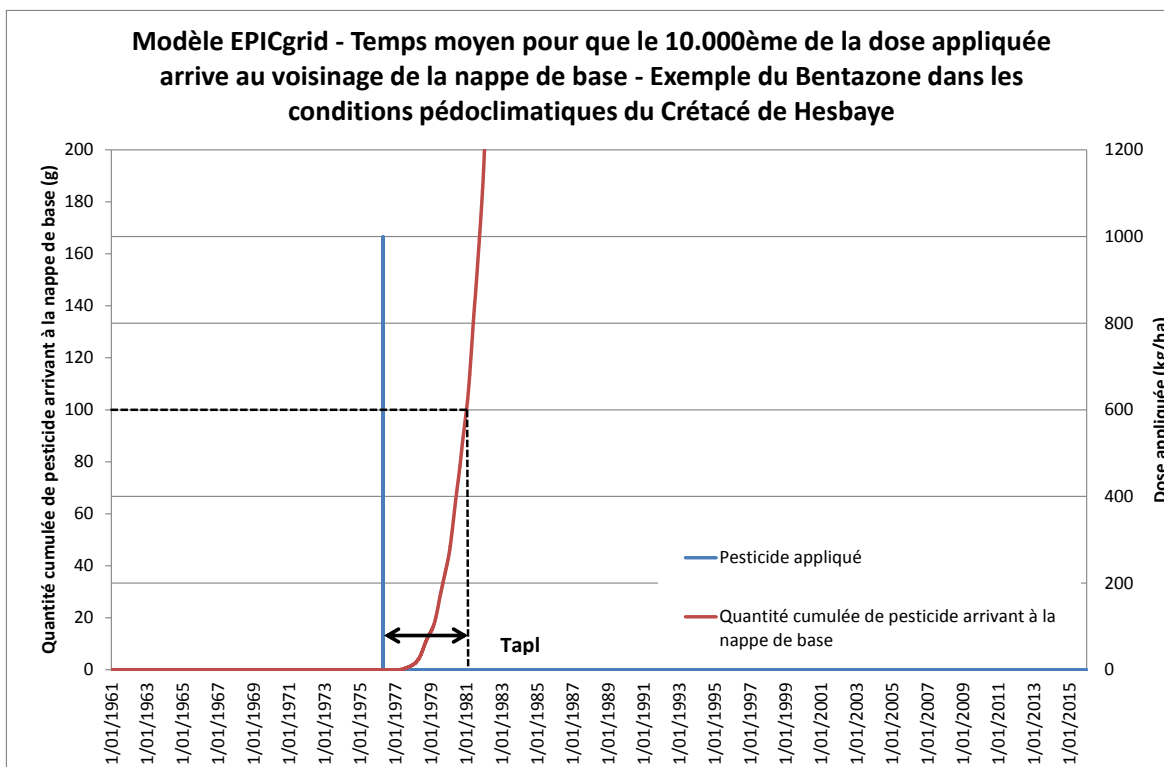


Figure 70 : Modèle EPICgrid - Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base - Exemple de la bentazone dans les conditions pédoclimatiques du Crétacé de Hesbaye

### Tmax - Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration

La cartographie des temps moyens de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose nécessaires pour atteindre le maximum de concentration sont présentés respectivement à la Figure 71 pour la bentazone, à la Figure 72 pour le métamitron, à la Figure 73 pour le desphenyl-chloridazon, à la Figure 74 pour le chlorothalonil SA, à la Figure 75 pour le metazachlore ESA et à la Figure 76 pour le metolachlore ESA.

La bentazone, le chlorothalonil SA, le metazachlore ESA et le metolachlore ESA présentent une discrétisation spatiale des temps de parcours relativement semblable. Par rapport à ces molécules, le desphenyl-chloridazon présente des temps de parcours un peu plus élevés. Le métamitron quant à lui présente des temps de parcours très faibles quelque soit le contexte pédo-géologique.



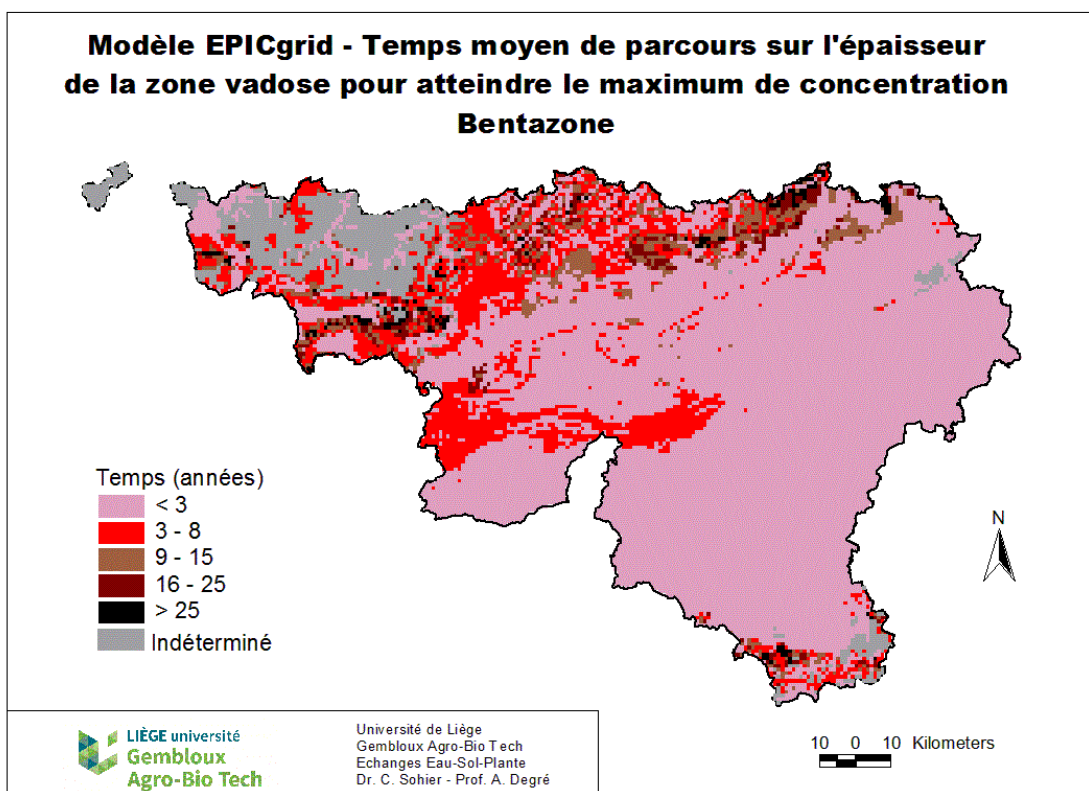


Figure 71 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration - Bentazone

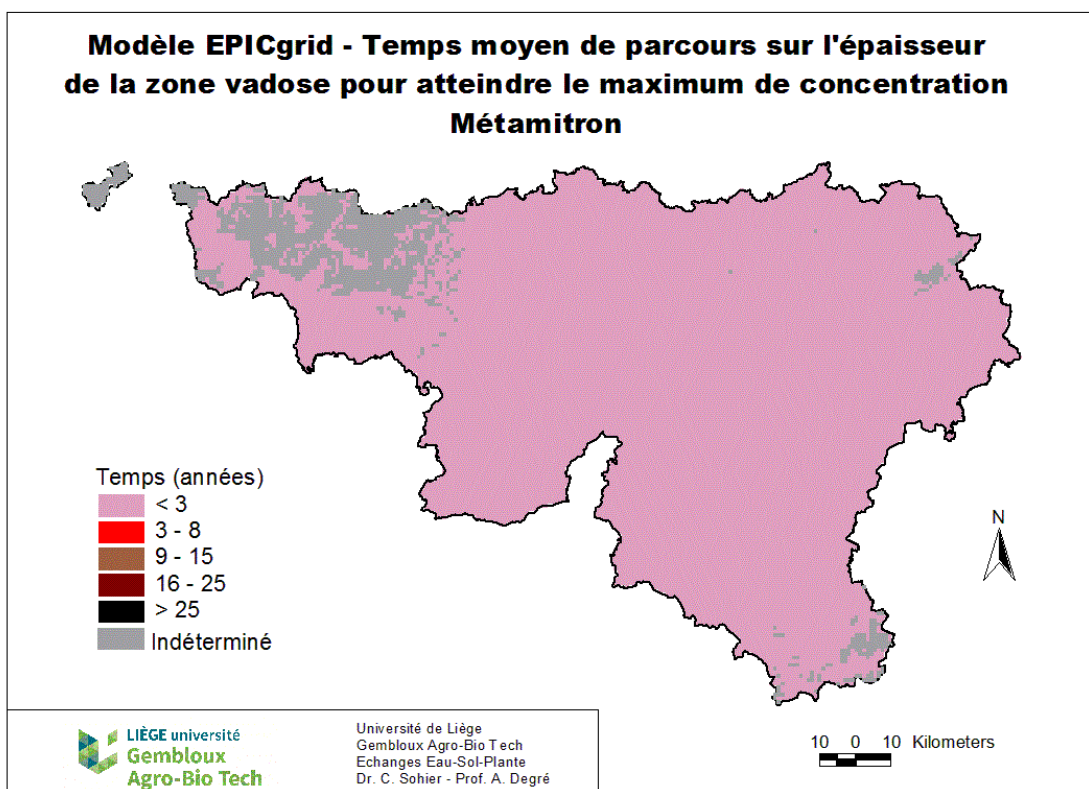


Figure 72 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration - Métamitron

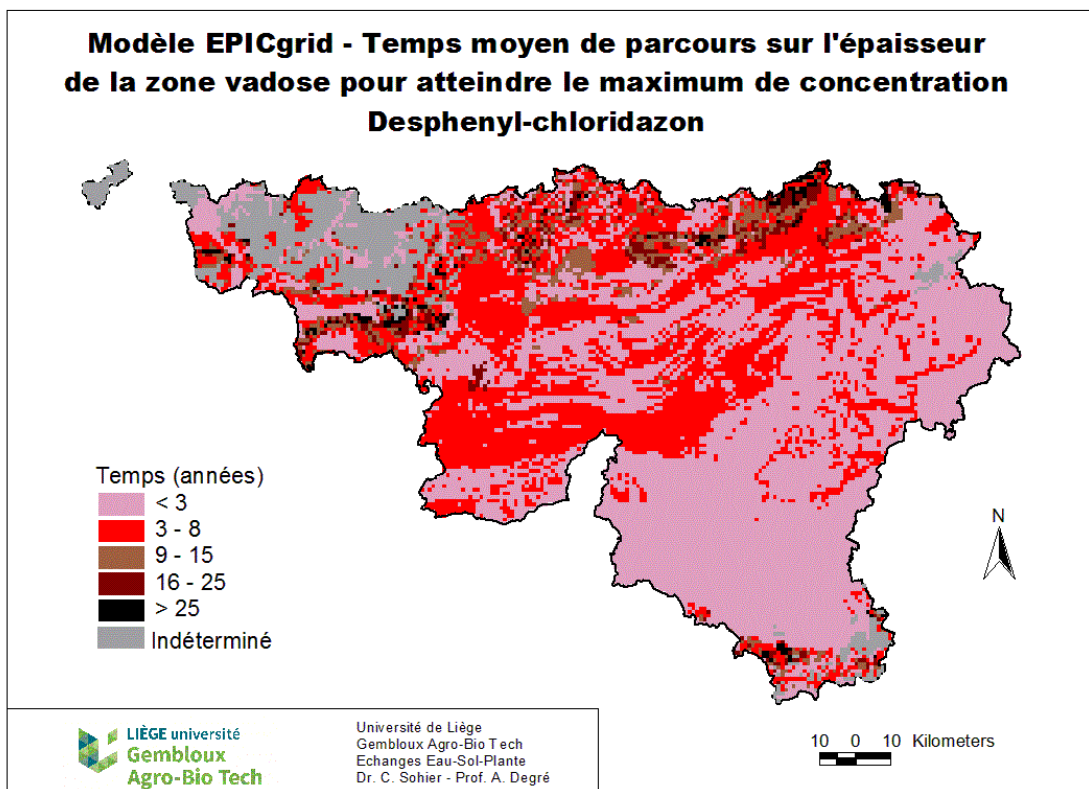


Figure 73 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration – Desphenyl-chloridazon

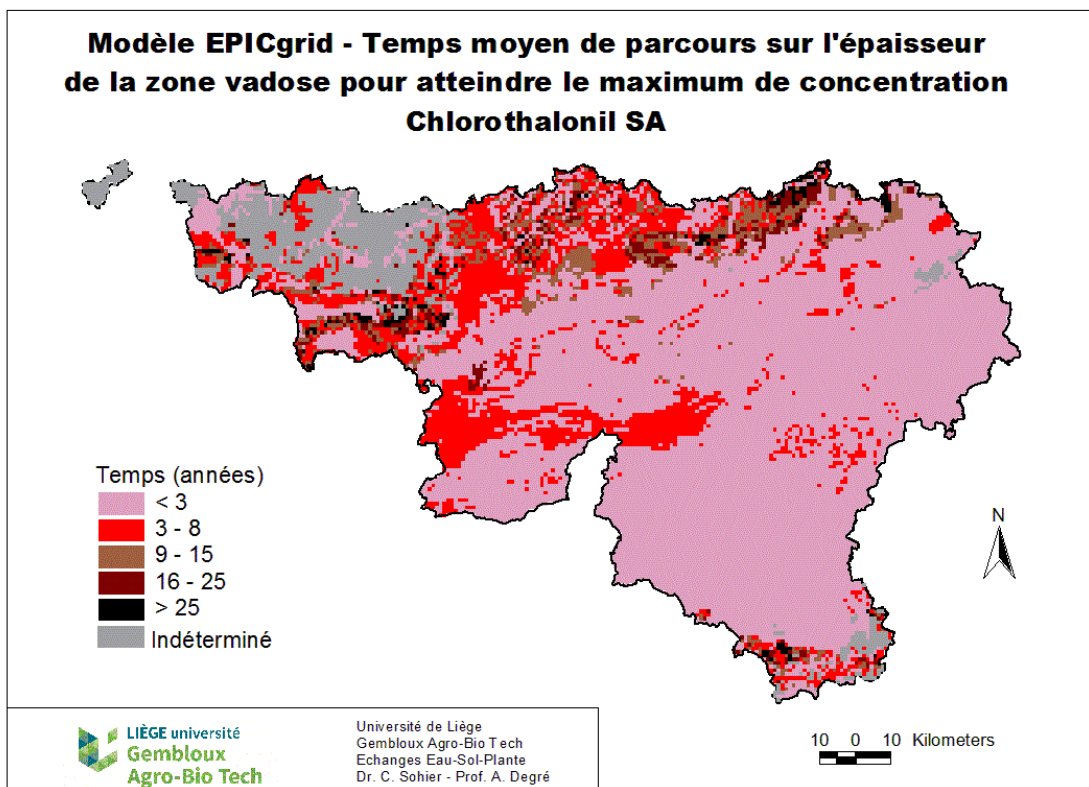


Figure 74 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration – Chlorothalonil SA

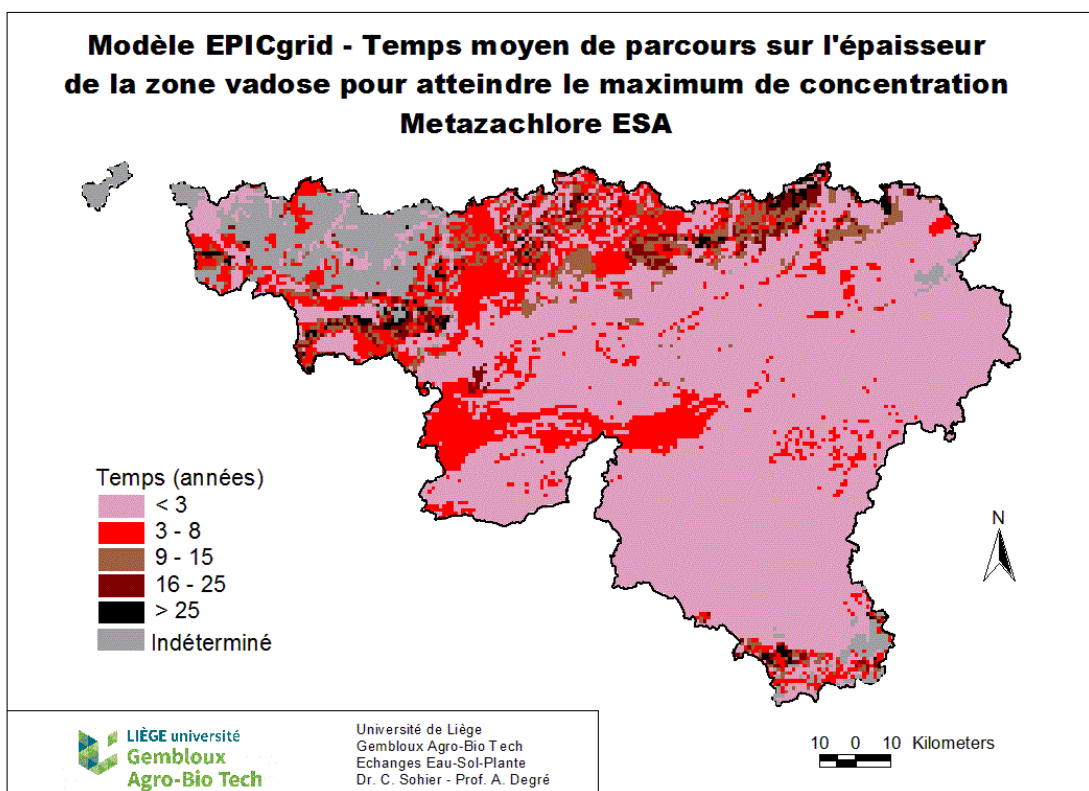


Figure 75 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration – Metazachlore ESA

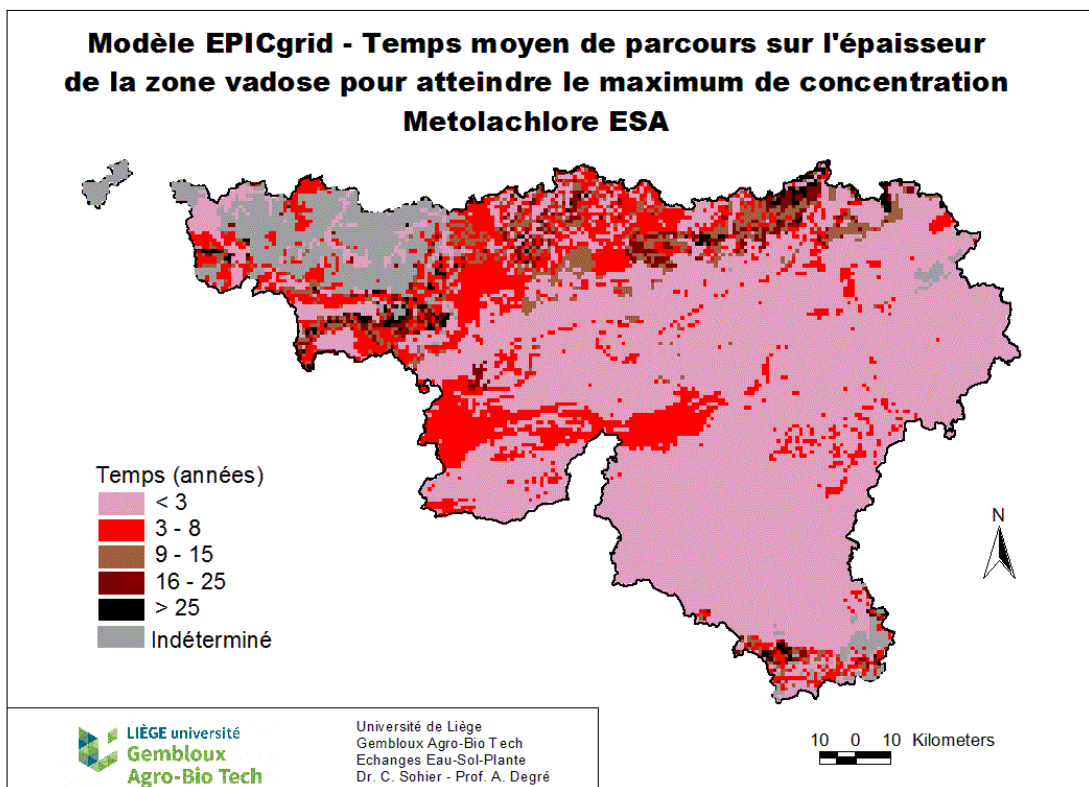


Figure 76 : Modèle EPICgrid – Temps moyen de parcours sur l'épaisseur de la zone vadose pour atteindre le maximum de concentration – Metolachlore ESA



Tres - Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée

La cartographie des temps moyens nécessaires pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée sont présentés respectivement à la Figure 77 pour la bentazone, à la Figure 78 pour le métamitron, à la Figure 79 pour le desphenyl-chloridazon, à la Figure 80 pour le chlorothalonil SA, à la Figure 81 pour le metazachlore ESA et à la Figure 82 pour le metolachlore ESA.

Cet indicateur donne une information relativement semblable à celle de l'indicateur du maximum de concentration. La distribution spatiale des temps de transfert est relativement semblable pour toutes les molécules étudiées sauf pour le métamitron dont les temps de transfert sont très courts sur l'ensemble de la Wallonie.

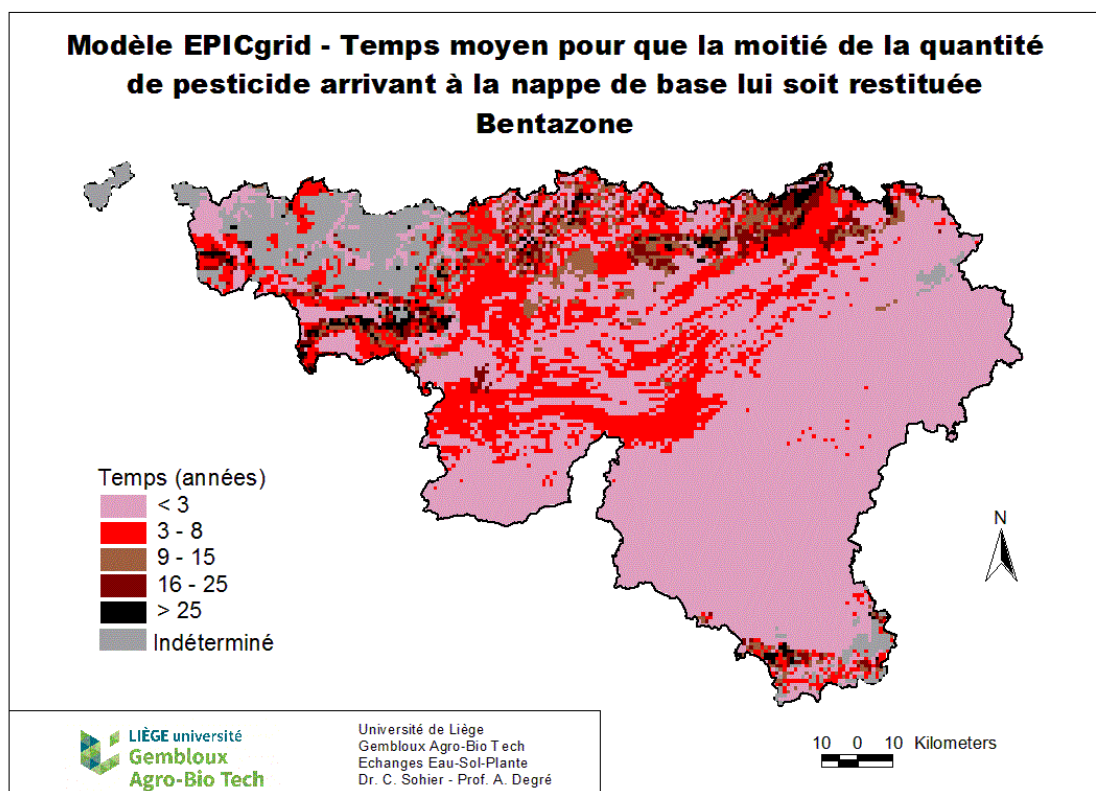


Figure 77 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée - Bentazone

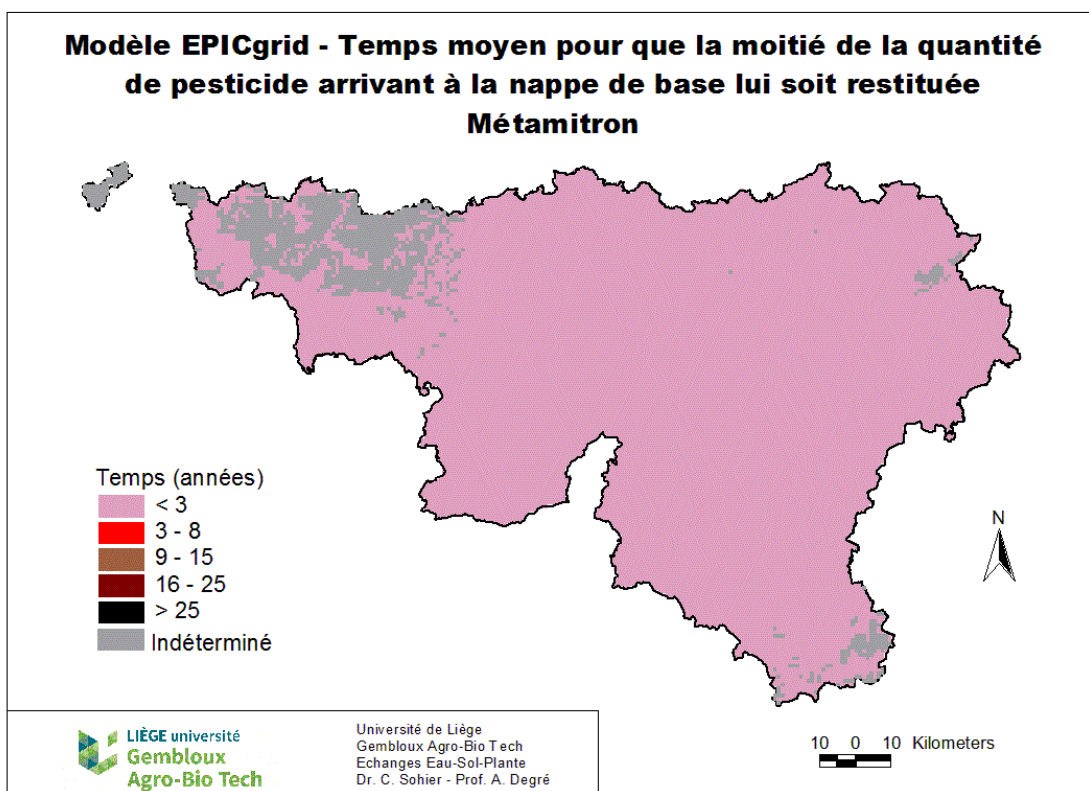


Figure 78 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée - Métamitron

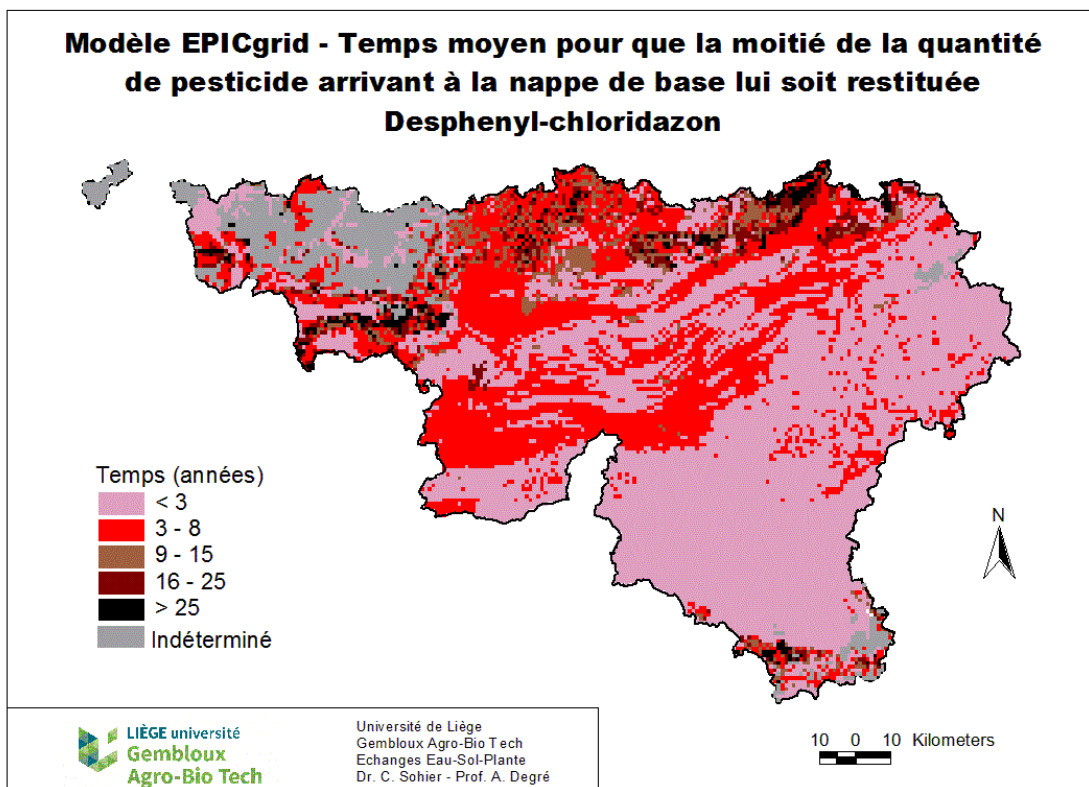


Figure 79 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée – Desphenyl-chloridazon

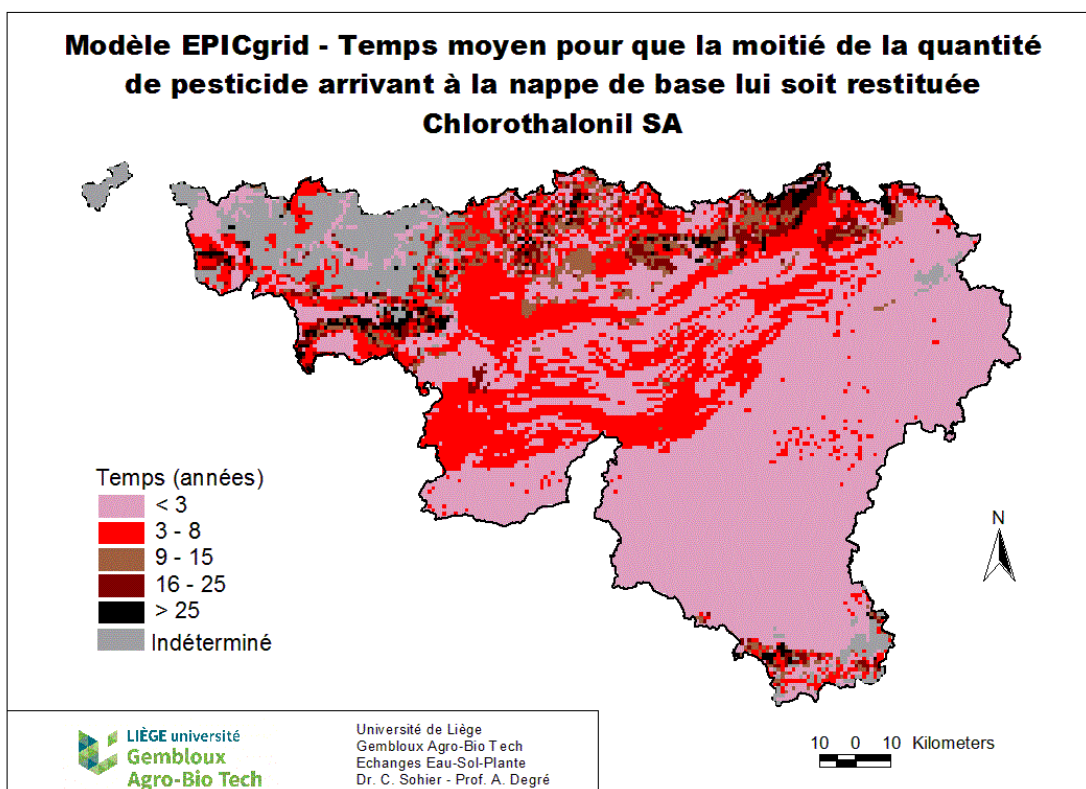


Figure 80 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée – Chlorothalonil SA

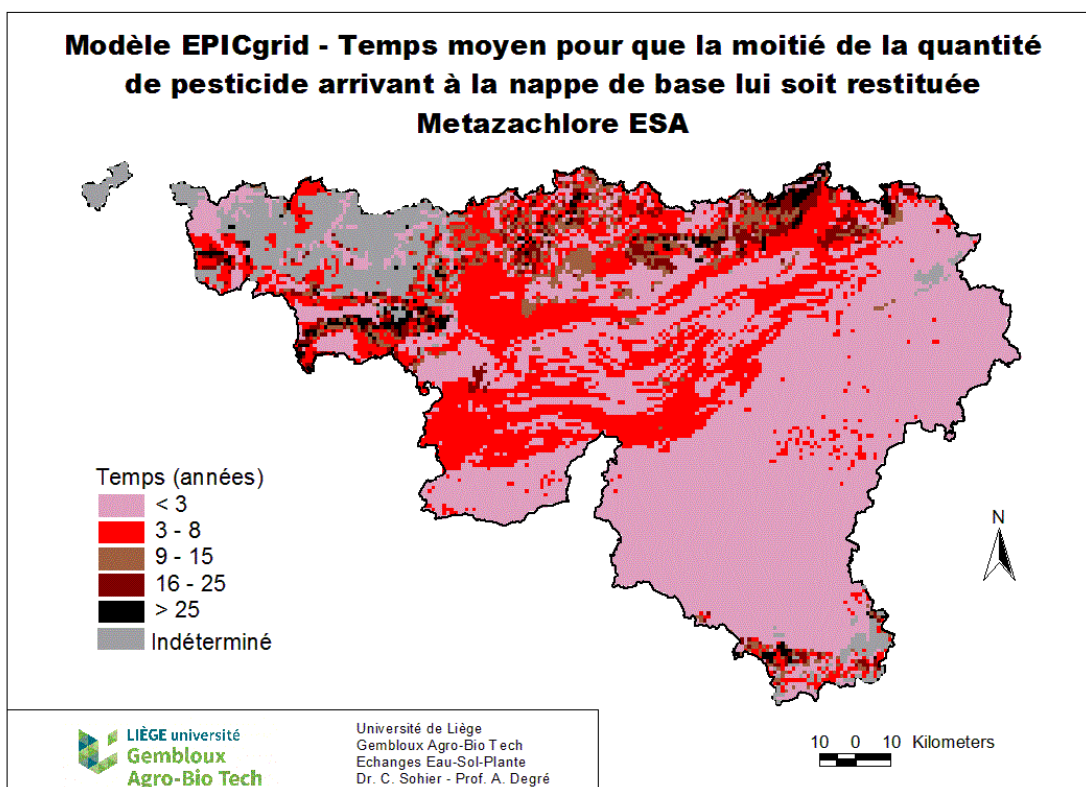


Figure 81 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée – Metazachlore ESA



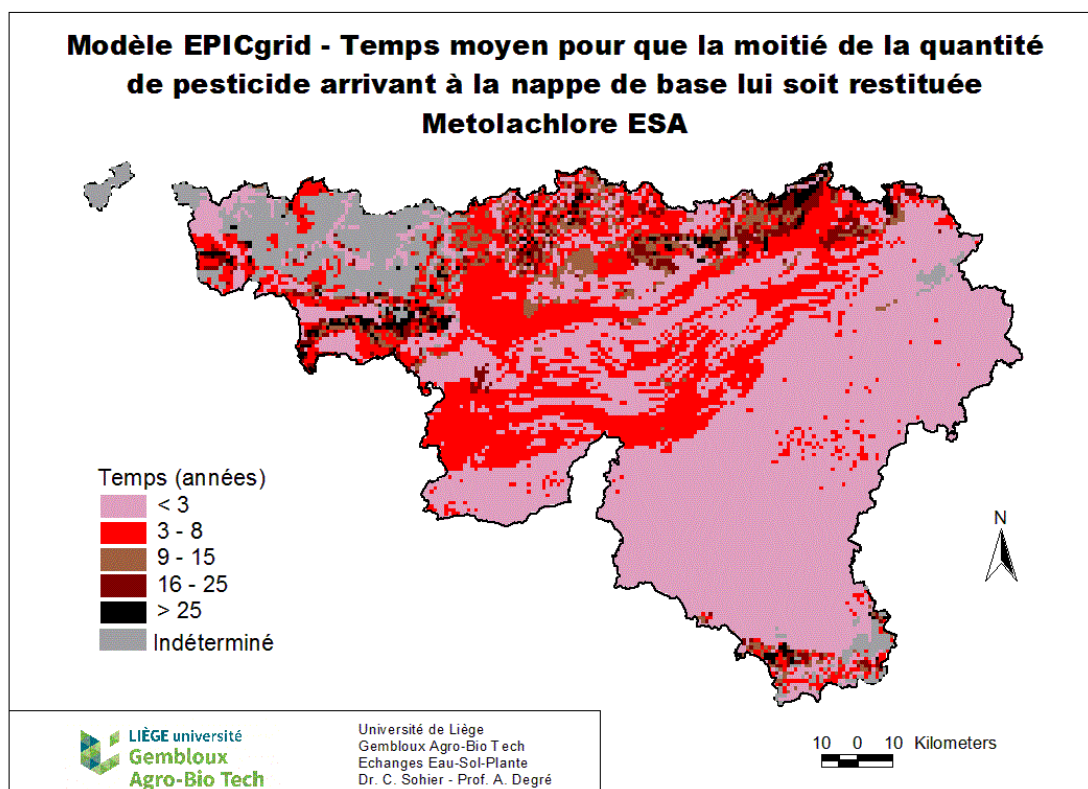


Figure 82 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée – Metolachlore ESA

Tap1 - Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base

La cartographie des temps moyens nécessaires pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base sont présentés respectivement à la Figure 83 pour la bentazone, à la Figure 84 pour le métamitron, à la Figure 85 pour le desphenyl-chloridazon, à la Figure 86 pour le chlorothalonil SA, à la Figure 87 pour le metazachlore ESA et à la Figure 88 pour le metolachlore ESA.

Cet indicateur est basé non plus sur les concentrations mais sur les quantités lessivées et intègre le sens préférentiel d'écoulement.

La distribution spatiale des temps de parcours est relativement similaires pour la bentazone, le chlorothalonil SA, le metazachlore ESA et le metolachlore ESA. Le desphenyl-chloridazon présente une répartition spatiale des temps de parcours plus homogène. Le métamitron quant à lui présente des temps de parcours très faibles quel que soit le contexte pédo-géologique.

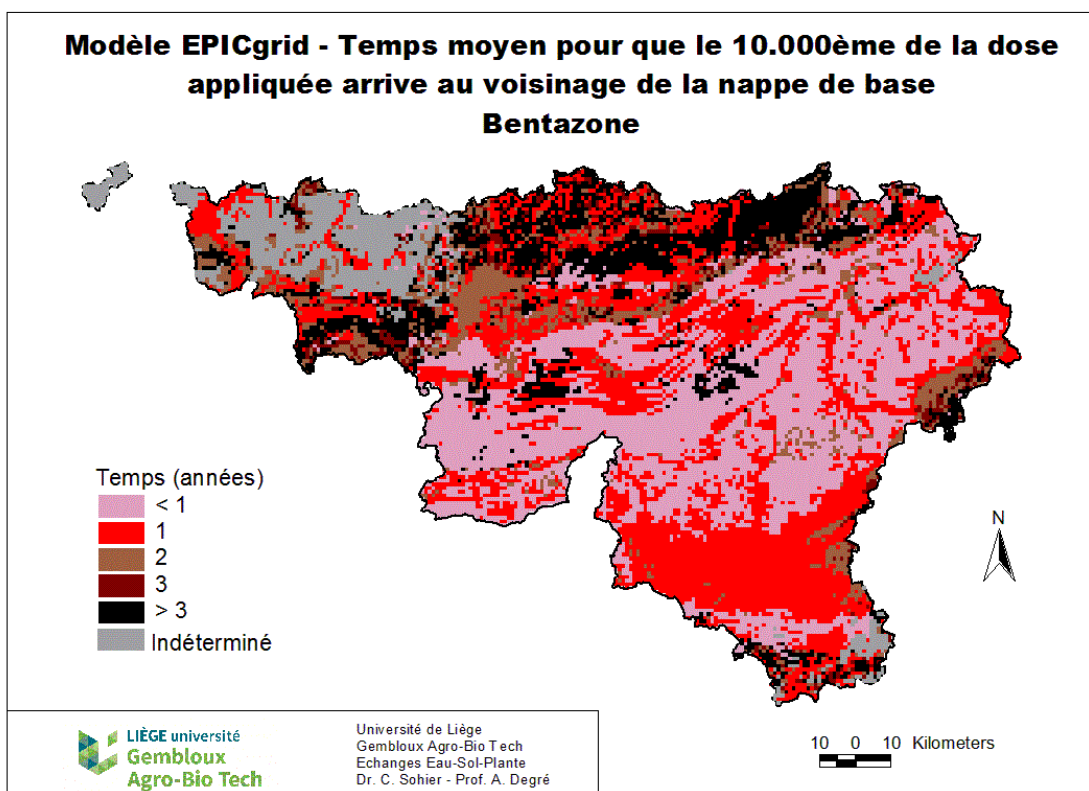


Figure 83 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base - Bentazone

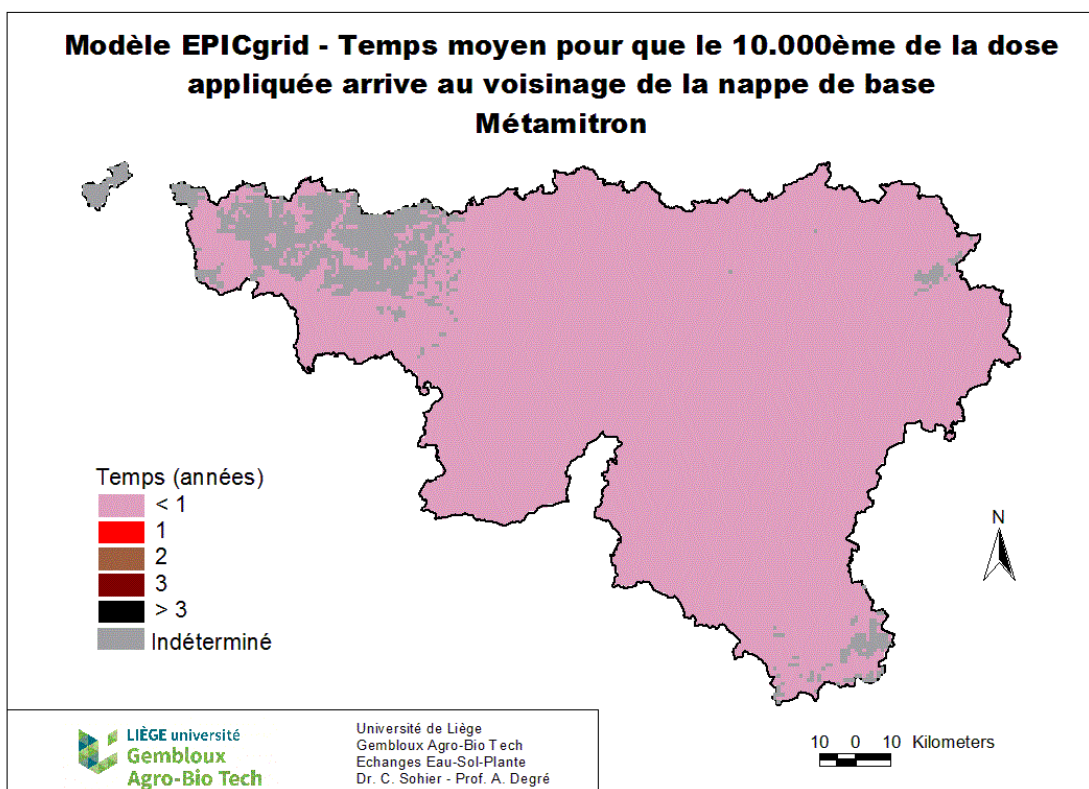


Figure 84 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base - Métamitron



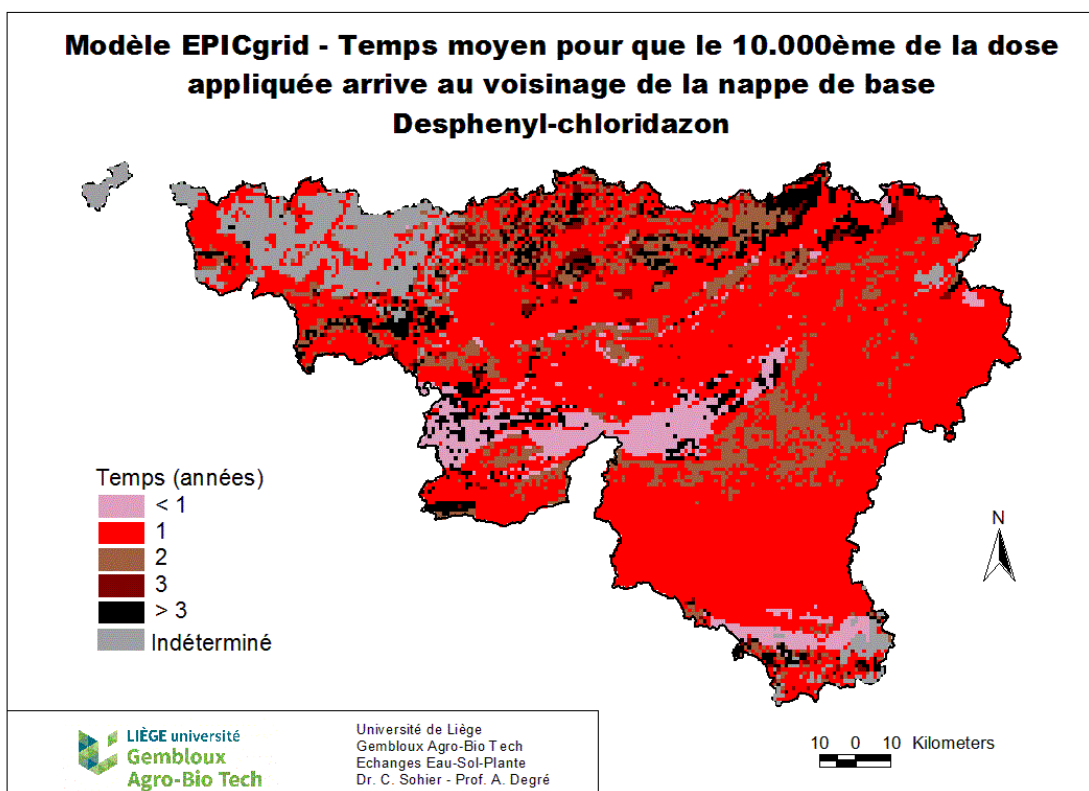


Figure 85 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base – Desphenyl-chloridazon

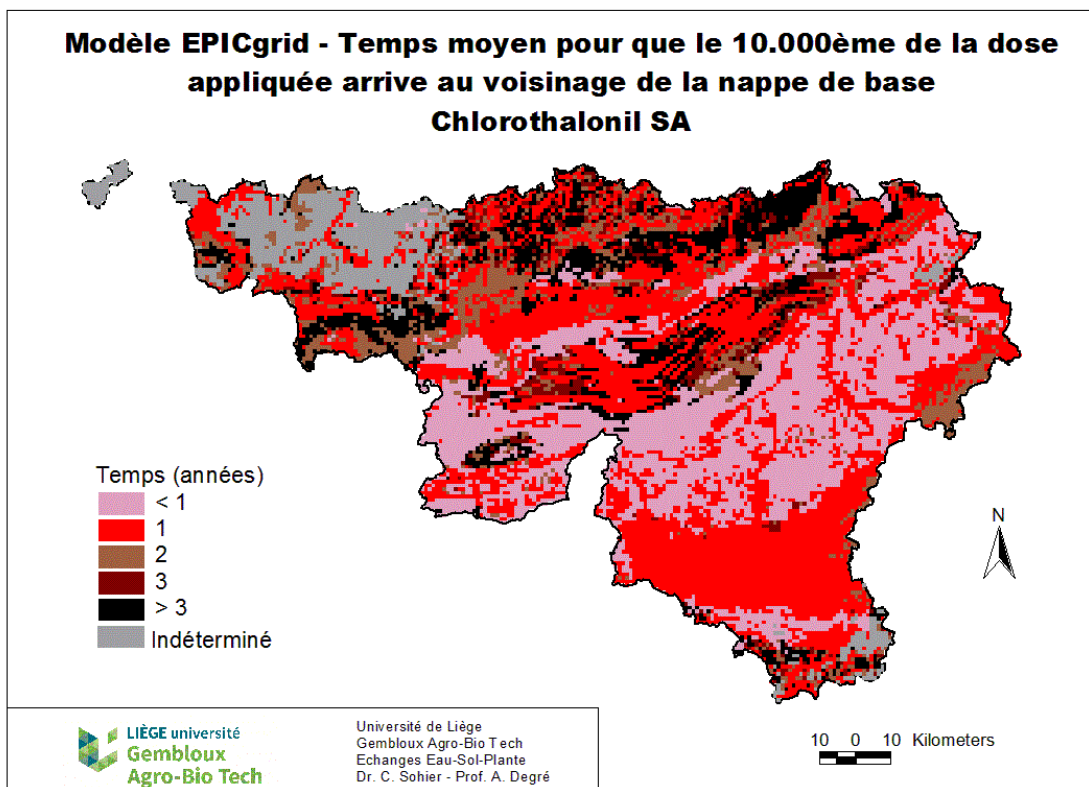


Figure 86 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base – Chlorothalonil SA

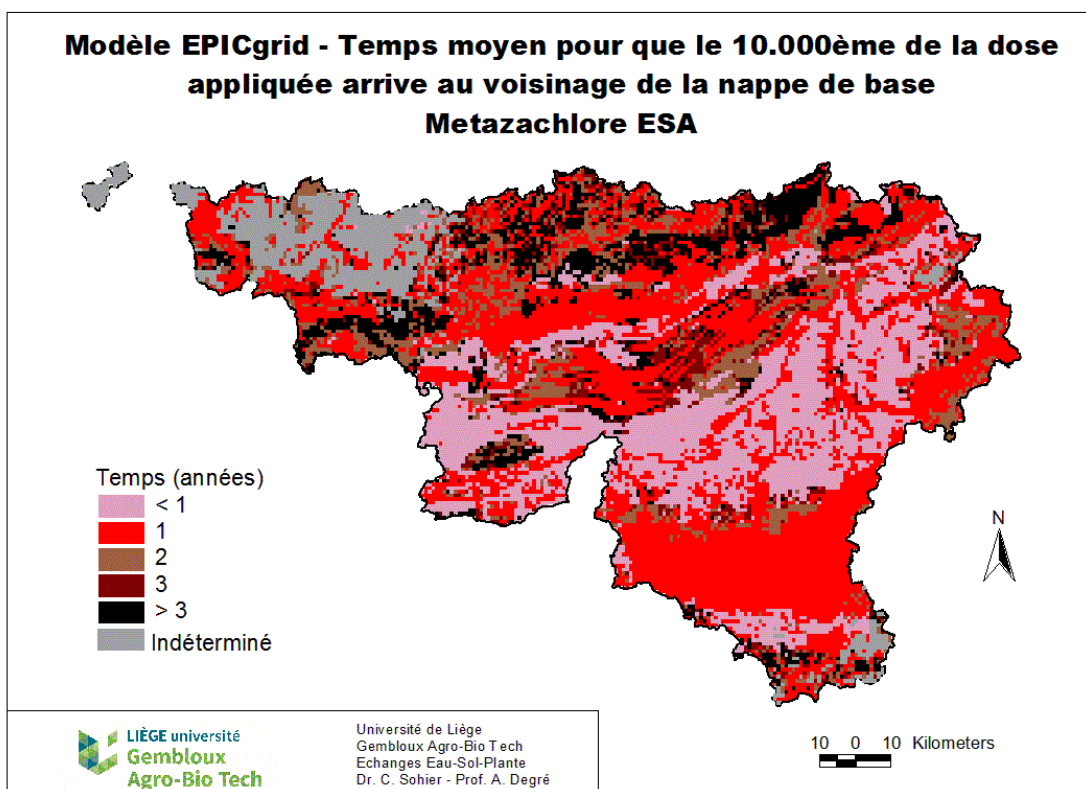


Figure 87 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base – Metazachlore ESA

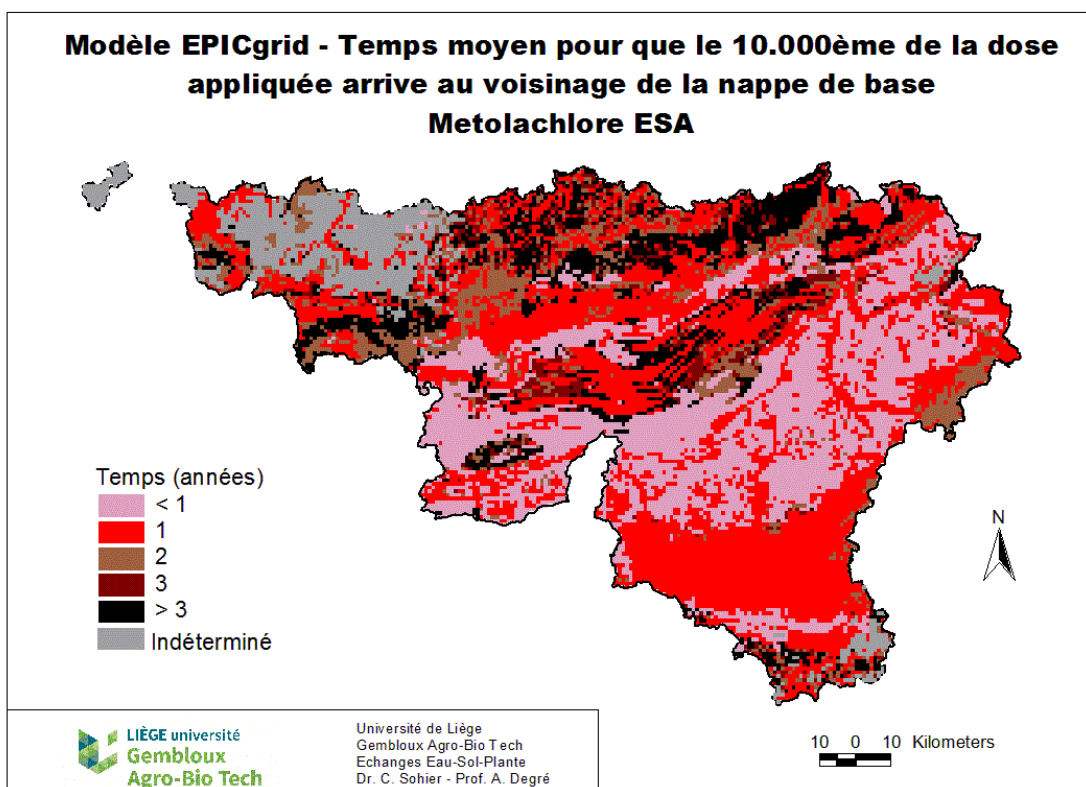


Figure 88 : Modèle EPICgrid – Temps moyen pour que le 10.000ème de la dose appliquée arrive au voisinage de la nappe de base – Metolachlore ESA

### 6.21.1.2 Indicateurs – Eaux de surface

L'indicateur retenu est le pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface. Cet indicateur est calculé pour chaque maille kilométrique en appliquant une dose importante de pesticide en en suivant les quantités perdues de manière directe vers les eaux de surface (par érosion, par ruissellement direct (ruissellement de surface et flux hypodermique rapide) et via les flux hypodermiques lents). Pour tenir compte de la variabilité des conditions météorologiques qui suivent l'application du pesticide, une moyenne pluriannuelle sur 30 années (1987-2016) est réalisée.

Cet indicateur permet d'appréhender le risque de pollution diffuse des eaux de surface pour chaque molécule en fonction du contexte pédologique, géologique, topographique et climatique.

Les résultats sont présentés à la Figure 89 pour le chlortoluron, à la Figure 91 pour la cyperméthrine, à la Figure 93 pour le diflufenican, à la Figure 95 pour le flufenacet, à la Figure 97 pour le metolachlore, à la Figure 99 pour la métamitronne et à la Figure 101 pour la terbuthylazine.

En regard de cet indicateur qui qualifie le risque de transfert, l'état actuel des pertes directes diffuses en pesticide vers les eaux de surface sont également présentées pour la période 2013 – 2015 (à la Figure 90 pour le chlortoluron, à la Figure 92 pour la cyperméthrine, à la Figure 94 pour le diflufenican, à la Figure 96 pour le flufenacet, à la Figure 98 pour le metolachlore, à la Figure 100 pour la métamitronne et à la Figure 102 pour la terbuthylazine). Outre les conditions physiographiques locales, cette variable prend en compte l'occupation du sol et la répartition des cultures ainsi que les doses de pesticides utilisées durant cette période et quantifie ainsi la pression actuelle en chaque molécule.

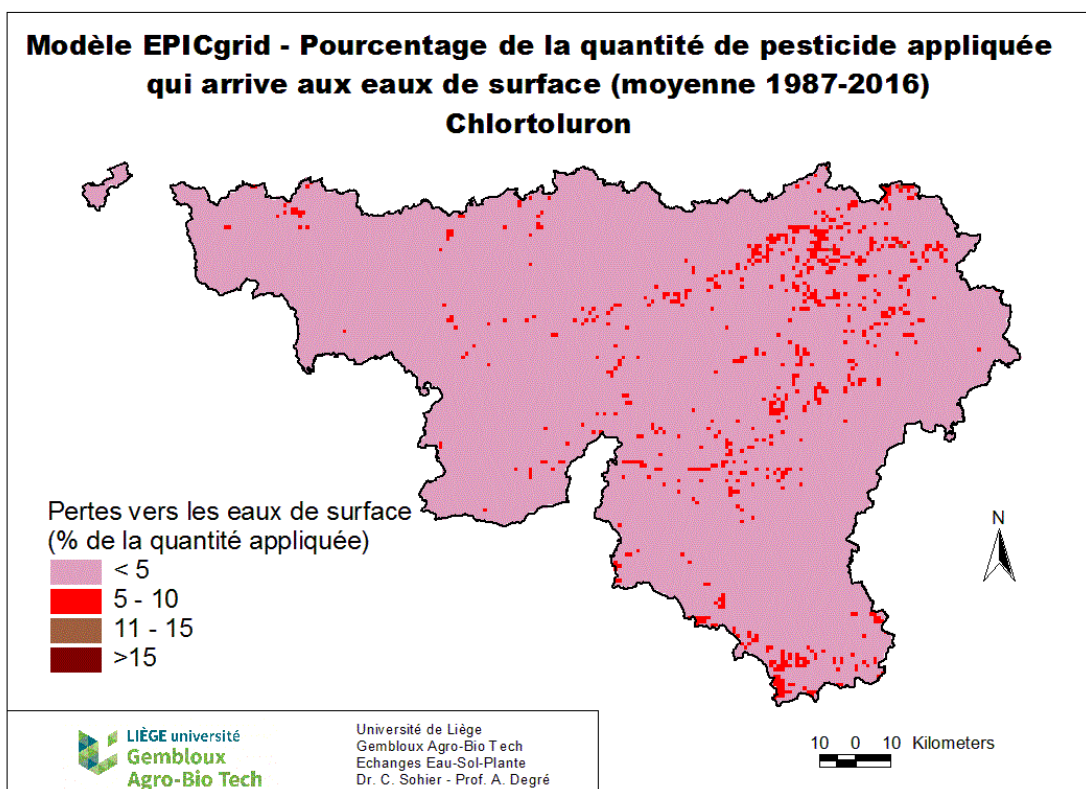


Figure 89 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) - Chlortoluron

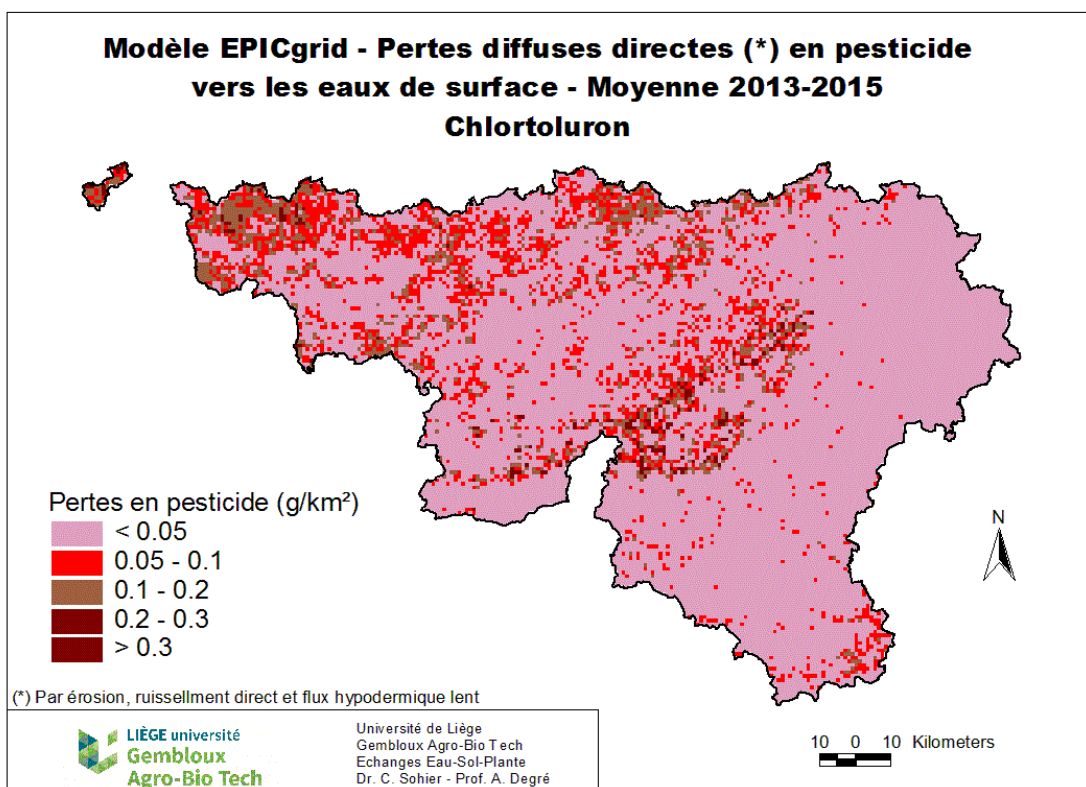


Figure 90 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Chlortoluron



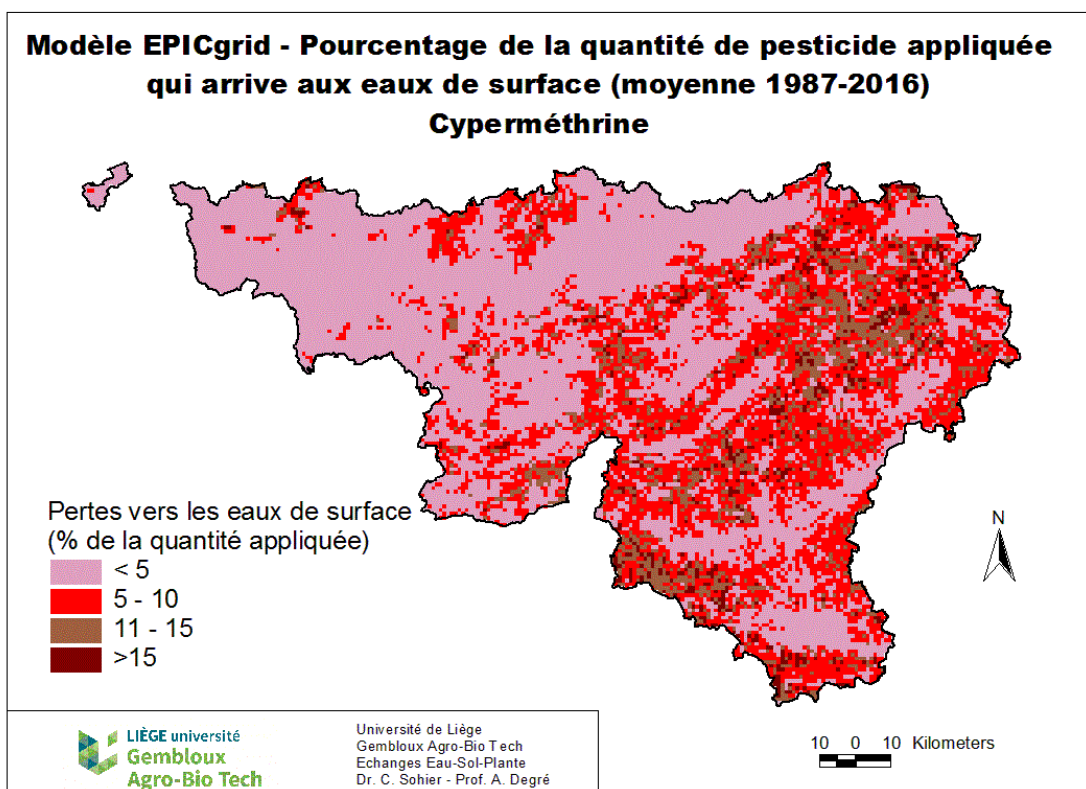


Figure 91 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) - Cyperméthrine

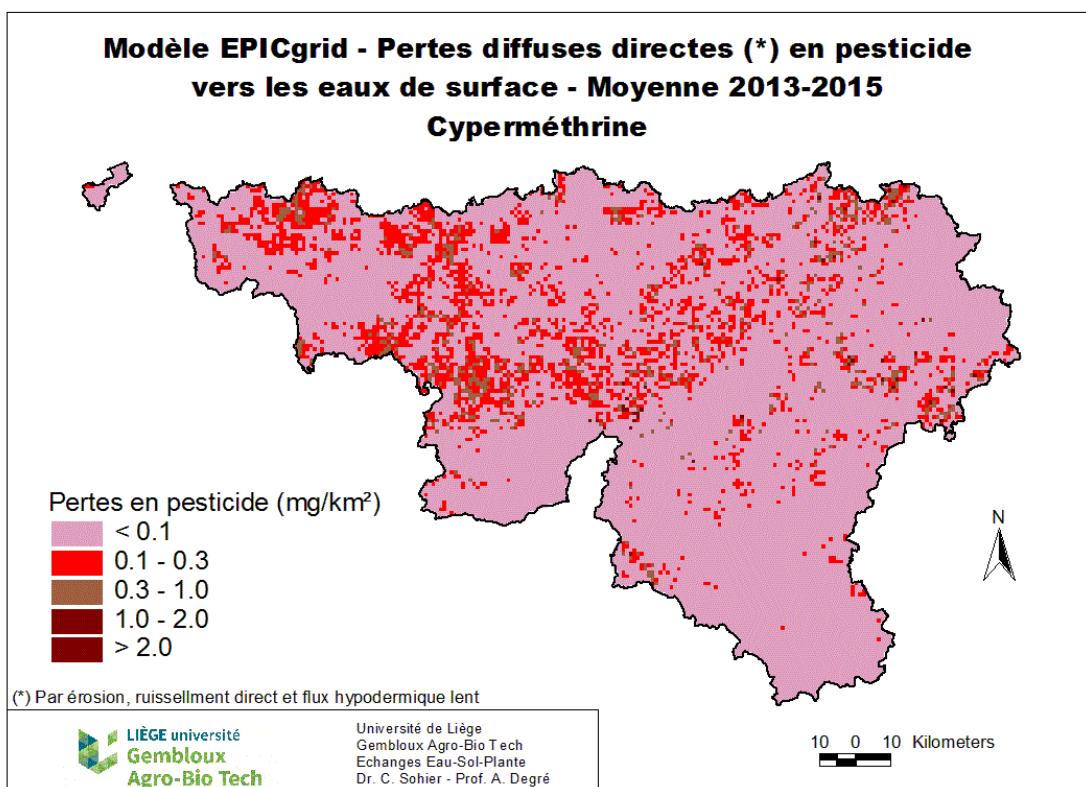


Figure 92 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Cyperméthrine

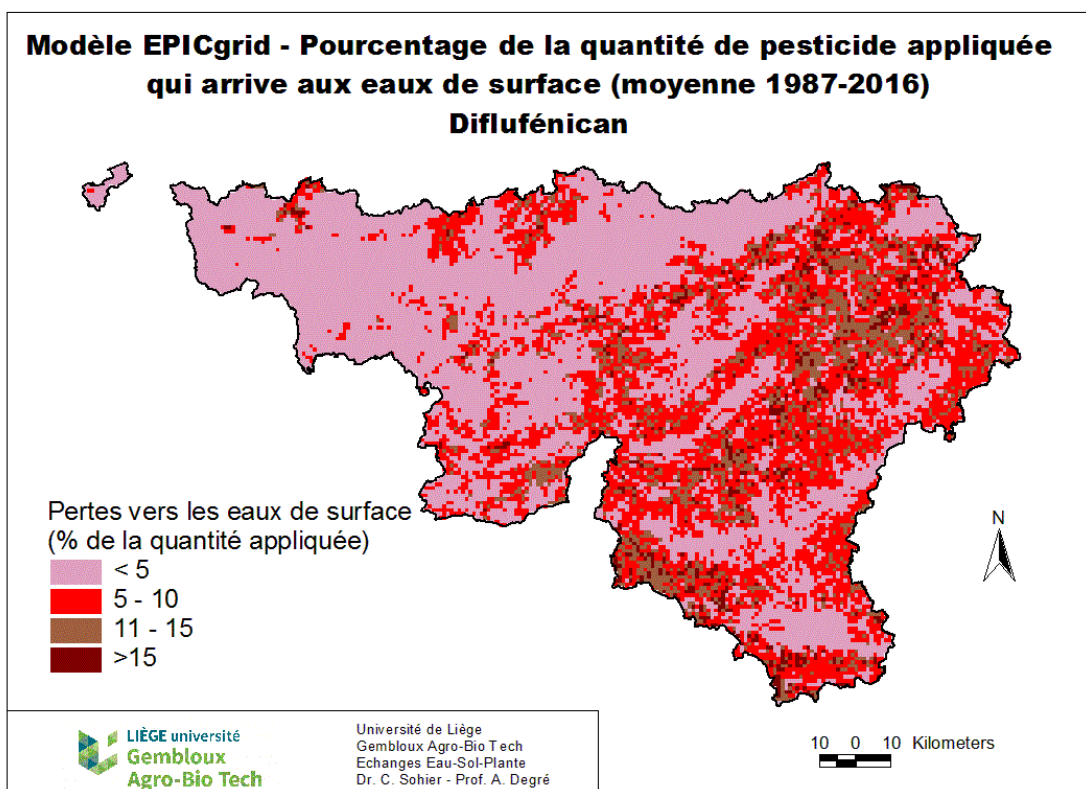


Figure 93 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) – Diflufénican

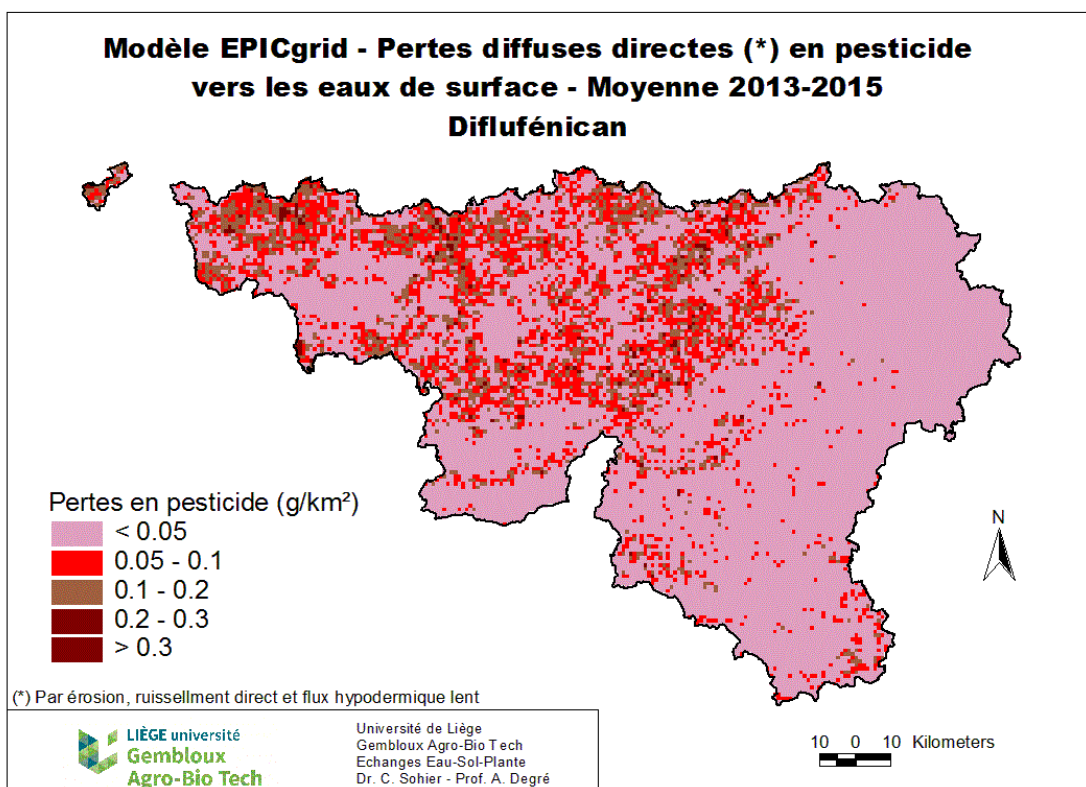


Figure 94 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Diflufénican

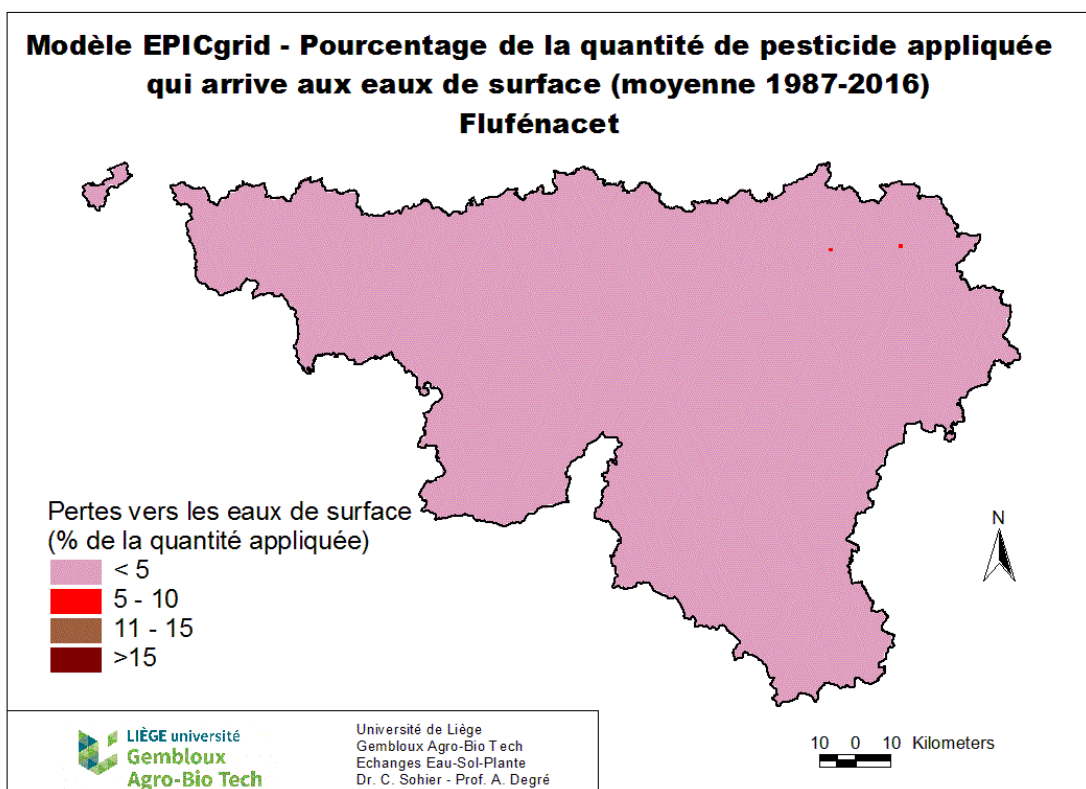


Figure 95 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) – Flufénacet

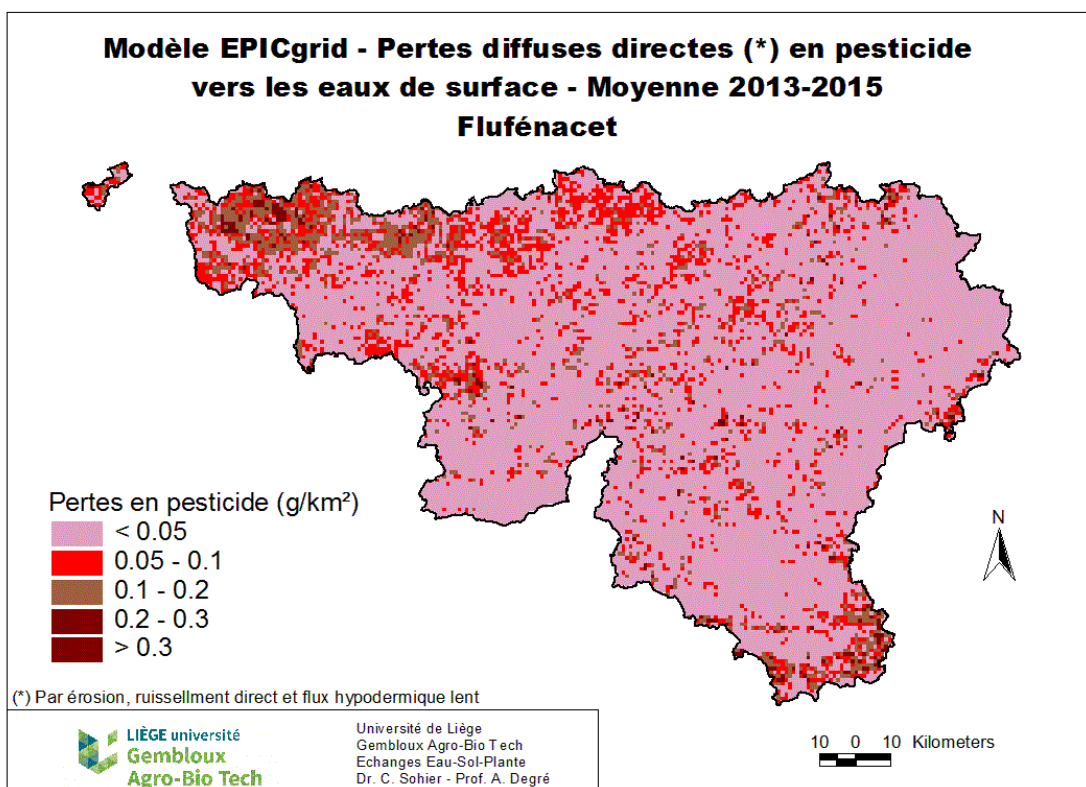


Figure 96 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Flufénacet



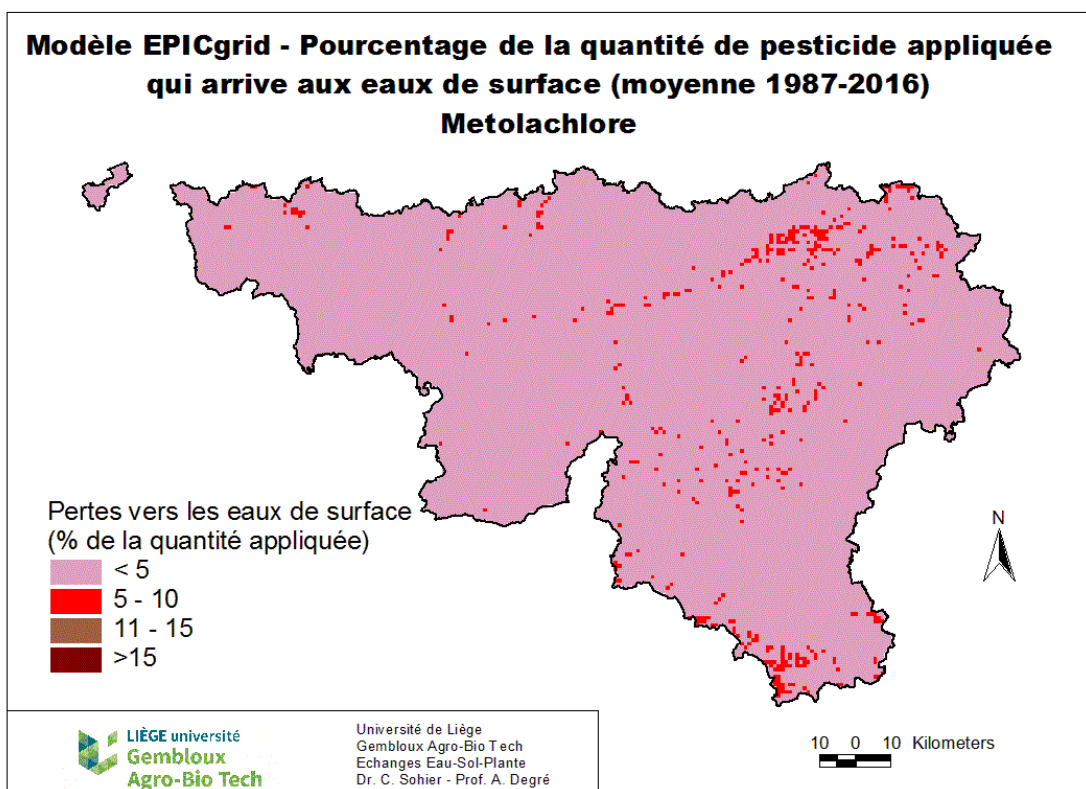


Figure 97 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) – Metolachlore

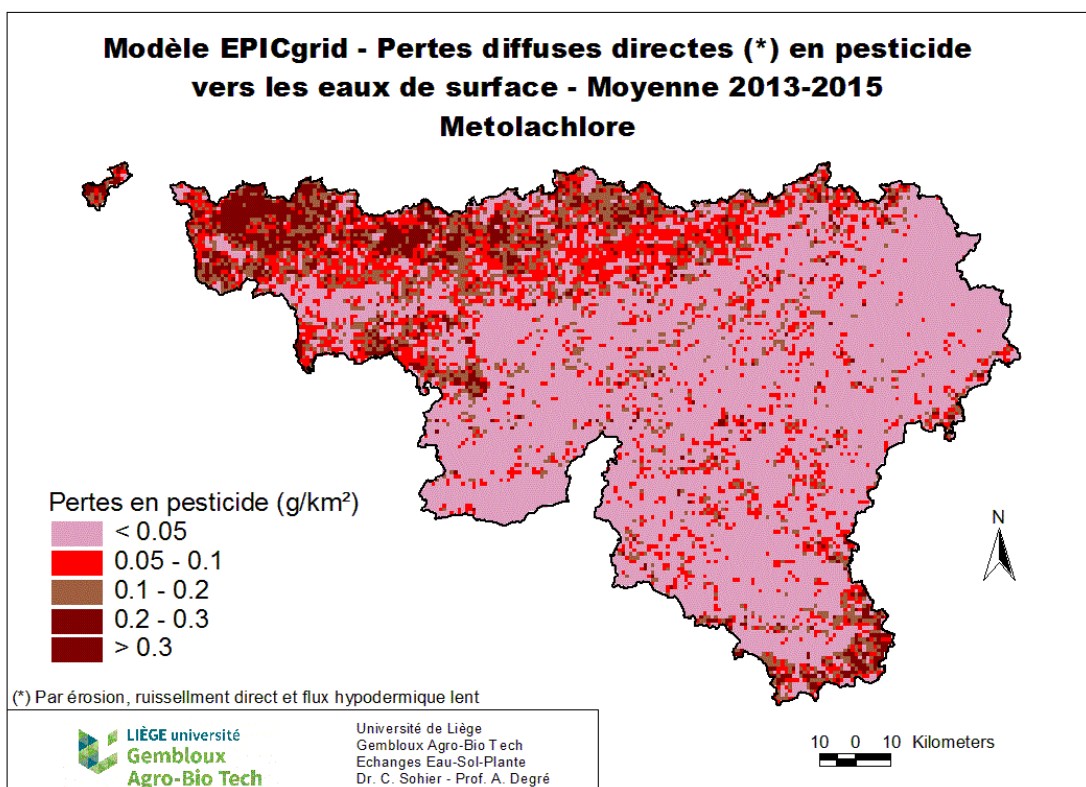


Figure 98 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Metolachlore



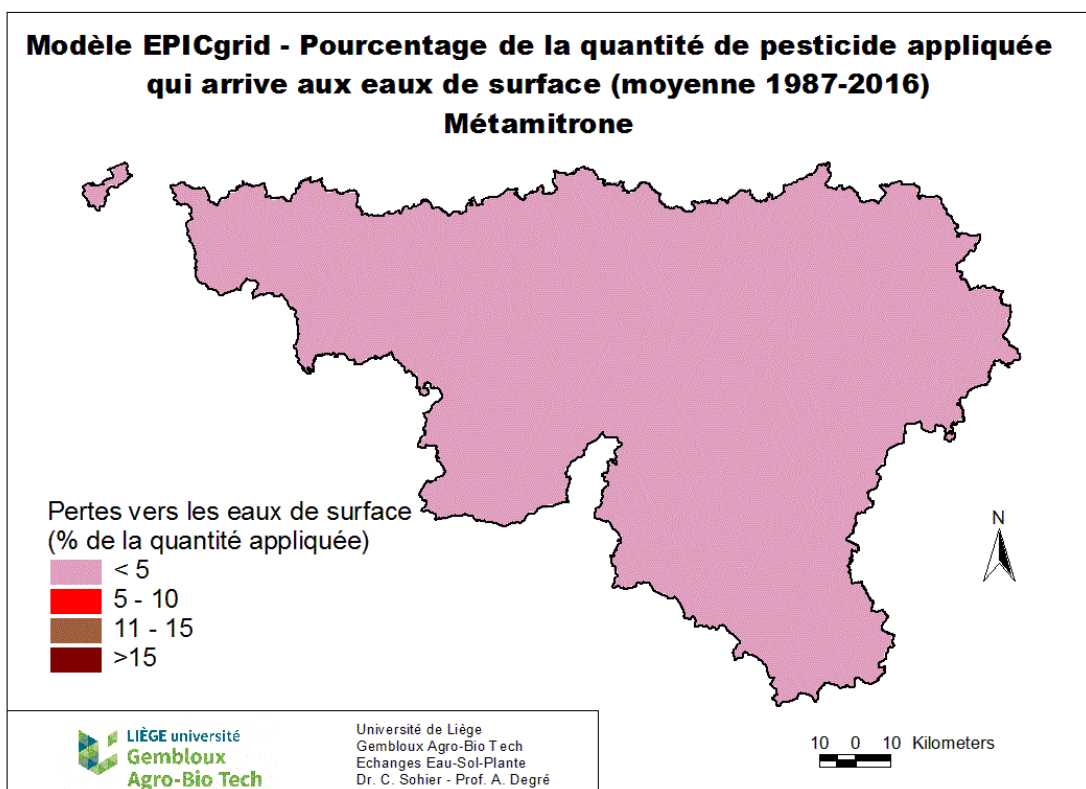


Figure 99 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) – Métamitrone

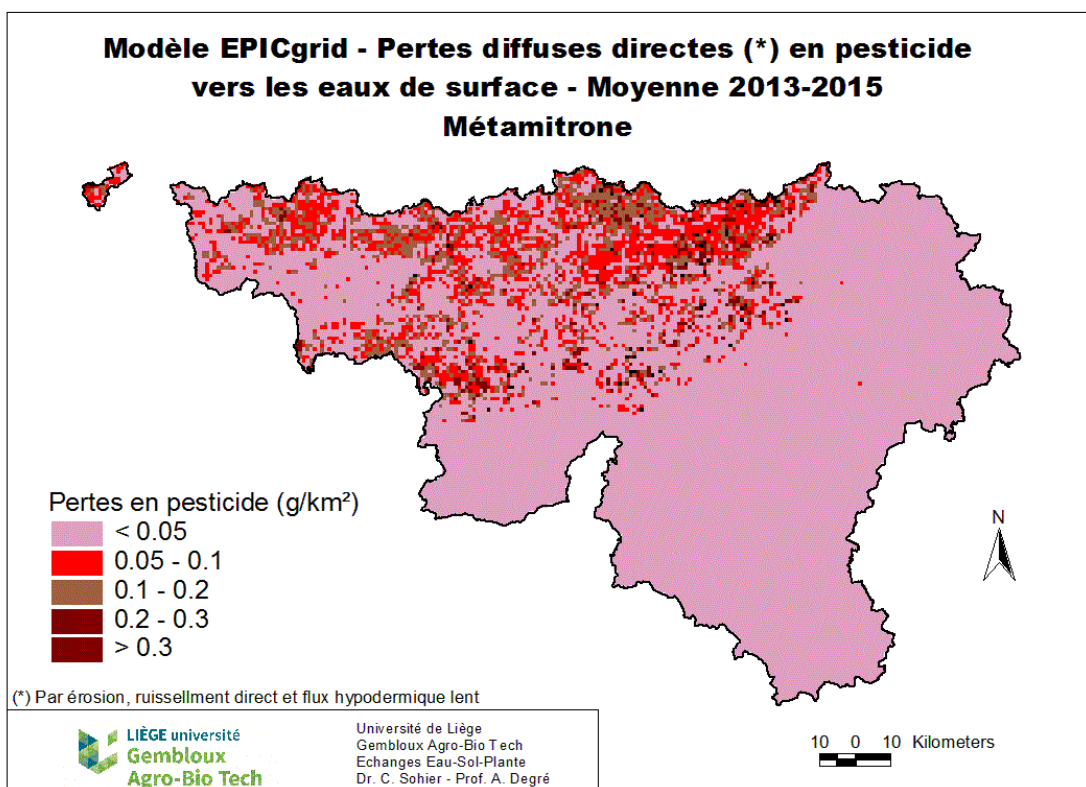


Figure 100 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Métamitrone

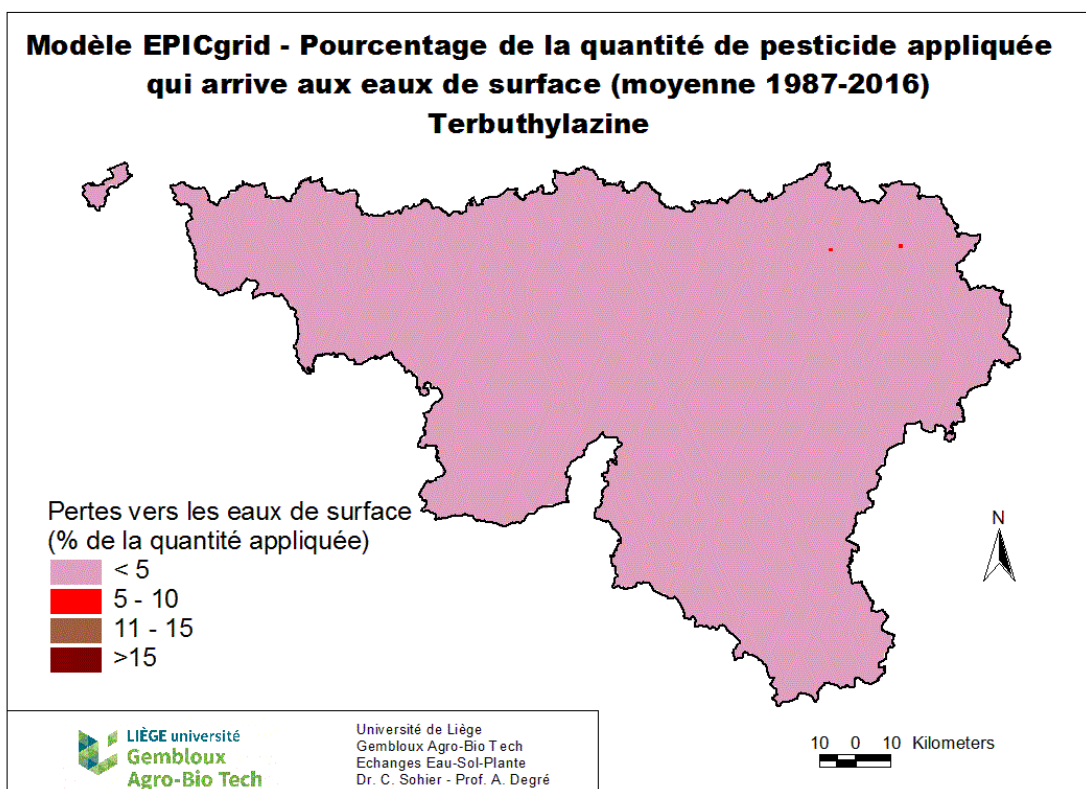


Figure 101 : Modèle EPICgrid – Pourcentage de la quantité de pesticide appliquée qui arrive aux eaux de surface (moyenne 1987-2016) – Terbuthylazine

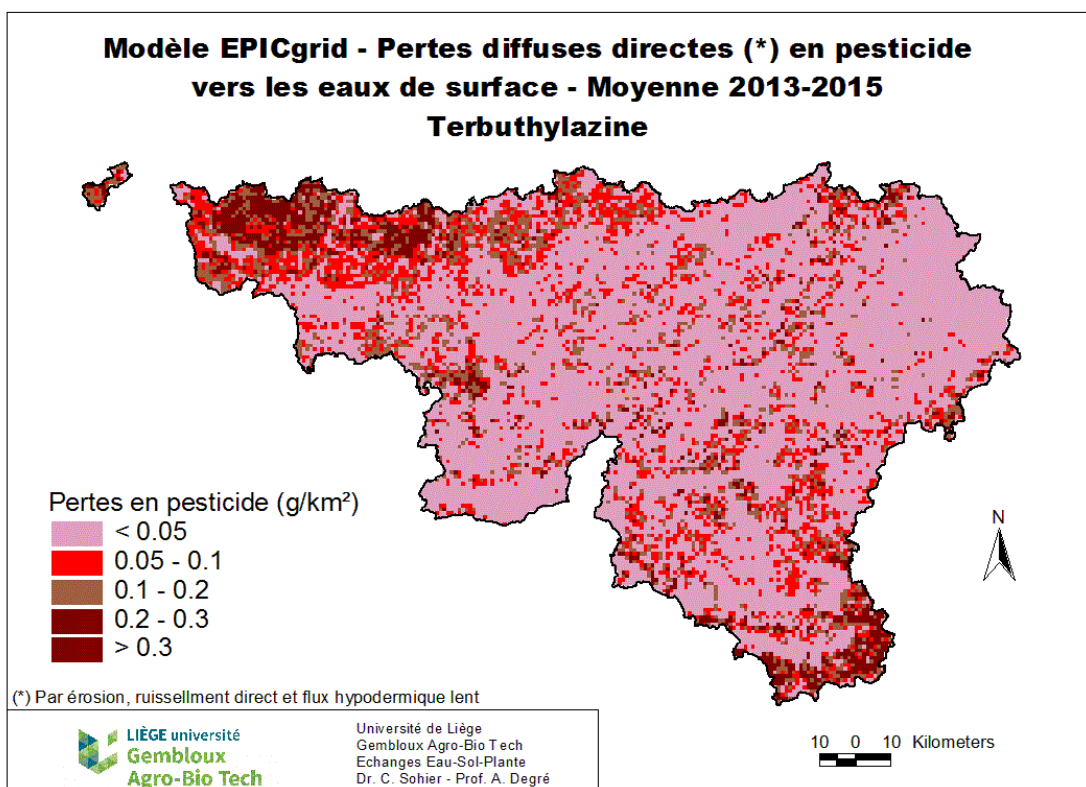


Figure 102 : Modèle EPICgrid – Pertes diffuses directes en pesticide vers les eaux de surface Moyenne 2013-2015 - Terbuthylazine

## 6.22 Programme wallon de réduction des pesticides

### 6.22.1.1 Introduction

Lors de la réunion avec les spécialistes pesticides du SPW qui s'est tenue le 24 juillet 2018, Denis Godeaux a marqué son intérêt pour que soit testé avec le modèle EPICgrid l'impact de l'implantation d'une bande enherbée pour certaines « zones vulnérables pesticides ».

Les simulations visent donc à évaluer à l'échelle de la masse d'eau, la réduction des **apports diffus** en pesticides vers la rivière engendrée par l'implantation de bandes enherbées riveraines sur la portion du réseau hydrographique directement en contact avec des terres de cultures. En outre, différentes largeurs de bandes enherbées sont testées (6 et 12m).

Les masses d'eau de surface et les substances actives pour lesquels ce test est jugé pertinent sont les suivantes :

- DE02R, pour les substances actives suivantes : diflufénican, flufénacet, terbuthylazine, (chlortoluron) ;
- DE09R, pour les substances actives suivantes : diflufénican, flufénacet, terbuthylazine, (chlortoluron) ;
- DE01R et DE03R pour le diflufénican.

L'efficacité des bandes enherbées est d'autant plus élevée que les apports à la rivière se font de manière diffuse. La part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière a été déterminée sur base des travaux réalisés dans le projet GISER (Gestion Intégrée Sol Erosion Ruissellement, Projet D'GARNE-GxABT-UCL). Pour les masses d'eau sélectionnées, celle-ci est comprise entre 42 et 53% (Tableau 59). Afin de donner une information quant à la réduction maximale des apports diffus en pesticides vers la rivière engendrée par l'implantation de bandes enherbées, les test sera également réalisé pour la masse d'eau de surface EL13R qui est parmi les masses d'eau dont la part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière est la plus élevée (62%).

Tableau 59 : Part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière dans les masses d'eau sélectionnées et dans la masse d'eau EL13R

Masse d'eau de surface	Part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière
DE01R	49 %
DE02R	42 %
DE03R	49 %
DE09R	53 %
EL13R	62 %

### 6.22.1.2 Méthodologie

#### Positionnement et caractérisation des bandes enherbées

L'identification des rives en contact direct avec les terres de cultures est réalisée à partir de la base de données TOP10V-GIS du fait de la nécessité de disposer d'une information topologiquement cohérente entre le réseau hydrographique et l'occupation du sol. Le réseau hydrographique considéré est donc celui tel que défini par le TOP10V-GIS.

Une procédure semi-automatique sous ARC-GIS a été développée afin d'identifier les rives sur lesquelles pourraient être implantées les bandes enherbées selon les critères prédéfinis (Sohier et Degré, 2011) ; un exemple de résultats est présenté à la Figure 103.

Le Tableau 60 présente, pour les différentes masses d'eau de surface, la longueur des rives concernées par l'implantation des bandes enherbées en regard de la longueur de cours d'eau.

La masse d'eau EL13R présente un pourcentage de longueur de rives occupées par des bandes enherbées important (55 %) et nettement supérieur aux masses d'eau sélectionnées. Couplé au caractère majoritairement diffus de ses écoulements, les simulations réalisées pour cette masse d'eau permettront de donner une information quant à l'efficacité maximum pouvant être escomptée par la mise en place de ce dispositif.

La caractérisation des bandes enherbées et de leurs bassins d'alimentation a été réalisée selon la procédure développée dans Qualvados2 (Sohier et Degré, 2011). Cette procédure permet de délimiter les bassins d'alimentation (diffus et concentré) de la bande enherbée, d'en extraire sa superficie, sa pente, son occupation du sol ainsi que sa longueur d'écoulement. La bande enherbée est caractérisée par sa longueur, sa largeur ainsi que sa pente.

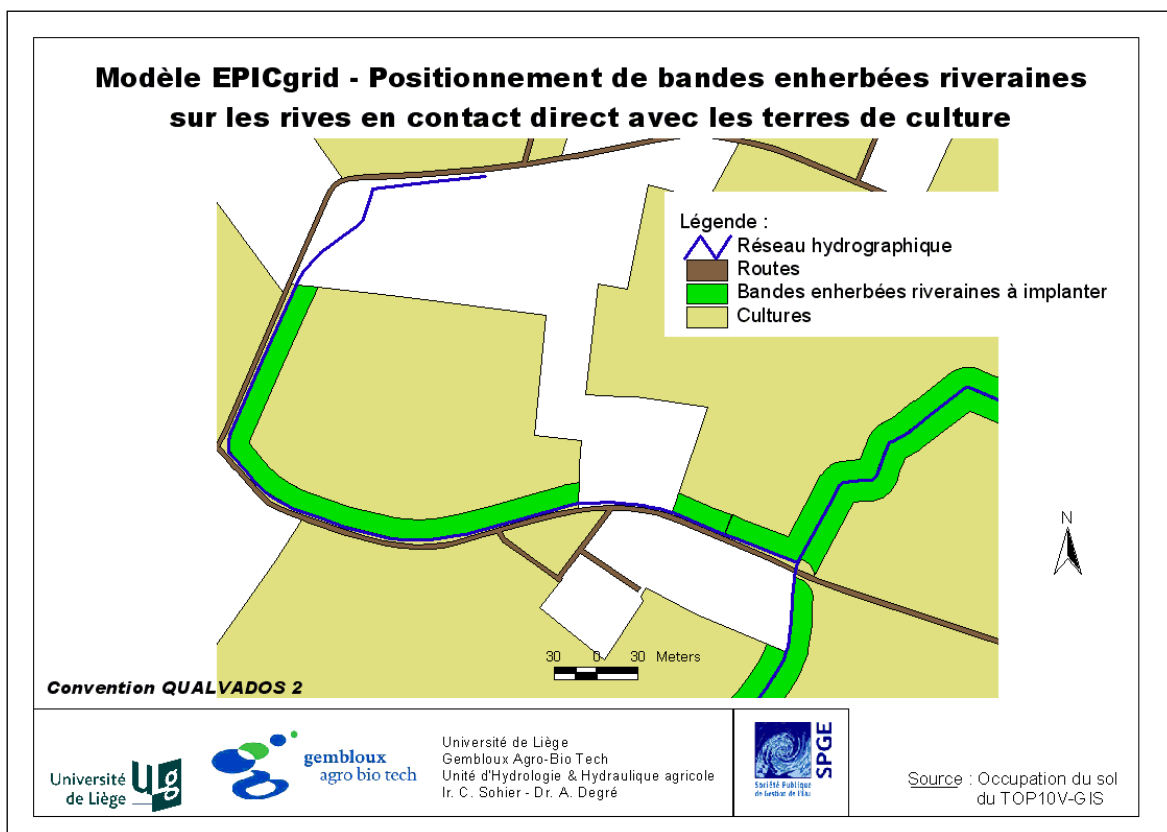


Figure 103 : Modèle EPICgrid – Positionnement de bandes enherbées riveraines sur les rives en contact direct avec les terres de cultures (Qualvados2)

Tableau 60 : Linéaire de bandes enherbées par masse d'eau de surface

Masse d'eau de surface	Linéaire de cours d'eau	Linéaire de bandes enherbées	Rapport linéaire de bandes enherbées / linéaire de berges
DE01R	209.9 km	142.3	34 %
DE02R	283.2 km	104.1	18 %
DE03R	26.8 km	11.9	22 %
DE09R	89.7 km	15.0	8 %
EL13R	57.8 km	63.4	55 %

### Résultats

L'efficacité des bandes riveraines sur la réduction des apports diffus de pesticides à la rivière est évaluée par comparaison de deux simulations EPICgrid : une simulation de référence sans bandes enherbées et une simulation intégrant l'implantation des bandes enherbées. Afin d'évaluer l'effet de la largeur de la bande enherbée sur la réduction des apports diffus vers le cours d'eau, les simulations sont réalisées pour 2 largeurs de bandes enherbées : 6 et 12m.

Le Tableau 61, le Tableau 62, le Tableau 63 et le Tableau 64 présentent les résultats obtenus respectivement pour le chlortoluron, pour le diflufénican, pour le flufenacet et pour la terbuthylazine.



La diminution des apports diffus en pesticides à la rivière est très peu influencée par la largeur de la bande enherbée (6 ou 12m). Par contre, elle varie fortement entre masses d'eau et entre molécules.

Pour les raisons évoquées ci-avant, la masse d'eau EL13R présente les diminutions les plus importantes. Ces diminutions diffèrent entre molécules. Pour une largeur de bande enherbée de 6m, la diminution des apports diffus à la rivière est en moyenne sur 30 ans (1987-2016) de 14.9% pour le chlortoluron, de 12.5% pour le diflufénican, de 7.3% pour le flufénacet et de 7.9% pour la terbuthylazine. A l'échelle annuelle, en fonction des conditions rencontrées après l'application de la substance active, les diminutions escomptées sont au maximum (pour une bande enherbée de 6m) de 25.4% pour le chlortoluron, de 20.1% pour le diflufénican, de 25.1% pour le flufénacet et de 26.1% pour la terbuthylazine.

Les masses d'eau sélectionnées présentent des diminutions en apports diffus plus faibles de par leurs caractéristiques intrinsèques.

Tableau 61 : Modèle EPICgrid - Impact de l'implantation de bandes enherbées (6 et 12m) sur les pertes directes diffuses en chlortoluron vers les eaux de surface

	<b>Moyenne 30 ans</b>		<b>Maximum annuel</b>	
	Largeur 6m	Largeur 12m	Largeur 6m	Largeur 12m
DE02R	-5.2 %	-5.7 %	-10.5 %	-10.5 %
DE09R	-2.4 %	-3.0 %	-7.7 %	-9.5 %
EL13R	-14.9 %	-15.0 %	-25.4 %	-25.5 %

Tableau 62 : Modèle EPICgrid - Impact de l'implantation de bandes enherbées (6 et 12m) sur les pertes directes diffuses en diflufénican vers les eaux de surface

	<b>Moyenne 30 ans</b>		<b>Maximum annuel</b>	
	Largeur 6m	Largeur 12m	Largeur 6m	Largeur 12m
DE01R	-6.7 %	-7.0 %	-12.3 %	-12.5 %
DE02R	-4.6 %	-4.6 %	-9.4 %	-9.4 %
DE03R	-3.5 %	-3.7 %	-8.5 %	-8.8 %
DE09R	-3.3 %	-3.4 %	-6.3 %	-6.3 %
EL13R	-12.5 %	-12.7 %	-20.1 %	-20.3 %

Tableau 63 : Modèle EPICgrid - Impact de l'implantation de bandes enherbées (6 et 12m) sur les pertes directes diffuses en flufénacet vers les eaux de surface

	<b>Moyenne 30 ans</b>		<b>Maximum annuel</b>	
	Largeur 6m	Largeur 12m	Largeur 6m	Largeur 12m
DE02R	-2.4 %	-2.4 %	-10.1 %	-12.2 %
DE09R	-1.3 %	-1.5 %	-17.4 %	-24.1 %
EL13R	-7.3 %	-7.4 %	-25.1 %	-25.3 %

Tableau 64 : Modèle EPICgrid - Impact de l'implantation de bandes enherbées (6 et 12m) sur les pertes directes diffuses en terbuthylazine vers les eaux de surface

	<b>Moyenne 30 ans</b>		<b>Maximum annuel</b>	
	Largeur 6m	Largeur 12m	Largeur 6m	Largeur 12m
DE02R	-2.6 %	-2.6 %	-10.1 %	-12.2 %
DE09R	-1.2 %	-1.4 %	-17.8 %	-27.1 %
EL13R	-7.9 %	-8.0 %	-26.1 %	-26.4 %

## 6.23 Conclusion

Le modèle EPICgrid a été développé pour simuler le transfert des pesticides (substances actives et métabolites) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. Le devenir dans le sol de 11 molécules (bentazone, flufénacet, métamitrone, diflufénican, chlortoluron, cyperméthrine, terbuthylazine, chlorothalonil, chloridazon, metazachlore et metolachlore) et 4 métabolites (chlorothalonil SA, desphenyl-chloridazon, metazachlore ESA, metolachlore ESA) a été étudié.

Il est à noter que, pour l'imidaclopride, faute de données d'apports, il n'a pas été possible de développer une modélisation.

Les paramètres types contenus dans la PPDB n'ont permis de reproduire les concentrations en pesticide observées dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines que pour deux molécules. Pour les autres molécules, un ajustement des paramètres physico-chimiques a été nécessaire. Moyennement cette calibration, la concordance entre observations et simulations a été nettement améliorée.

Il est à noter qu'il s'agit d'une **première calibration** et que des données complémentaires (séries chronologiques futures des réseaux de mesure actuels, mesures sur forage, parcelles instrumentées) seraient bien utiles pour parfaire la calibration et surtout pour valider les résultats obtenus.

Plusieurs indicateurs de risque de pollution des eaux de surface et des eaux souterraines ont été calculés.

L'impact sur les apports diffus en pesticides à la rivière de l'implantation d'une bande enherbée pour certaines « zones vulnérables pesticides » et pour différentes molécules a été évalué. En outre, l'effet maximum escompté a également été estimé.

## 7 Scénarios captages couplés azote/pesticides

### 7.1 Introduction

Les contrats de captages participatifs ont été initiés dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'eau. Financé par la SPGE, les contrats de captage s'apparentent à des conventions entre acteurs concernés autour des captages d'eau potabilisable présentant ou risquant de présenter des problèmes de pollution diffuse ou ponctuelle (principalement par le nitrate et les pesticides).

Ces contrats sont établis suite à un diagnostic ou à une étude environnementale qui synthétise les pressions constatées sur le captage d'eau, ainsi que le respect de la législation de base en la matière. Ils proposent des actions ciblées à mettre en œuvre pour atteindre le bon état des masses d'eau tel que défini dans la Directive 2000/60/CE.

En ce qui concerne les pesticides, ce diagnostic est réalisé par la Cellule Diagnostic pesticide-captage, financée par la SPGE et coordonnée par le CRA-W. En ce qui concerne le nitrate, une étude méthodologique a été réalisée (Convention SPGE-SWDE).

La recherche, à réaliser en collaboration avec les acteurs des contrats de captages et le CRA-W, consiste à tester un certain nombre de scénarios alternatifs aux pratiques actuelles d'utilisation d'intrants azotés et de pesticides sur des zones de prévention et des bassins d'alimentation identifiées comme problématiques (ou non) en regard de la qualité des eaux lors du diagnostic.

### 7.2 Etablissement des scénarios potentiels

Plusieurs réunions avec le Comité de Pilotage ont été initiées afin de déterminer les scénarios qu'il serait intéressant de simuler avec le modèle EPICgrid.

Le premier scénario identifié comme intéressant consistait à réaliser une simulation visant à déterminer ce qui se passerait si l'on arrêta aujourd'hui les apports d'azote (scénario d'épuisement). Combien de temps faut-il au système pour que les concentrations en azote au voisinage des nappes de base redeviennent acceptables (< 25 mg/l) ?

Parallèlement, un intérêt s'est également dégagé quant à la simulation :

- de scénarios à l'échelle de la parcelle pour les mesures agronomiques (dates de semis, désherbage mécanique, ...) ;
- de scénarios spatiaux (discrétisation spatiale des pratiques agricoles).

### 7.3 Scénario d'épuisement

Les pratiques agricoles des 50 dernières années ont augmenté le stock en azote des sols (Figure 104), engendrant, dans certaines régions, un lessivage excessif d'azote vers les eaux souterraines.



Le scénario réalisé consiste à ne plus appliquer à partir de ce jour (2018) d'azote sur les sols et de voir combien d'années sont nécessaires au système pour retrouver son état naturel (concentration en nitrate des eaux de lessivage vers les eaux souterraines de 10 mg/l) ou tout au moins pour retrouver un état acceptable (concentrations des eaux de lessivage vers les eaux souterraines égales à 25 mg/l).

Pour ce faire, des simulations prospectives sont réalisées en remplaçant toutes les terres actuellement cultivées (cultures et prairies) par de la prairie non fertilisée. Le scénario climatique utilisé est le scénario CORDEX médian (RCP 4.5).

Sans apport d'azote supplémentaire, le stock présent dans la zone vadose (« dette nitrate ») va progressivement diminuer. Le temps nécessaire pour atteindre les seuils fixés dépendra non seulement de la valeur du stock actuel (Figure 104) mais également des caractéristiques de la zone vadose. A titre d'exemple, la Figure 105 présente l'évolution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base obtenues suite à l'arrêt de la fertilisation azotée pour deux masses d'eau : la masse d'eau du Crétacé du bassin du Geer (RWM040) et la masse d'eau des Sables du Bruxellien (RWM051). Du fait des caractéristiques intrinsèques de ses sols et sous-sols, la décroissance des concentrations en nitrate est plus rapide pour la masse d'eau des Sables du Bruxellien que pour la masse d'eau du Crétacé du bassin du Geer. Quoique partant d'une concentration moyenne identique (31 mg/l), la concentration des eaux de lessivage est réduite à 25 mg/l en 9 ans pour la masse d'eau des Sables du Bruxellien alors qu'il faudra 14 ans pour la masse d'eau du Crétacé du bassin du Geer pour atteindre cette même concentration.

La Figure 106 présente la distribution spatiale des temps qui seraient requis pour que la concentration en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base atteigne le seuil de 25 mg/l. Si de nombreuses mailles présentent déjà des concentrations en nitrate inférieures ou égales à 25 mg/l, pour certaines d'entre elles, majoritairement situées au nord du sillon Sambre et Meuse, plusieurs années voire dizaine d'années (bassins du Geer et de la Meuse, notamment) seraient nécessaires pour atteindre ce seuil.

Le retour à des eaux de lessivage à une concentration proche de l'état naturel (10 mg/l) nécessiterait davantage de temps (Figure 107).

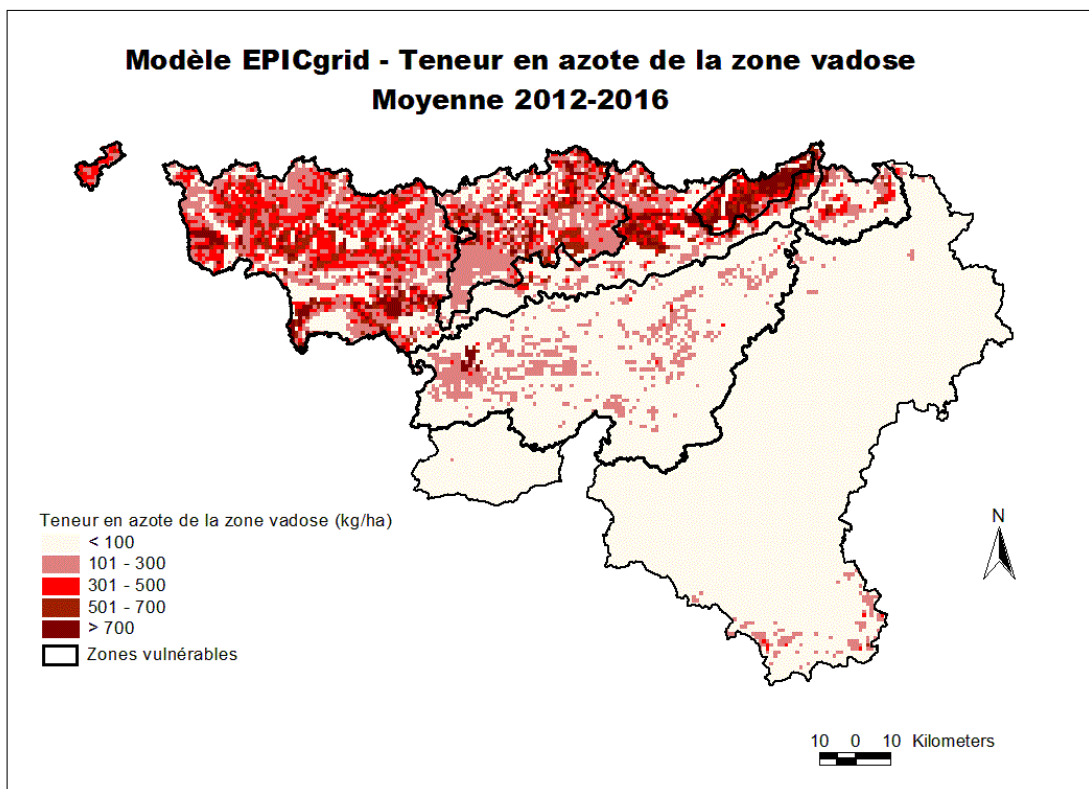


Figure 104 : Modèle EPICgrid – Teneur en azote de la zone vadose – Moyenne 2012-2016

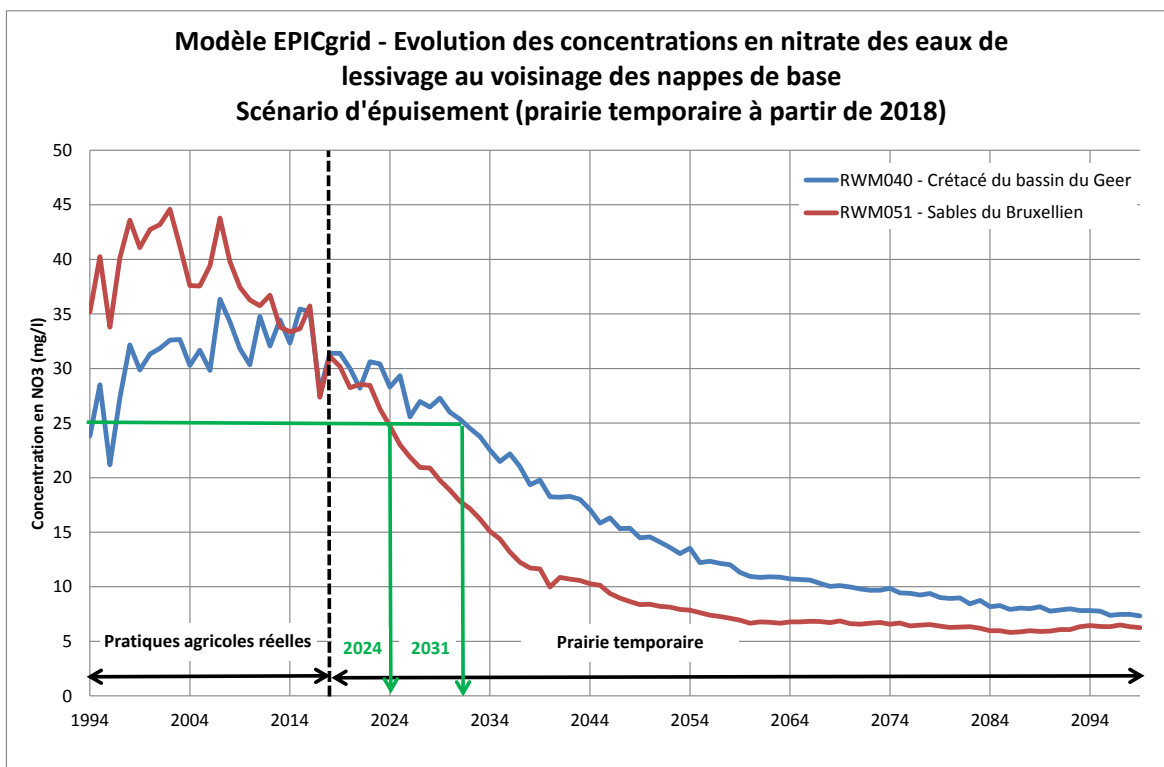


Figure 105 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base - Scénario d'épuisement (prairie temporaire à partir de 2018)

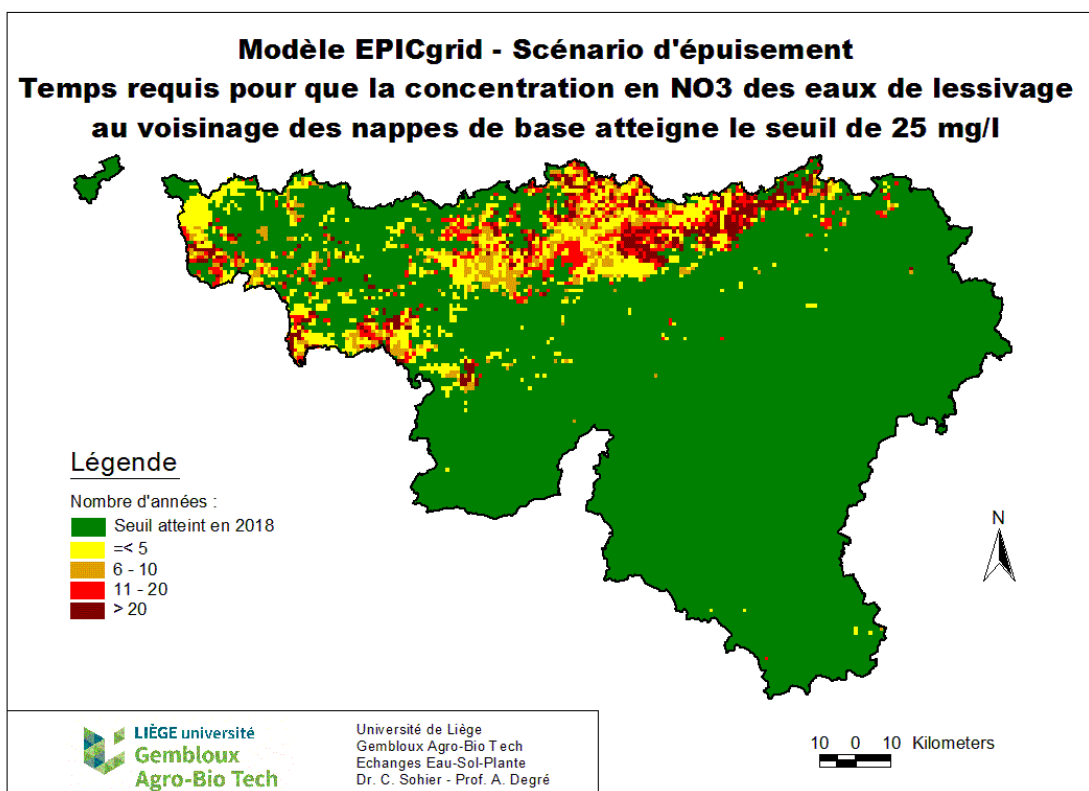


Figure 106 : Modèle EPICgrid – Scénario d'épuisement – Temps requis pour que la concentration en NO<sub>3</sub> des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base atteigne le seuil de 25 mg/l

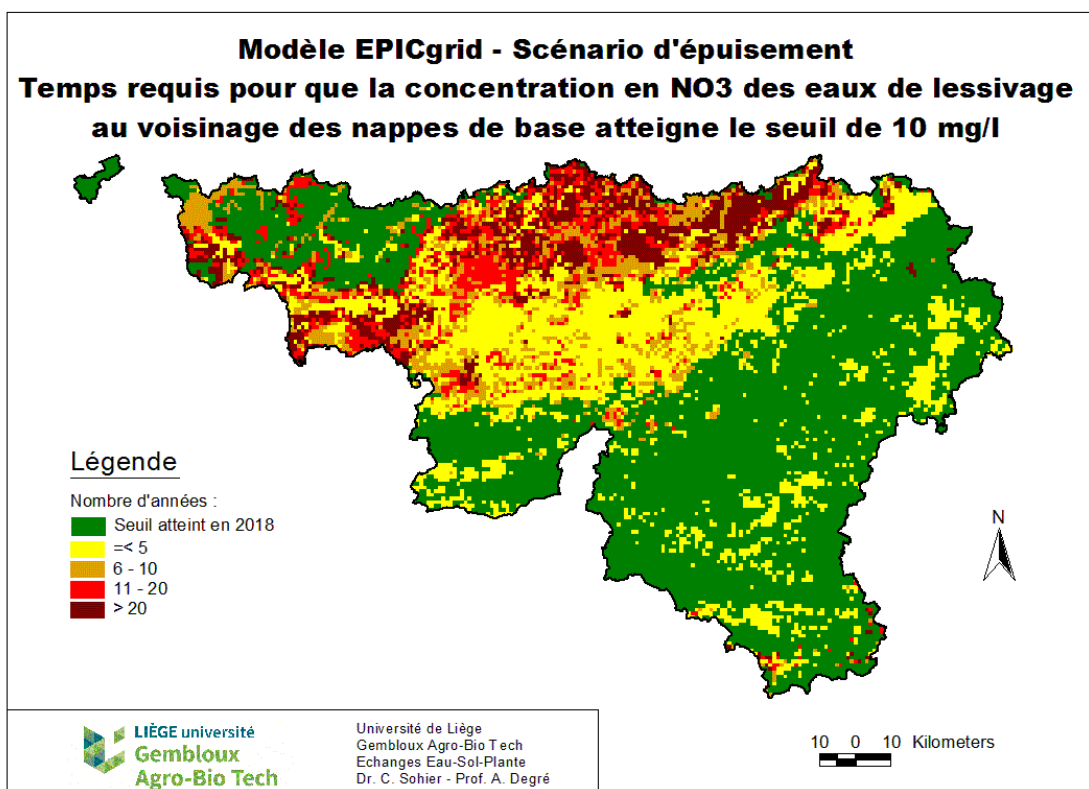


Figure 107 : Modèle EPICgrid – Scénario d'épuisement – Temps requis pour que la concentration en NO<sub>3</sub> des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base atteigne le seuil de 10 mg/l

## **7.4 Scénarios à l'échelle de la parcelle**

### **7.4.1 Introduction**

Que ce soit pour les eaux de surface ou pour les eaux souterraines, la majorité des molécules problématiques identifiées par le SPW et qui ont fait l'objet d'une modélisation (Sohier et Degré, 2018) sont des herbicides (bentazone, flufenacet, métamitron, diflufenican, terbuthylazine, chloridazon, métazachlore, métolachlore).

La diminution de l'utilisation d'herbicides implique une modification des pratiques agricoles actuelles passant par une gestion plus intégrée des adventices en faisant intervenir des stratégies alternatives.

Différents leviers agronomiques peuvent être utilisés pour réduire l'utilisation d'herbicides (Protect'Eau, 2018) :

- la diversification des rotations : alternance culture automne / printemps ;
- l'itinéraire technique : date de semis, densité, écartement, fertilisation ;
- le travail du sol en interculture : place du labour dans la rotation, faux semis ;
- les innovations agronomiques : sous-semis, plantes à effet allélopathique.

Les principales cultures sur lesquels les herbicides problématiques identifiés par le SPW sont appliqués sont les céréales (froment), la betterave et le maïs. Pour chacune de ces cultures, différents scénarios alternatifs ont été identifiés et leur impact sur la réduction d'apport en herbicides (ou en métabolites) à la rivière et/ou aux eaux souterraines a été évalué.

L'impact de ces nouveaux schémas cultureux quant à la pollution des eaux par le nitrate a également été estimé.

### **7.4.2 Méthodologie**

Les simulations sont réalisées pour différents contextes agro-pédo-climatiques : la Région limoneuse, la Région sablo-limoneuse et le Condroz. Des simulations sont également réalisées en région herbagère (Pays de Herve) pour tester des alternatives extensives à la culture du maïs. Pour chaque région agricole, une parcelle type dont les caractéristiques sont reprises au Tableau 65 a été définie.

Pour chaque culture cible, les successions culturales triennales et/ou quadriennales principalement rencontrées dans chacune des régions agricoles ont été identifiées (Tableau 66).

Les pratiques agricoles alternatives ont été déterminées en collaboration avec Protect'Eau (Mostafa Khalidi) et sur base de la littérature. Une rencontre a également été organisée avec Biowallonie (Patrick Sylvestre) pour mieux appréhender les itinéraires techniques menés en culture biologique.

Tableau 65 : Caractéristiques des parcelles : sol, sous-sol et pente

	Sol	Sous-sol	Pente
Région limoneuse (Crétacé de Hesbaye (CRE))	Sol limoneux	Sous-sol limoneux (15m)	1%
Région sablo-limoneuse (Sables du Bruxellien (SBR))	Sol sablo-limoneux	Sous-sol sableux (10m)	2 %
Condroz (Sud namurois (SNA))	Sol limono-caillouteux	Sous-sol colluvium limono-argileux sur substrat calcaire (12m)	1 %
Pays de Herve (PDH)	Sol limoneux	Conglomérat à silex et craies	2 %

Tableau 66 : Successions culturales représentatives de chaque région agricole

	Région agricole	Triennale	Quadriennale
Froment	CRE	B - F - F	B - F - P - F
	SBR	B - F - F	B - F - P - F
	SNA	B - F - F	B - F - M - F
Betterave	CRE	-	B - F - P - F
	SBR	-	B - F - P - F
	SNA	B - F - E	-
Maïs	CRE	-	-
	SBR	-	M - F - P - F
	SNA	M - F - E	-

Betterave (B), Froment (F), Escourgeon (E), Maïs (M), Pomme de terre (P)

### 7.4.3 Froment

#### 7.4.3.1 Pratiques agricoles alternatives

L'impact de pratiques agricoles alternatives sur la pollution des eaux est étudié pour les trois molécules suivantes : le chlortoluron, le diflufénican et le flufénacet. Ces trois molécules sont toutes trois problématiques pour les eaux de surface.

Les pratiques alternatives identifiées sont comparées à un scénario de base considérant un itinéraire technique type tel que réalisé en froment (rotation triennale avec labour et date de semis recommandée (entre le 15 octobre et début novembre)).

Les scénarios de pratiques alternatives qui peuvent être mis en œuvre en culture de froment et qui sont testés concernent :

- la date de semis ;
- la durée de la rotation ;
- le travail du sol.

### La date de semis

Dans les conditions agro-climatiques rencontrées en Belgique, le froment d'hiver peut être semé de la première semaine d'octobre jusqu'à la fin décembre, voire même jusqu'en février (Libre blanc des céréales).

En froment, un traitement herbicide automnal est rarement conseillé sauf pour les semis précoces.

L'impact d'un semis précoce (avant le 15 octobre) et d'un semis tardif (après le 15 novembre) sur la pollution en herbicides des eaux de surface est analysé en regard de la date de semis recommandée.

### La durée de la rotation

Le scénario testé consiste à passer d'une rotation triennale avec deux céréales à une rotation quadriennale avec une céréale tous les deux ans.

### Le travail du sol

Un scénario sans labour est comparé au scénario classique avec labour.

#### *7.4.3.2 Résultats des simulations*

La Figure 108 présente les pertes en chlortoluron vers les eaux de surface engendrées par les scénarios de pratiques alternatives en regard des pertes engendrées par l'itinéraire technique de référence. Les résultats sont relativement similaires eu égard au contexte pédo-climatique :

- les scénarios « sans labour » et « semis précoce » augmentent de manière non négligeable les pertes en chlortoluron vers les eaux de surface du fait que ces itinéraires techniques nécessitent un traitement herbicide automnal. On notera que l'augmentation des pertes engendrées par ces deux scénarios alternatifs diffère en fonction du contexte pédologique, l'augmentation la plus importante étant observée pour le sud namurois ;
- le semis tardif entraîne des pertes équivalentes au scénario de base ;
- l'allongement de la rotation diminue les pertes en chlortoluron sauf dans le contexte pédo-climatique du sud-namurois.

Pour le diflufénican (Figure 109), l'impact des différents scénarios alternatifs est similaire à celui observé pour le chlortoluron. L'augmentation des pertes vers les eaux de surface engendrées par les scénarios « non labour » et « semis précoce » est cependant plus importante que pour le chlortoluron étant donné que les doses appliquées si un désherbage automnal est nécessaire sont plus importantes que les doses utilisées au printemps.

Sur base de l'itinéraire technique de base, les pertes en flufénacet vers les eaux de surface sont nulles (pas d'application au printemps) (Figure 110). Il en est de même pour l'itinéraire technique avec semis tardif et pour la rotation quadriennale. Par contre, les scénarios « non labour » et « semis précoce » nécessitent un désherbage automnal pour lequel le flufénacet peut être utilisé. Ces deux scénarios engendrent donc, quant à eux, des pertes vers les eaux de surface.

D'un point de vue azote, seul le scénario semis précoce se différencie par rapport aux autres scénarios en présentant des pertes plus faibles en azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines (réduction de l'ordre de 10%) ; la culture implantée plus tôt permettant de mieux valoriser l'azote libéré par la minéralisation automnale.

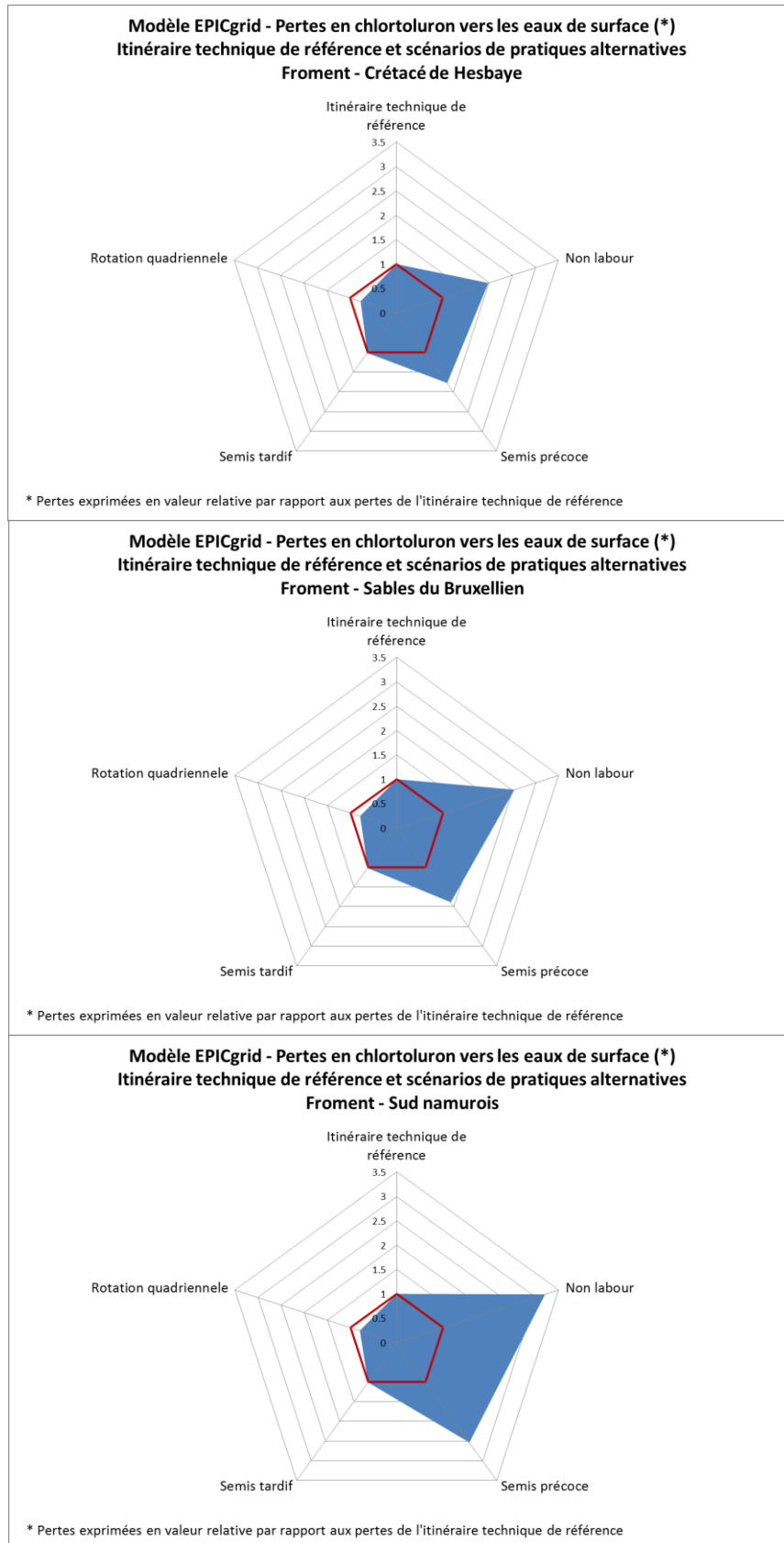


Figure 108 : Modèle EPICgrid - Pertes en chlortoluron vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Froment



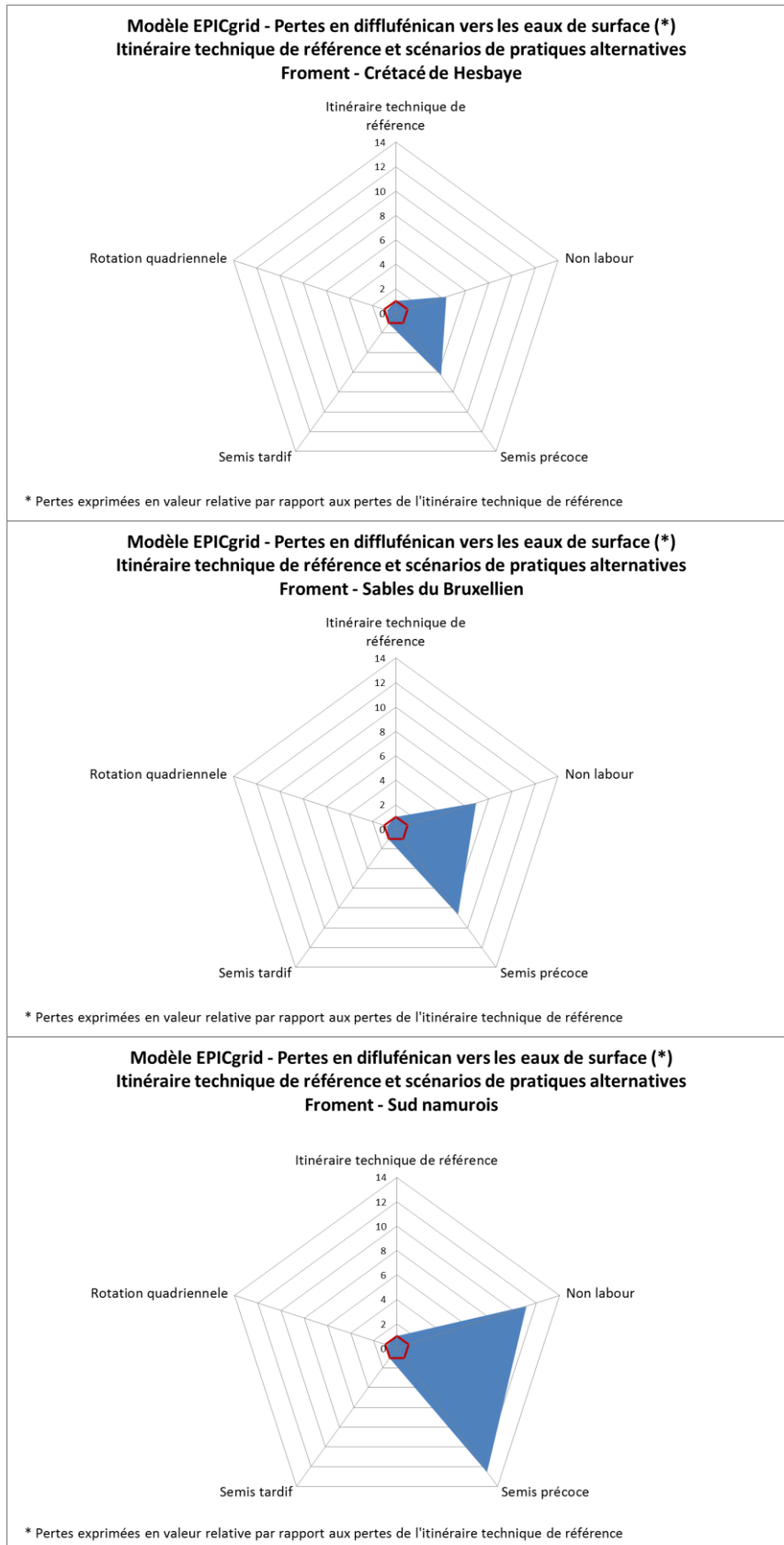


Figure 109 : Modèle EPICgrid - Pertes en difflufénican vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Froment

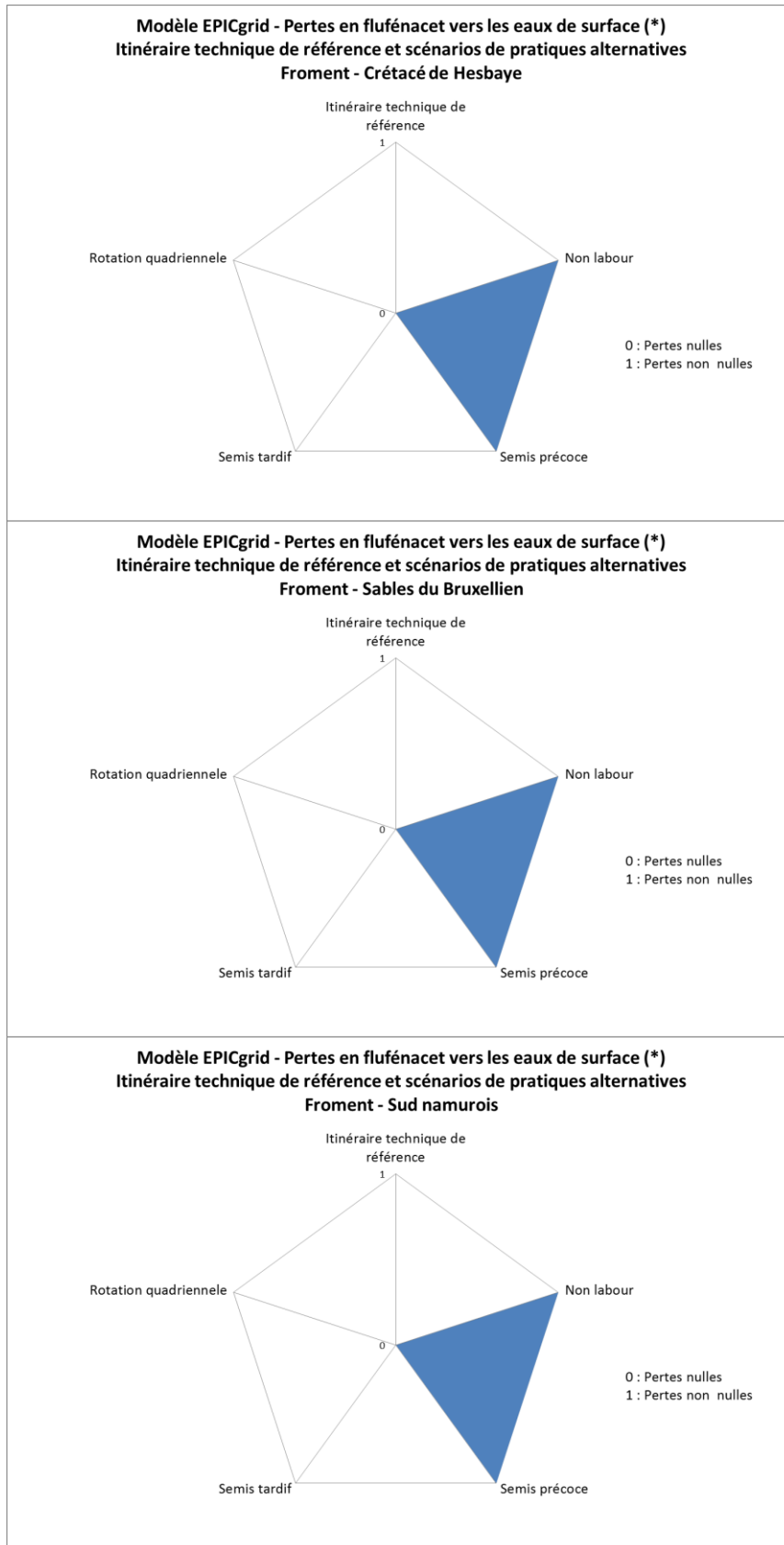


Figure 110 : Modèle EPICgrid - Pertes en flufenacet vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Froment

## **7.4.4 Betterave**

### *7.4.4.1 Pratiques agricoles alternatives*

L'impact de pratiques agricoles alternatives sur la pollution des eaux est étudié pour les trois molécules suivantes : la métamitron, le chloridazon et le métolachlore. La métamitron a été identifiée comme problématique pour les eaux de surface (et sélectionnée pour les eaux souterraines car cette molécule pourrait être utilisée dans le futur comme une alternative pour le désherbage de la betterave). Le métolachlore est problématique pour les eaux de surface alors que son métabolite métolachlore ESA l'est pour les eaux souterraines, tout comme le desphenylchloridazon (métabolite du chloridazon).

Le désherbage en betterave est réalisé suivant un système appelé FAR. Le système FAR est un système standard permettant de lutter efficacement contre les adventices en réalisant plusieurs traitements avec des combinaisons de produits utilisés à dosages adaptés, en fonction de la flore présente dans les parcelles.

Le désherbage combiné (chimique et mécanique) constitue une pratique alternative qui permet de réduire les applications d'herbicides.

Le schéma de désherbage classique (6 traitements FAR) est comparé à un système de désherbage combiné (3 traitements FAR + 2 désherbages mécaniques).

### *7.4.4.2 Résultats des simulations*

Les pertes vers les eaux souterraines en métamitron, desphenylchloridazon et métolachlore-ESA sont présentées à la Figure 111 pour les systèmes 3 et 6 FAR. La comparaison des deux itinéraires techniques montre que :

- les pertes en métamitron sont nulles tant avec le système 3 FAR que 6 FAR ;
- les pertes en desphenylchloridazon peuvent être réduites de moitié en utilisant le désherbage combiné (3 FAR) ;
- il n'y a plus de pertes en métolachlore-ESA avec l'utilisation du système 3 FAR.

En ce qui concerne les pertes en métamitron vers les eaux de surface (Figure 112), celles-ci sont identiques quel que soit le système de désherbage utilisé (3 ou 6 FAR). Par contre, l'utilisation du désherbage combiné permet de ne plus utiliser de métolachlore et donc supprimer les pertes en cette molécule vers les eaux.

Ces constatations sont identiques pour les trois régions pédo-climatiques étudiées.

D'un point de vue azote, le désherbage combiné engendre des pertes en azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines similaires au désherbage chimique.

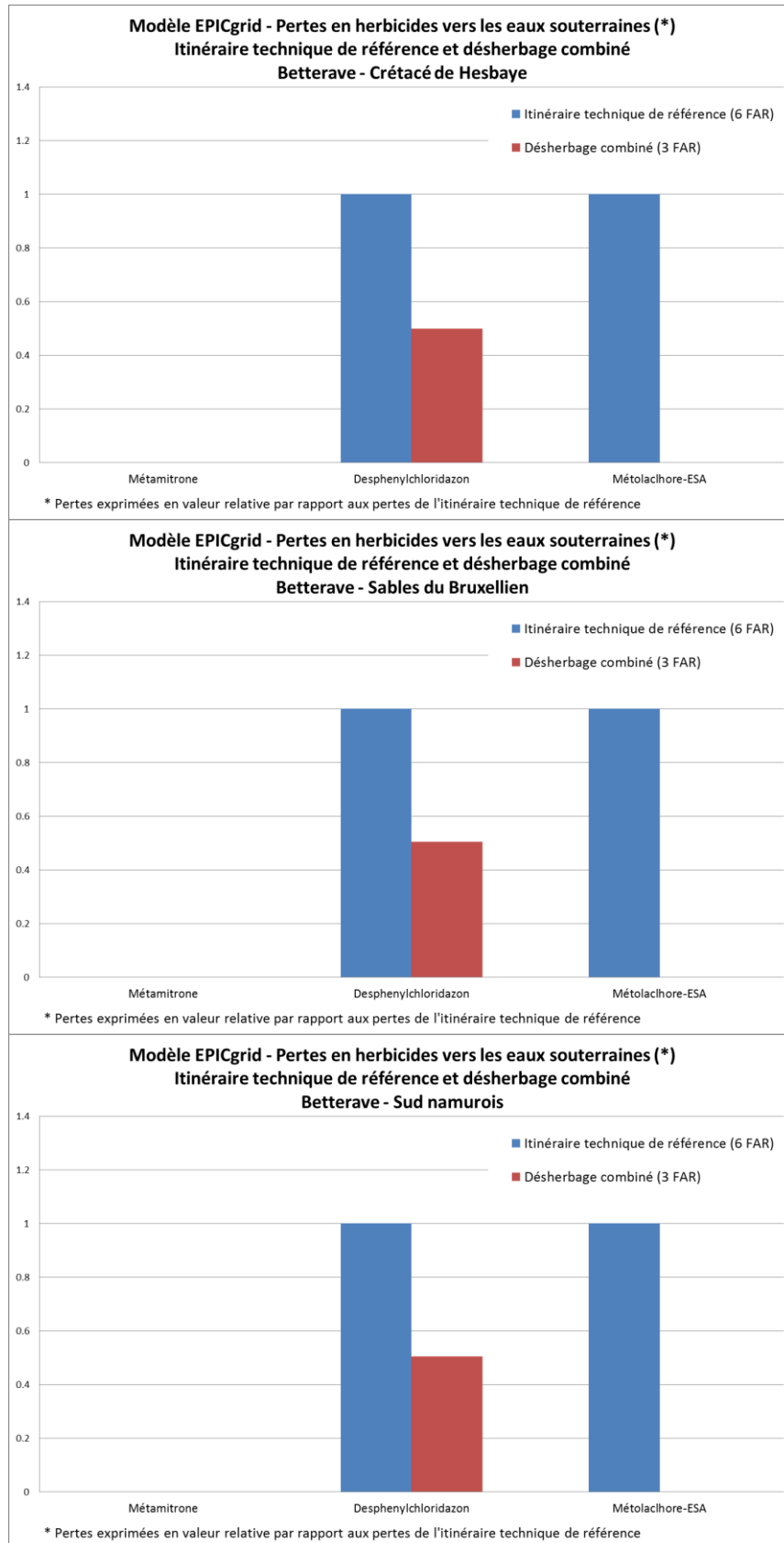


Figure 111 : Modèle EPICgrid - Pertes en herbicides vers les eaux souterraines - Itinéraire technique de référence et désherbage combiné - Betterave

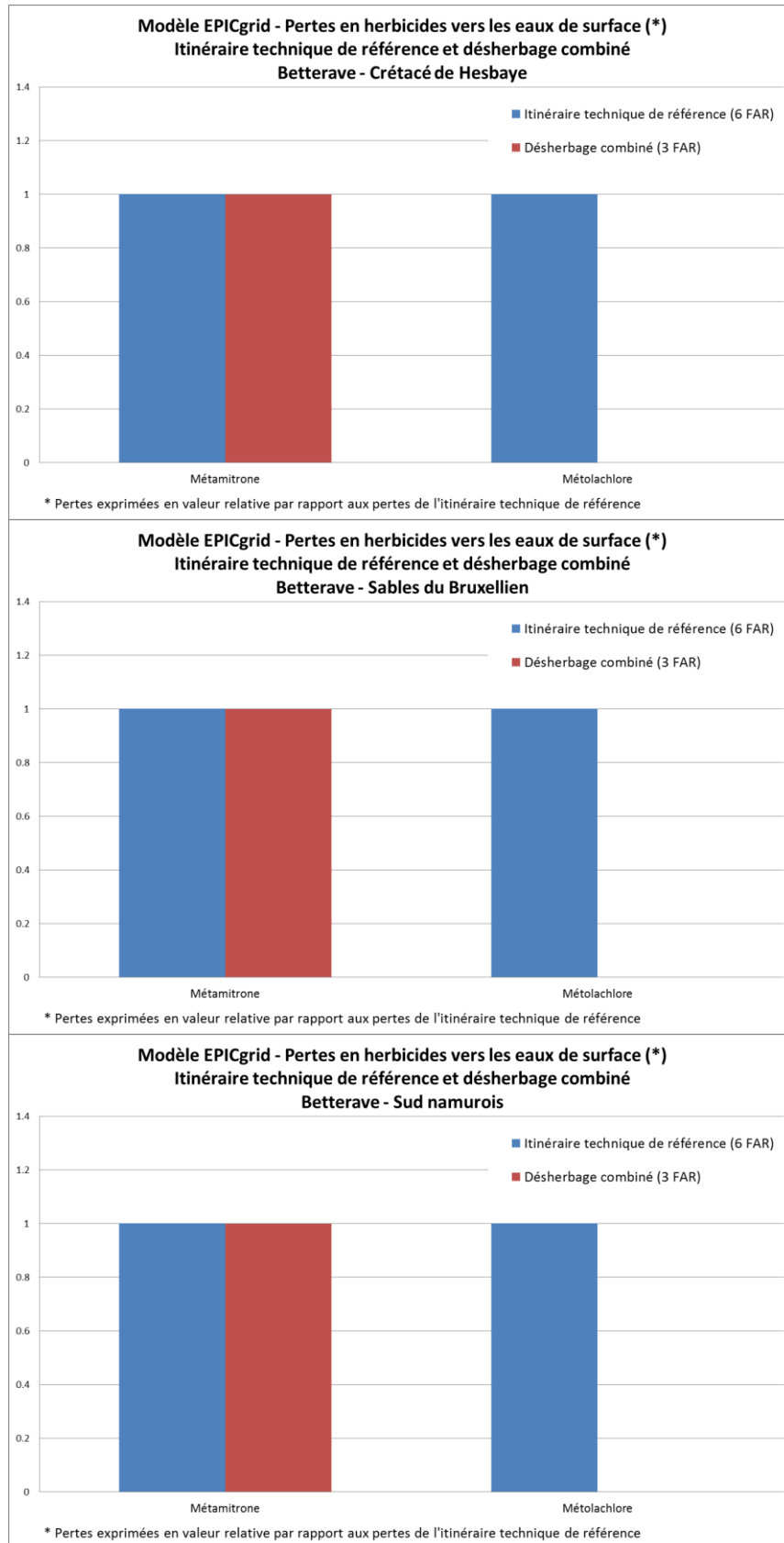


Figure 112 : Modèle EPICgrid - Pertes en herbicides vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et désherbage combiné – Betterave

## 7.4.5 Maïs

### 7.4.5.1 Pratiques agricoles alternatives

Parmi les molécules problématiques pour les eaux étudiées, le flufénacet, la terbuthylazine et le métolachlore sont utilisées en culture de maïs. L'impact de pratiques alternatives est étudié pour les sables du Bruxellien et pour le sud namurois (le maïs étant moins répandu dans le Crétacé de Hesbaye).

Plusieurs stratégies de pratiques alternatives peuvent être mises en œuvre en culture de maïs pour réduire l'utilisation d'herbicides :

- le désherbage combiné alliant désherbage chimique et désherbage mécanique ;
- l'utilisation d'un sous-couvert ;
- le faux semis.

Différentes stratégies de désherbage combiné du maïs sont possibles (Figure 113). Nous nous proposons d'évaluer l'impact sur les pertes en herbicides (et métabolites) vers les eaux de deux de ces schémas :

- désherbage chimique en pré-levée - binage au stade 5 feuilles - binage au stade 10 feuilles (Combinaison 1) ;
- herse étrille – désherbage chimique en post-levée – binage au stade 10 feuilles (Combinaison 2).

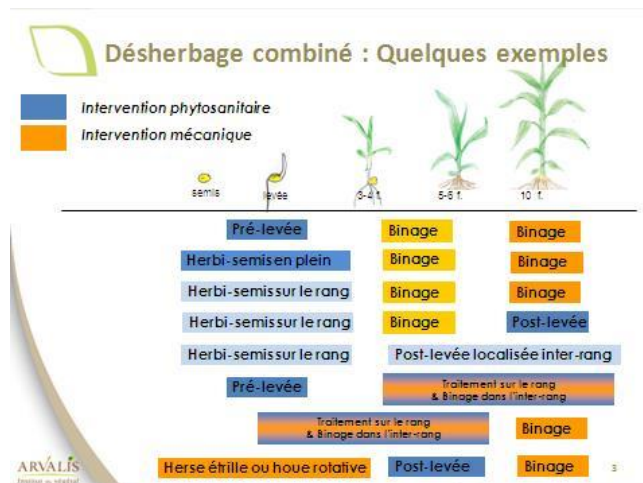


Figure 113 : Différentes stratégies de désherbage du maïs (Source : Arvalis)

L'impact de la technique du faux semis est également testé. Par contre, la pratique alternative du sous-couvert ne peut être testée car le modèle ne permet pas, au stade de développement actuel, de prendre en compte la croissance de deux cultures distinctes sur une même parcelle.

Enfin, l'impact de l'extensification avec l'introduction de fourrages dans la rotation est testé pour la région herbagère du Pays de Herve.

#### 7.4.5.2 Résultats des simulations

L'impact des différentes pratiques de désherbage alternatives sur les pertes en herbicides vers les eaux de surface est présenté à la Figure 114 pour le flufénacet, à la Figure 115 pour la terbuthylazine et à la Figure 116 pour le métolachlore.

La technique du faux semis permet de réduire considérablement (de l'ordre de 50% dans le cas présent) les pertes en ces herbicides vers les eaux de surface.

L'impact du désherbage combiné sur les pertes en herbicides vers les eaux de surface diffère entre molécules. Ces différences s'expliquent du fait que certaines molécules sont préférentiellement utilisées en prélevée alors que d'autres sont préférentiellement utilisées en post-levée.

Ainsi, le désherbage combiné de type 1 (désherbage chimique en prélevée - binage au stade 5 feuilles - binage au stade 10 feuilles) :

- ne réduit que de très peu les pertes en flufénacet ;
- réduit environ de moitié les pertes en terbuthylazine ;
- supprime les pertes en métolachlore

vers les eaux de surface.

Le désherbage combiné de type 2 (herse étrille – désherbage chimique en post-levée – binage au stade 10 feuilles) a un impact différent selon la molécule considérée :

- les pertes en flufénacet vers les eaux de surface sont nulles ;
- les pertes en terbuthylazine vers les eaux de surface sont réduites de moitié ;
- les pertes en métolachlore vers les eaux de surface sont inchangées par rapport à l'itinéraire technique de référence.

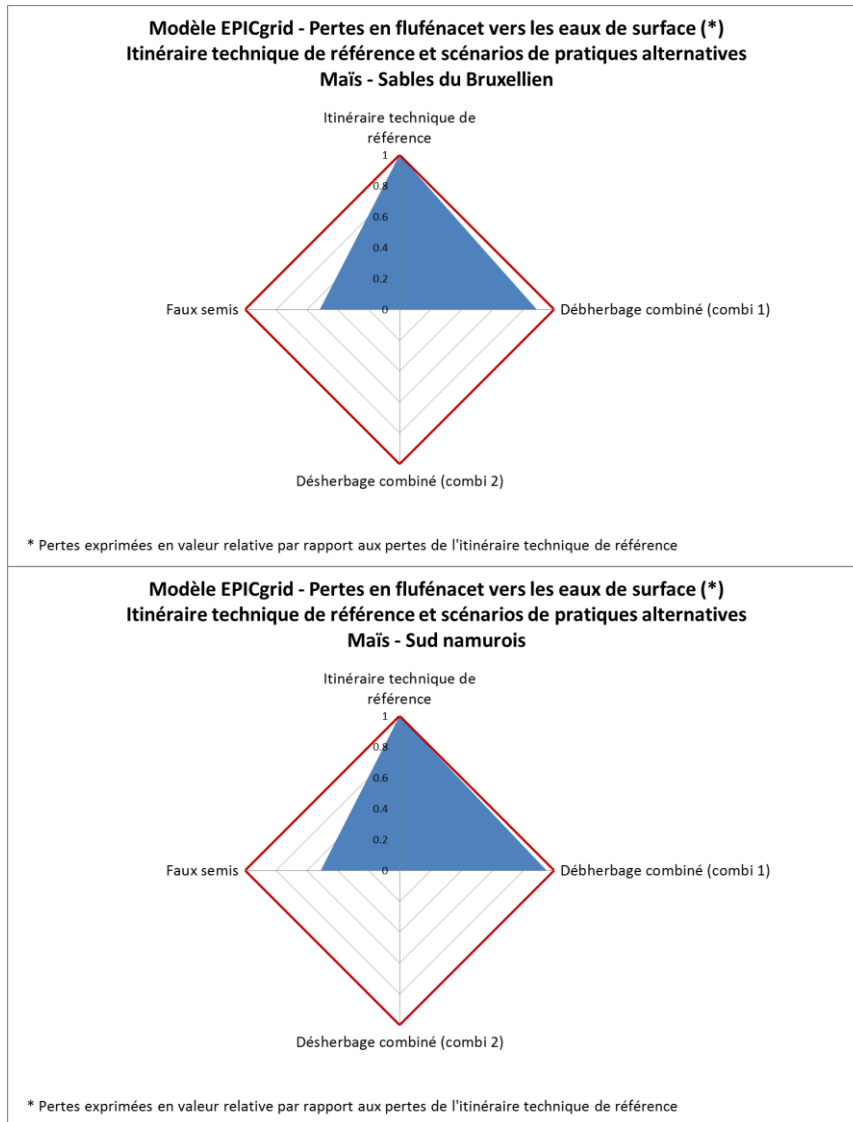


Figure 114 : Modèle EPICgrid - Pertes en flufénacet vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Maïs



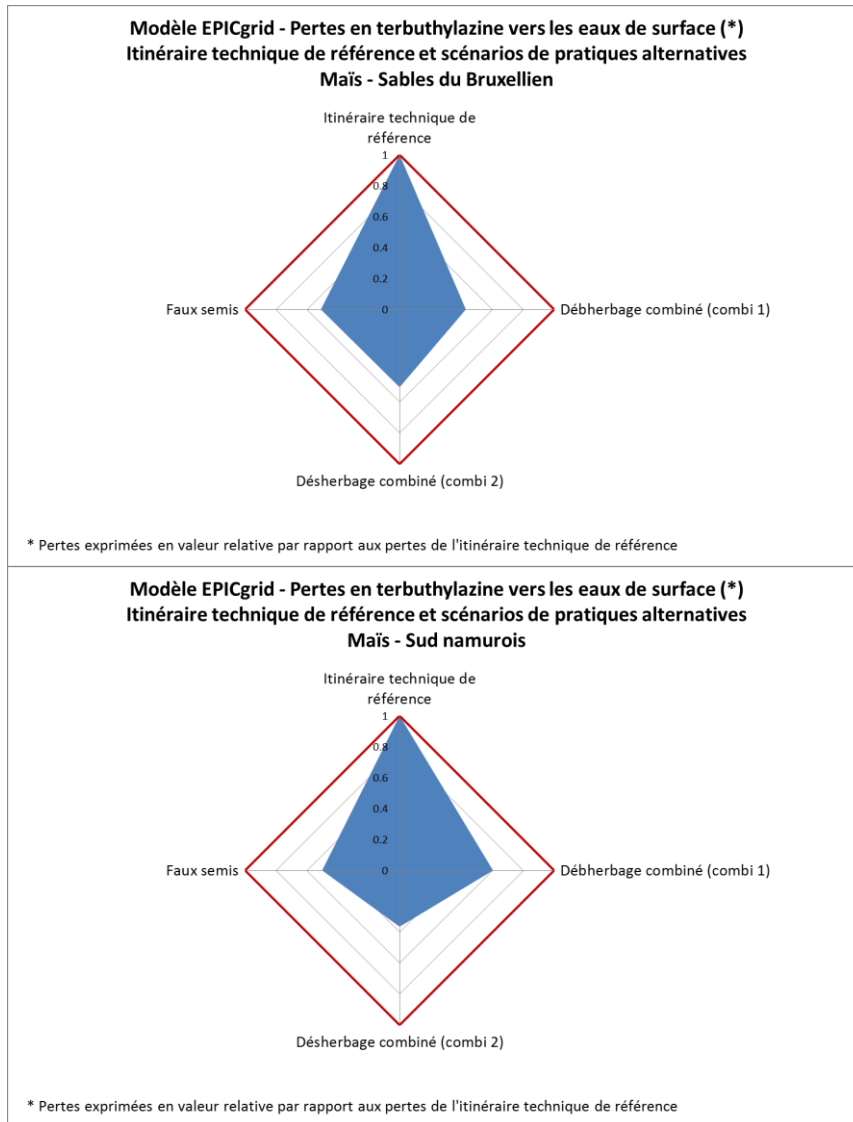


Figure 115 : Modèle EPICgrid - Pertes en terbuthylazine vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Maïs

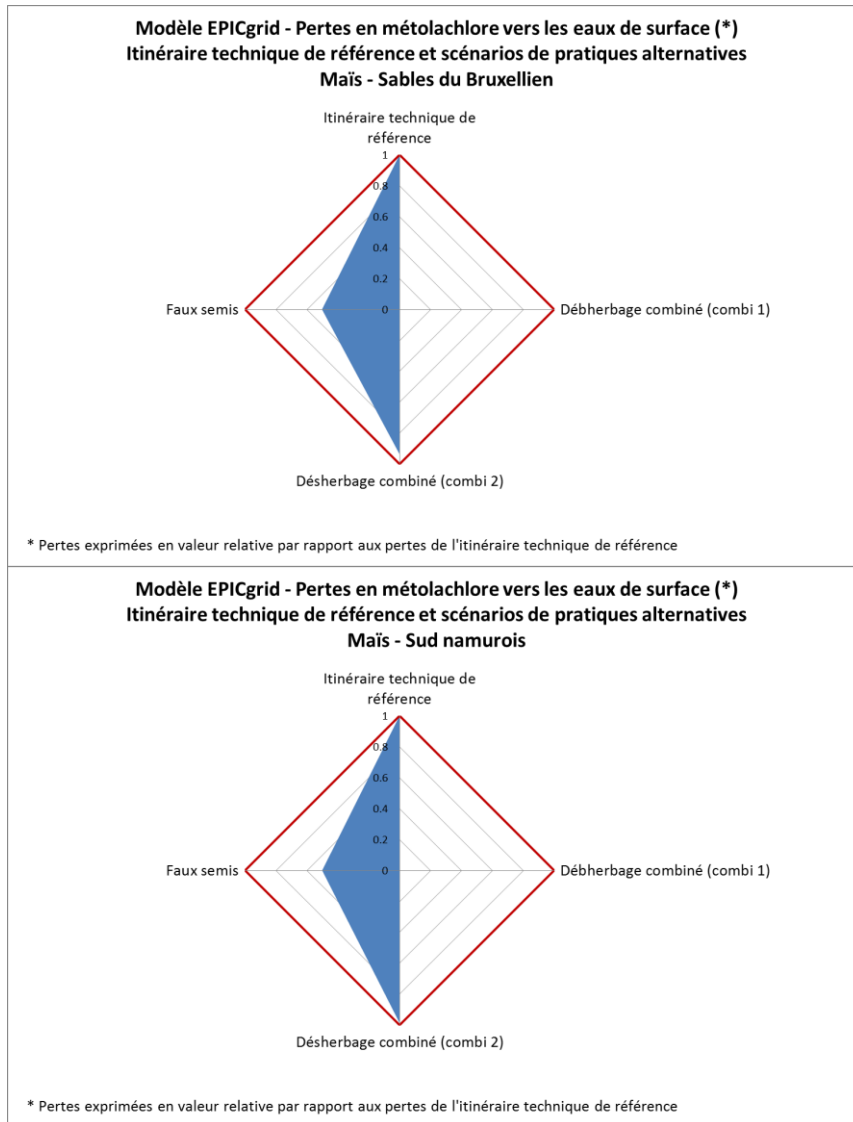


Figure 116 : Modèle EPICgrid - Pertes en métolachlore vers les eaux de surface - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Maïs

En ce qui concerne les pertes de métolachlore-ESA vers les eaux souterraines, l'impact est également différent selon la pratique alternative considérée (Figure 117) :

- le faux semis réduit les pertes de moitié ;
- le désherbage combiné a un effet plus ou moins important selon le positionnement du traitement chimique dans le désherbage (pré ou post-levée).

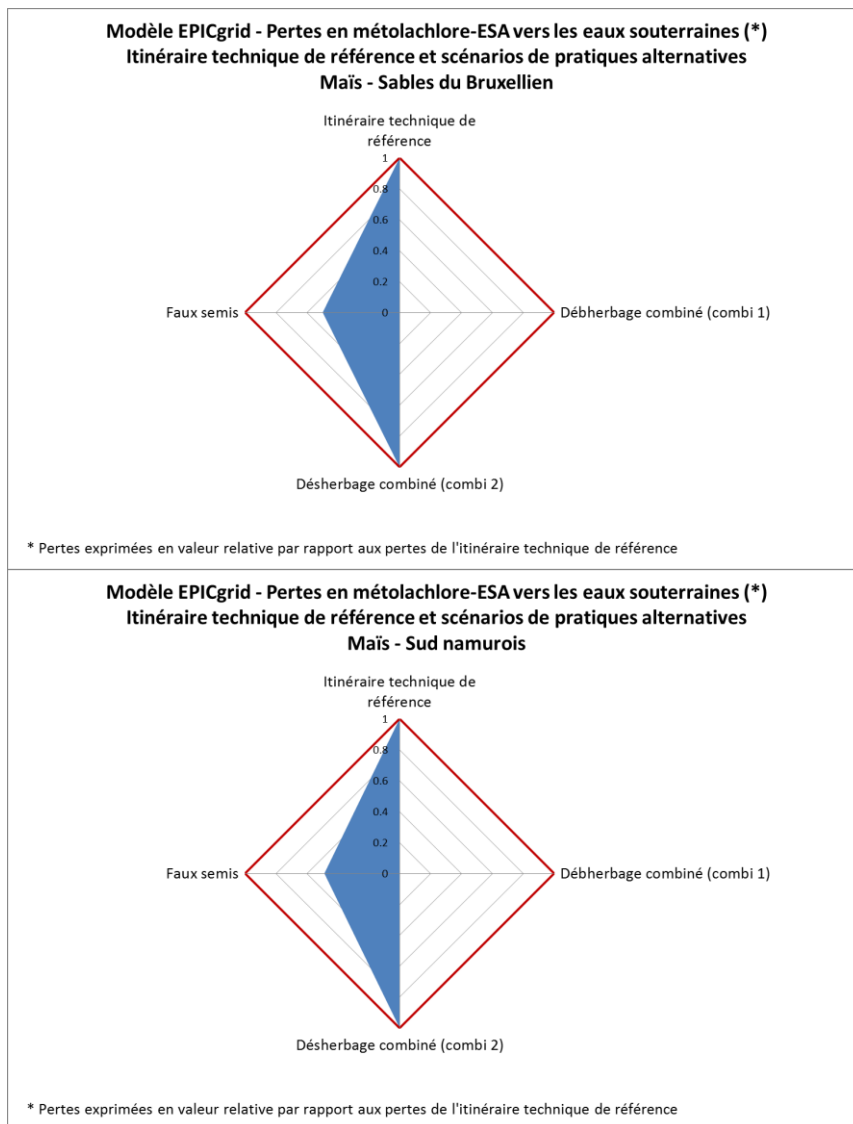


Figure 117 : Modèle EPICgrid - Pertes en métolachlore-ESA vers les eaux souterraines - Itinéraire technique de référence et scénarios de pratiques alternatives - Maïs

L'extensification de la rotation a un impact non négligeable sur les pertes en herbicides vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines (Figure 118). Si l'on compare les pertes engendrées par une monoculture de maïs par rapport à celles engendrées par une succession culturale alternant 3 ans de maïs et 3 ans de cultures fourragères, les pertes vers les eaux de surface en flufénacet, en terbuthylazine et en métolachlore sont réduites de plus de 60%, les pertes en métolachlore-ESA vers les eaux souterraines étant, quant à elle, réduites d'environ 50%.

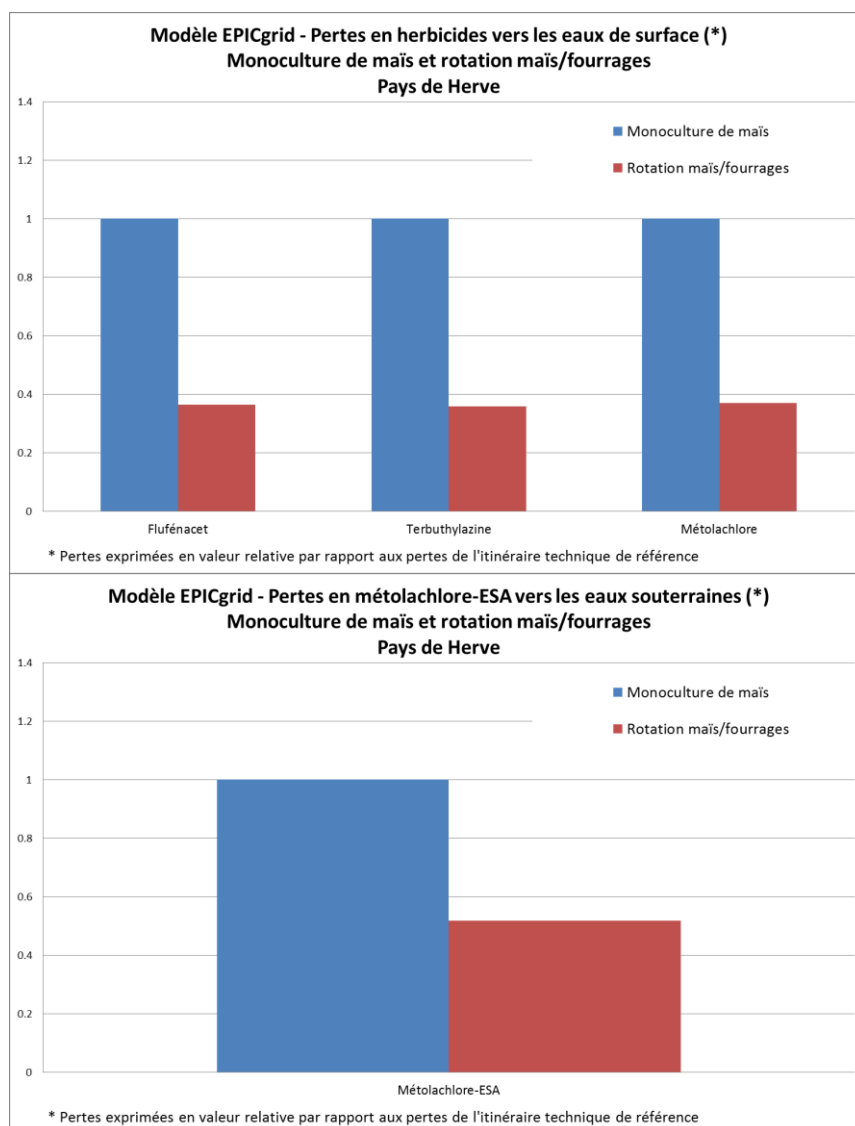


Figure 118 : Modèle EPICgrid - Pertes en herbicides vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines - Monoculture de maïs et rotation maïs/fourrages - Pays de Herve

D'un point de vue azote, le désherbage combiné et le faux semis ont un impact négligeable sur les pertes en azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines.

Par contre, par rapport à la monoculture de maïs, la rotation combinant maïs et fourrage permet de réduire les pertes d'azote à la fois vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines (de l'ordre de 25% pour la combinaison testée).

### **7.4.6 Conclusion**

Les pratiques culturales alternatives pour le désherbage des grandes cultures permettent de réduire la pression sur la pollution des eaux par les pesticides. Ces pratiques peuvent cependant avoir un impact différent selon la molécule ciblée.

D'un point de vue nitrate, ces techniques alternatives ont peu d'impact sur le lessivage que ce soit vers les eaux souterraines ou vers les eaux de surface.

Il aurait été intéressant de pouvoir simuler l'impact (azote/pesticides) de l'agriculture biologique. Une réunion en ce sens s'est tenue avec un représentant de BioWallonie (Patrick Sylvestre). Ce type de simulation n'est cependant actuellement pas possible car les rotations utilisées en agriculture biologique intègrent des cultures non modélisées par le modèle EPICgrid (pois, féveroles). La paramétrisation de ces cultures constituerait un développement prioritaire à réaliser.

## **7.5 Scénarios spatiaux**

### **7.5.1 Introduction**

La lutte contre la pollution des eaux souterraines par les pesticides peut être réalisée à deux échelles :

- à l'échelle des prises d'eau potabilisables (contrats captage) ;
- à l'échelle de la masse d'eau (contrats de nappe).

Les pollutions observées au niveau des captages relèvent régulièrement de pollutions ponctuelles qui nécessitent, pour être modélisées, de connaître très précisément les pratiques locales.

La masse d'eau souterraine représente l'unité spatiale pour la mise en place de mesures générales pour assurer une gestion durable de la ressource. Outre les contrats de nappe, la création de « zones vulnérables pesticides », comme évoqué par Francis Delloye lors de la réunion extraordinaire du Comité de Pilotage du 11 octobre 2018, pourrait être envisagée afin de mettre en œuvre dans certaines masses d'eau souterraine une série de mesures permettant à terme à ces masses d'eau de retrouver un bon état chimique.

Au vu des enjeux et des données disponibles, le choix de la zone d'étude pour réaliser les scénarios spatiaux à l'aide du modèle EPICgrid s'est porté sur une masse d'eau souterraine plutôt que sur un captage en particulier.

Les scénarios ont été réalisés pour la masse d'eau souterraine des Sables du Bruxellien (RWE051). Cette masse d'eau présente en effet de nombreux problèmes liés à des concentrations excessives en pesticides.

Les molécules étudiées ont été sélectionnées parmi les molécules identifiées par le SPW comme problématiques pour les eaux souterraines (bentazone, desphenyl-chloridazon, chlorothalonil SA, metazachlore ESA, metolachlore ESA). Les scénarios sont réalisés pour trois molécules : la bentazone, le desphenyl-chloridazon et le metolachlore ESA (le metazachlore ESA n'a pas été retenu car le metazachlore est essentiellement utilisé sur colza (culture très peu présente dans la zone d'étude) ; le chlorothalonil SA n'a pas été retenu car le chlorothalonil est un fongicide dont les pratiques alternatives d'utilisation n'ont pas été étudiées à l'échelle de la parcelle).

Les scénarios de réduction de la pollution des eaux souterraines par ces trois pesticides ont été construits sur base de simulations prospectives réalisées jusqu'en 2050. Ces simulations prospectives, réalisées sur base du scénario d'évolution climatique « moyen » (CORDEX RCP45), intègrent différentes mesures de gestion :

- maintien jusqu'en 2050 des applications de pesticides à une dose identique à celle appliquée en 2015 ;
- arrêt des applications de pesticides à partir de 2022 ;
- arrêt des applications de pesticides sur les mailles présentant les potentiels de risque les plus élevés (2 niveaux de risque).

Il est à noter que les autorisations des produits phytopharmaceutiques à base de chloridazon seront retirées au 30/06/2021. Pour cette molécule, seul ce scénario sera réalisé.

### ***7.5.2 Mesures appliquées à l'ensemble de la masse d'eau***

La Figure 119 présente l'évolution jusqu'en 2050 des concentrations en bentazone des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base sur base des scénarios intégrant la poursuite des applications de bentazone aux doses utilisées en 2015 ou la suppression des applications de bentazone à partir de 2022. La Figure 120 présente la répartition spatiale de ces concentrations pour la masse d'eau souterraine RWE051.

Les apports de bentazone sur le domaine agricole ont fortement diminué à la fin des années 2000. Cette diminution des apports a engendré une diminution importante des concentrations en bentazone des eaux de lessivage. Le maintien des apports à leur niveau actuel engendrerait une stabilisation des concentrations des eaux de lessivage aux environs de 18 ng/l (moyenne 2048-2050). L'arrêt de l'utilisation du bentazone comme herbicide à partir de 2022 permettrait de diminuer les concentrations de 72% à l'horizon 2050 (concentration de l'ordre de 5 ng/l pour la période 2048-2050). D'un point de vue spatial, la superficie de la masse d'eau présentant une concentration critique en bentazone (> 100 ng/l) devrait de la même façon diminuer à l'avenir : 11% de la superficie de la masse d'eau pour la période 2014-2016, 1% de la superficie de la masse d'eau pour la période 2048-2050 à condition de maintenir les apports équivalents à ceux de 2015. La suppression des apports de bentazone à partir de 2022 devrait permettre de supprimer les zones présentant une concentration supérieure à 100 ng/l.

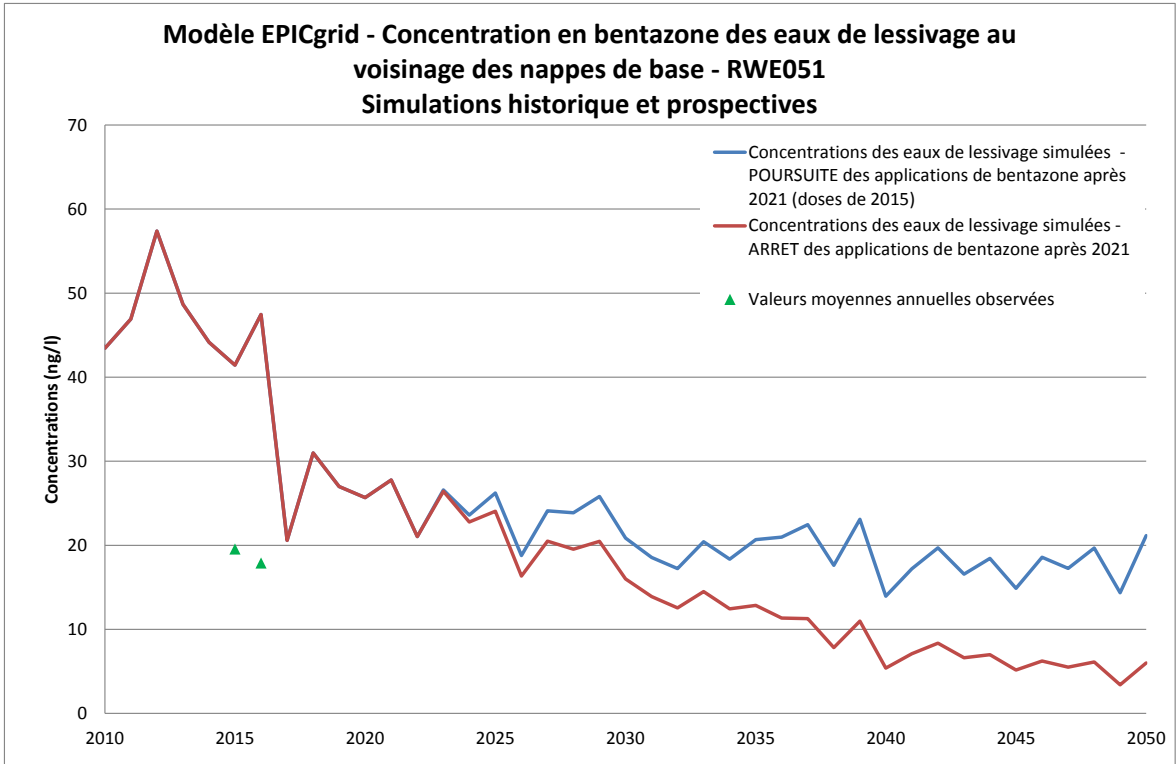


Figure 119 : Modèle EPICgrid - Concentration en bentazone des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base - RWE051 - Simulations historique et prospectives

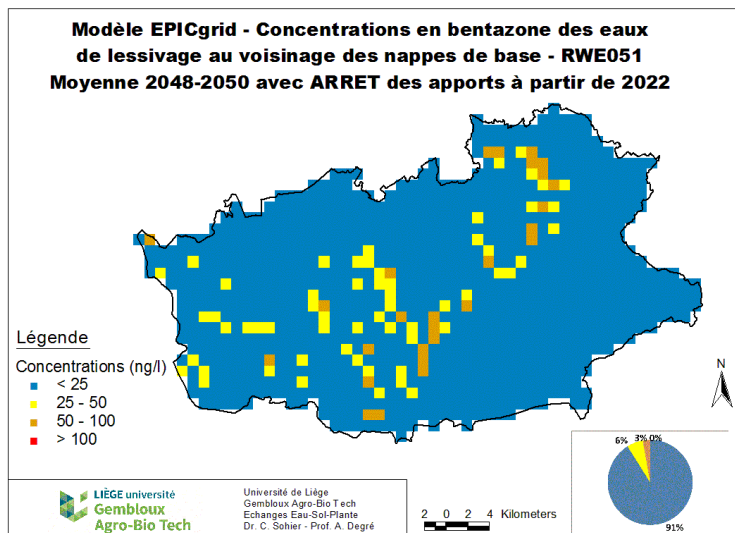
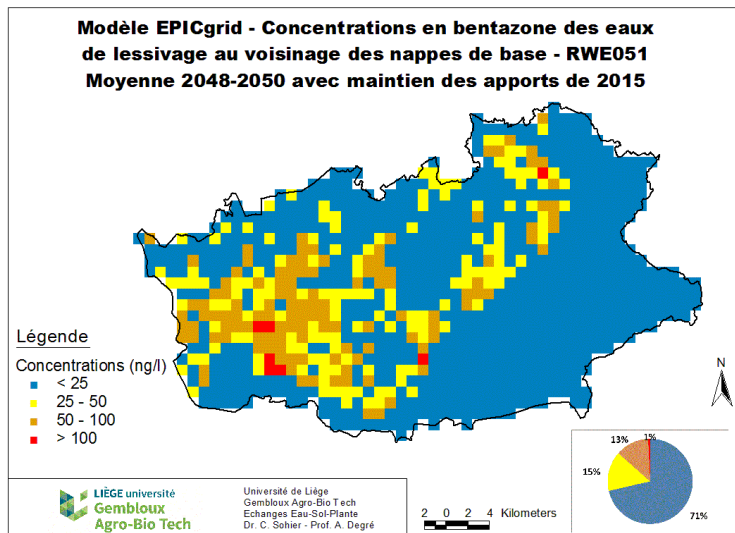
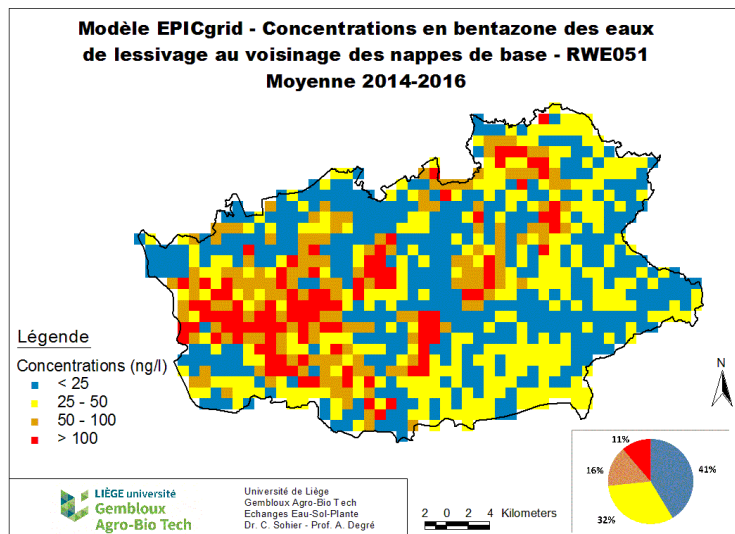


Figure 120 : Modèle EPICgrid – Concentration en bentazone des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base pour la masse d'eau RWE051 – Moyenne 2014-2016 et 2048-2050 avec maintien des apports de 2015 ou arrêt des apports à partir de 2022



En ce qui concerne, le metolachlore ESA, les résultats sont présentés à la Figure 121 et à la Figure 122. La concentration moyenne en metolachlore ESA pour la masse d'eau RWE051 est à l'heure actuelle relativement élevée (> 120 ng/l). Le maintien des apports en metolachlore tels que pratiqués en 2015 ne devrait pas permettre d'améliorer significativement les concentrations en metolachlore des eaux de lessivage ; les concentrations moyennes restant proches de 100 ng/l à l'horizon 2050. L'arrêt des apports de metolachlore à partir de 2022 qui peut se faire par le recours au désherbage combiné (cf. Points 7.4.4 et 7.4.5) permettrait de réduire drastiquement les concentrations en metolachlore ESA des eaux de lessivage. Dans ce scénario, les concentrations moyennes à l'horizon 2050 seraient réduites de 76%, pour atteindre 23 ng/l (moyenne 2048-2050). La distribution spatiale des concentrations telle que présentée à la Figure 122 diffère peu entre la période actuelle (2014-2016) et l'horizon 2050 en cas de maintien des apports à leur niveau de 2015, avec néanmoins une légère diminution des zones avec une concentration en metolachlore ESA supérieure à 100 ng/l (56% pour la période 2014-2016 ; 44% pour la période 2048-2050). Par contre, la suppression des apports de metolachlore engendre une nette diminution des zones présentant des concentrations critiques ; celles-ci n'étant plus que de 8% à l'horizon 2050).

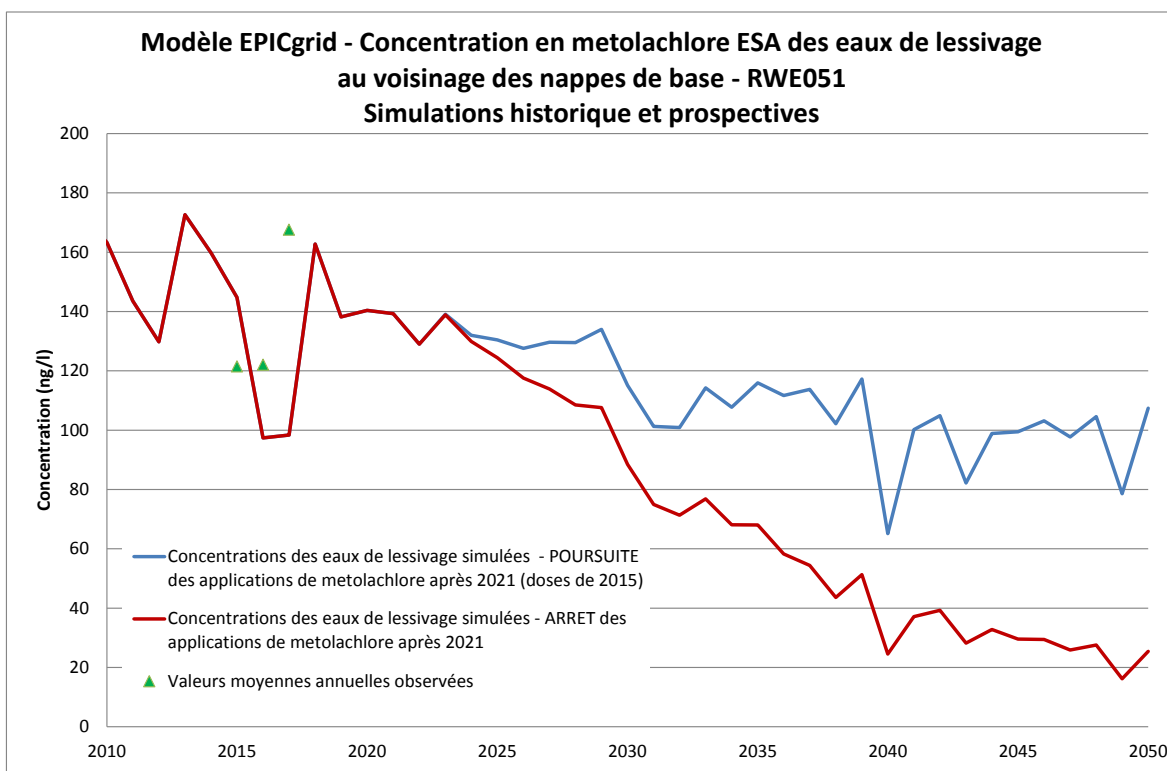


Figure 121 : Modèle EPICgrid - Concentration en metolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base - RWE051 - Simulations historique et prospectives

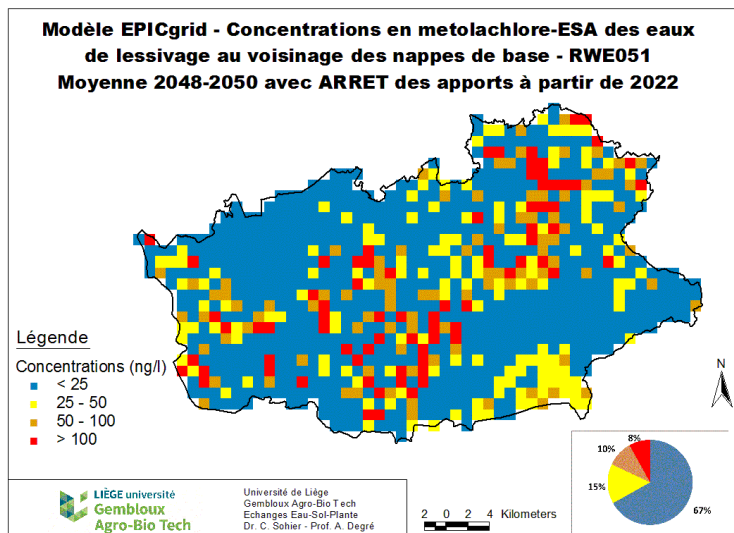
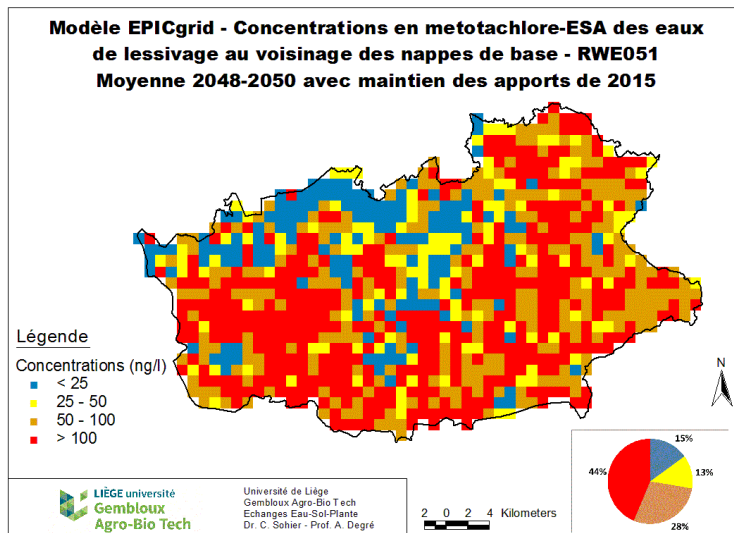
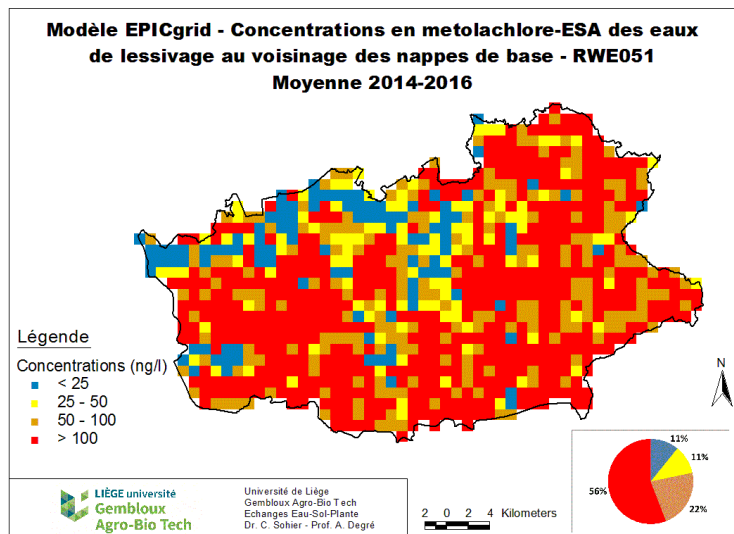


Figure 122 : Modèle EPICgrid – Concentration en metolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base pour la masse d'eau RWE051 – Moyenne 2014-2016 et 2048-2050 avec maintien des apports de 2015 ou arrêt des apports à partir de 2022

La Figure 123 présente l'évolution jusqu'en 2050 des concentrations en desphenyl-chloridazon des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base obtenue avec le scénario intégrant le retrait d'agrégation du chloridazon à partir de 2021. La Figure 124 présente la répartition spatiale actuelle (2014-2016) et future (2048-2050) de ces concentrations pour la masse d'eau souterraine RWE051.

Les concentrations en desphenyl-chloridazon sont actuellement très élevées dans la masse d'eau RWE051 (moyenne simulée de 5899 ng/l pour la période 2014-2016). La pollution des eaux par le desphenyl-chloridazon présente globalement une répartition spatiale également répartie au sein de la masse d'eau ; 88% de la superficie de la masse d'eau présente des concentrations des eaux de lessivage supérieures à 1000 ng/l. L'arrêt d'agrément du chloridazon (dont le desphenyl-chloridazon est un métabolite) va permettre de faire diminuer ces concentrations. Néanmoins, selon les simulations perspectives réalisées, celles-ci devraient rester très élevées à l'horizon 2050 (moyenne de 888 ng/l pour la période 2048-2050). La qualité chimique des eaux souterraines de cette masse d'eau risque d'être encore très longtemps affectée par la présence de cette substance dans les eaux de lessivage. Cette situation démontre l'importance à accorder, lors de l'agrégation d'une nouvelle molécule, à l'étude du devenir dans le sol et les eaux, de la molécule en question mais aussi, et surtout, de ses métabolites.

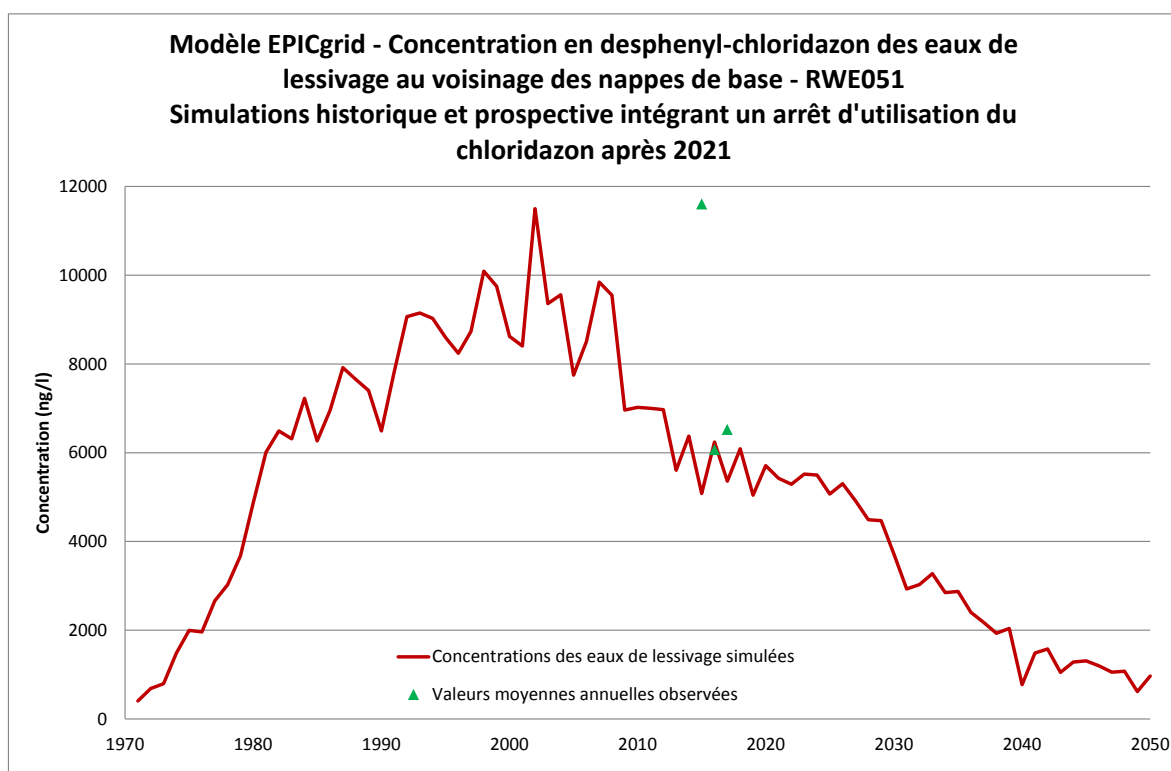


Figure 123 : Modèle EPICgrid - Concentration en desphenyl-chloridazon des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base - RWE051 - Simulations historique et prospective intégrant un arrêt d'utilisation du chloridazon après 2021

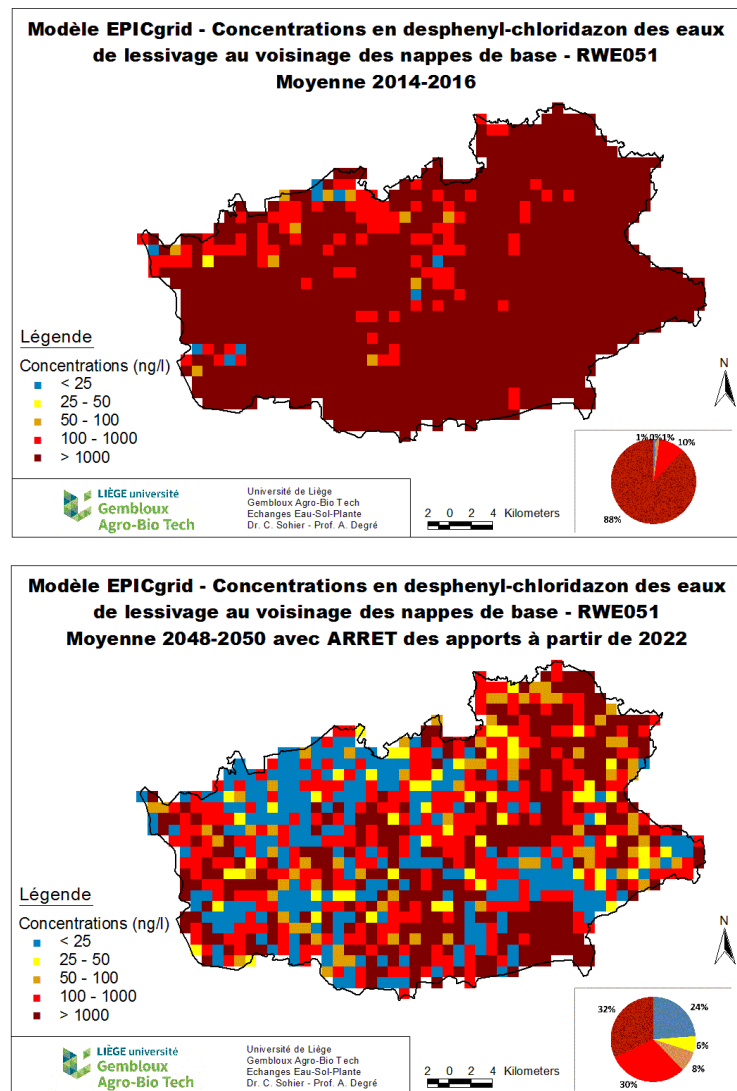


Figure 124 : Modèle EPICgrid – Concentration en desphenyl-chloridazon des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base pour la masse d'eau RWE051 – Moyenne 2014-2016 et 2048-2050 avec arrêt des apports à partir de 2022

### 7.5.3 Mesures spatialement discrétisées

#### 7.5.3.1 Cartographie des seuils de risque

Les mesures pour réduire la pollution des eaux par les pesticides peuvent être prises de manière globale (à l'échelle de la masse d'eau) ou peuvent être ciblées sur certaines zones (zones de prise d'eau, zones à risque, ...).

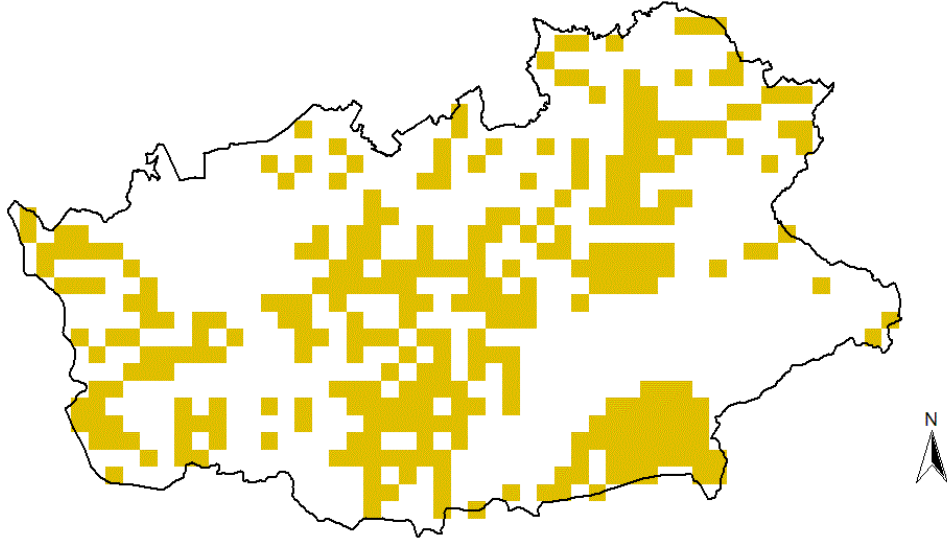
Les zones dans lesquelles des mesures plus ou moins sévères doivent être prises doivent être définies en fonction de critères objectifs et opérationnels.

Les résultats présentés ci-après reflètent un exemple de discrimination des zones au sein d'une masse d'eau. L'exercice se veut exemplatif et peut être reproduit selon d'autres modalités qui pourraient être définies en concertation entre les différents acteurs actifs de la protection de la ressource en eau.

Le critère retenu, dans la présente application, se base sur les cartes de risque établies dans le cadre de la présente Subvention (Sohier et Degré, 2018) et plus précisément sur l'indicateur défini par le temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée. Les scénarios réalisés se proposent d'arrêter les applications de pesticides sur les mailles présentant les potentiels de risque les plus élevés. Deux niveaux de risque ont été retenus (5 et 10 ans).

Les mailles sur lesquelles les applications de pesticides sont interdites ont été déterminées en combinant les cartes de risque des deux molécules étudiées (bentazone et metolachlore ESA) (le desphenyl-chloridazon n'est pas repris étant donné que son retrait d'agrément sera effectif en 2021). Les applications de pesticides seront interdites sur une maille si celle-ci est à risque pour au moins une des deux molécules. Les cartes ainsi obtenues pour les deux seuils de risque sont présentées à la Figure 125. Les seuils de risque de 10 ans et de 5 ans impactent respectivement 33% et 63% des mailles sur lesquelles les applications des deux molécules étudiées seraient interdites.

**Modèle EPICgrid - Mailles pour lesquelles le temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide (bentazone et/ou metolachlore ESA) arrivant à la nappe de base lui soit restituée est supérieur à 10 ans**

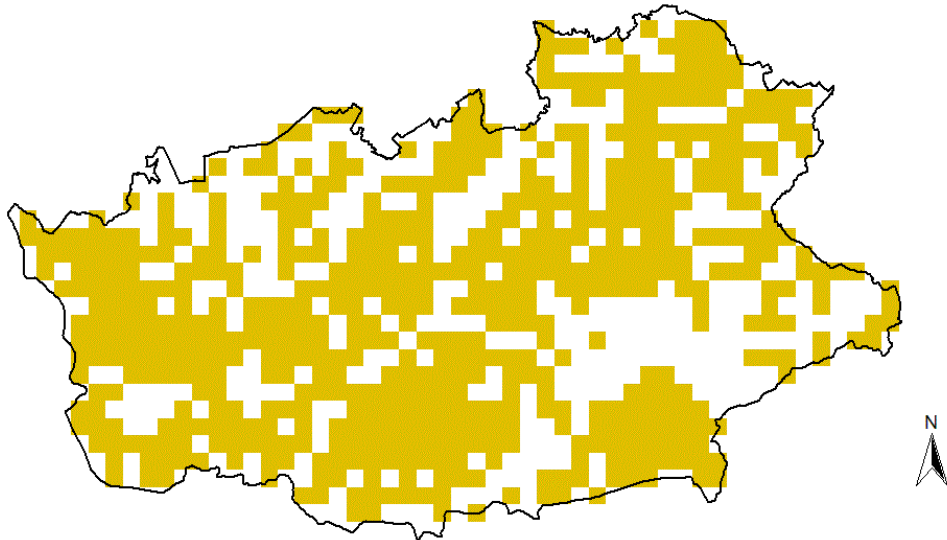


LIÈGE université  
Gembloux  
Agro-Bio Tech

Université de Liège  
Gembloux Agro-Bio Tech  
Echanges Eau-Sol-Plante  
Dr. C. Sohier - Prof. A. Degré

10 0 10 Kilometers

**Modèle EPICgrid - Mailles pour lesquelles le temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide (bentazone et/ou metolachlore ESA) arrivant à la nappe de base lui soit restituée est supérieur à 5 ans**



LIÈGE université  
Gembloux  
Agro-Bio Tech

Université de Liège  
Gembloux Agro-Bio Tech  
Echanges Eau-Sol-Plante  
Dr. C. Sohier - Prof. A. Degré

10 0 10 Kilometers

Figure 125 : Modèle EPICgrid – Mailles pour lesquelles le temps moyen pour que la moitié de pesticide (bentazone et/ou metolachlore ESA) arrivant à la nappe de base lui soit restituées est supérieur à 10 ou 5 ans

### 7.5.3.2 Résultats

Le Tableau 67 présente la réduction des concentrations en pesticides des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base à l'horizon 2048-2050 (masse d'eau RWE051) pour différents scénarios spatiaux de suppression des apports à partir de 2022.

La suppression des applications de bentazone et de metolachlore sur les mailles présentant un seuil de risque supérieur à 10 ans engendre une diminution des concentrations des eaux de lessivage à l'horizon 2050 de 17% pour la bentazone de de 15% pour le metolachlore ESA. Pour le seuil de 5 ans, ces diminutions sont supérieures et atteignent 49% pour la bentazone et 44% pour le metolachlore ESA.

De ces résultats, il ressort que :

- la diminution de la pollution diffuse engendrée par un même scénario spatial diffère selon la molécule considérée ;
- le pourcentage de diminution de la concentration des eaux de lessivage est inférieur au pourcentage de mailles affectées par la mesure. Le contexte topo-pédo-géologique affecte à la fois les cartes de risque et la distribution des occupations de sol mais avec un effet qui peut être antagoniste.

Pour rappel, les seuils de décision posés dans le cadre de cette application l'ont été à titre exemplatif et peuvent être modifiés en fonction des décisions du comité de pilotage.

Tableau 67 : Modèle EPICgrid – Réduction des concentrations en pesticides des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base à l'horizon 2048-2050 (masse d'eau RWE051) pour différents scénarios spatiaux de suppression des apports à partir de 2022

<b><i>Suppression des apports de pesticides à partir de 2021</i></b>	<b><i>Bentazone</i></b>	<b><i>Metolachlore ESA</i></b>
<b>Si Tres &gt; 10 ans</b>	17%	15%
<b>Si Tres &gt; 5 ans</b>	49%	44%
<b>Toute la masse d'eau</b>	72%	76%

Tres : Temps moyen pour que la moitié de la quantité de pesticide arrivant à la nappe lui soit restituée



## **8 Développements pour réaliser le Water Accounting en Wallonie – évaluation des ressources en eau disponibles et renouvelables**

### **8.1 Introduction**

La nécessité de comptabilité des différents usages de l'eau et les ressources disponibles est de plus en plus pressante au niveau wallon (dans le cadre notamment du futur schéma régional d'exploitation des ressources en eau), mais également au niveau européen dans le cadre de l'établissement d'un futur règlement européen contraignant consacré aux comptabilités environnementales. Par ailleurs, les incertitudes liées à l'évolution des conditions climatiques et des usages de l'eau justifient le fait d'établir des scénarios prospectifs d'aide à la décision afin d'anticiper des problèmes éventuels de gestion et d'approvisionnement en eau à des coûts acceptables.

Pour répondre à ces défis et à ces futures obligations, la recherche propose de valoriser, d'adapter et d'améliorer la modélisation EPIC existante, afin d'affiner le bilan hydrique de la Wallonie à différentes échelles (de la masse d'eau au district hydrographique) (calcul et validation des termes du bilan : eau utile, flux de ruissellement, flux hypodermique, flux de percolation, recharge des nappes, ressources en eau exploitables...).

Pour atteindre ces objectifs, les résultats de l'étude préparatoire réalisée par l'Université de Namur (Bonniver et Hallet, 2013) seront complétés et approfondis, grâce à des développements supplémentaires qui seront réalisés au niveau du modèle.

### **8.2 Réunion avec le SPW**

Afin de préciser les attentes du SPW dans le cadre de cette tâche, une réunion a été avec différents acteurs du SPW impliqués dans la gestion des ressources en eau. De cette réunion, il est ressorti que ce qui s'avérerait intéressant à réaliser serait :

- une validation des bilans hydrologiques simulés par le modèle EPICgrid en tenant compte des volumes d'eau prélevés (et exportés hors bassin) ;
- une analyse de sensibilité quant à l'influence de la perméabilité des couches géologiques sur la répartition des flux pour les trois masses d'eau traitées dans le projet Synclin'Eau (RWM011, RWM012 et RWM021).

Lors de cette réunion, une mise à jour de certains indicateurs présentés dans le rapport de Bonniver et Hallet (2013) a été demandée afin d'intégrer les résultats du modèle EPICgrid relatifs aux années 2011 à 2018. Il s'agit du tableau I.4 intitulé « variation moyenne annuelle du stock d'eau dans la zone vadose exprimée en pourcentage de la lame d'eau utile annuelle » et de la figure I.12. Moyenne annuelle des précipitations observées, de l'évapotranspiration réelle et de l'eau utile calculée à partir du modèle EPICgrid.



## 8.3 Validation des bilans hydrologiques simulés par le modèle EPICgrid

### 8.3.1 Volumes d'eau prélevés et exportés hors bassin

La liste des captages (de tous usages, aussi bien captage de distribution que d'industriel, de commerce, d'agriculteur, de particuliers,...) ainsi que l'historique (1970-2017) des volumes d'eau annuels prélevés nous ont été fournis par le SPW (Céline Rentier).

Sur cette base, les volumes d'eau exportés hors bassins ont été calculés pour chaque bassin étudié comme étant la somme :

- des volumes prélevés par les titulaires qui exportent de l'eau vers la Flandre (VLAAMSE MAATSCHAPPIJ et T.M.V.W) ou vers Bruxelles (VIVAQUA) et
- de la différence entre les quantités d'eau prélevées pour la distribution publique et les besoins en eau de la population présente sur le bassin (sur base d'une consommation moyenne par personne de 103l par jour). Si les prélèvements pour combler les besoins de la population sont insuffisants, un apport d'eau extérieur a été comptabilisé.

La Figure 126 présente les volumes d'eau moyens annuels (moyenne 2006-2015) exportés hors bassin exprimés en pourcentage de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle (telles que calculées par EPICgrid). Certains bassins tel le Hoyoux à Modave et le Néblon à Hamoir sont très sollicités avec des volumes d'eau exportés respectivement de 88 et 45 % de l'eau disponible pour l'alimentation des nappes et des rivières.

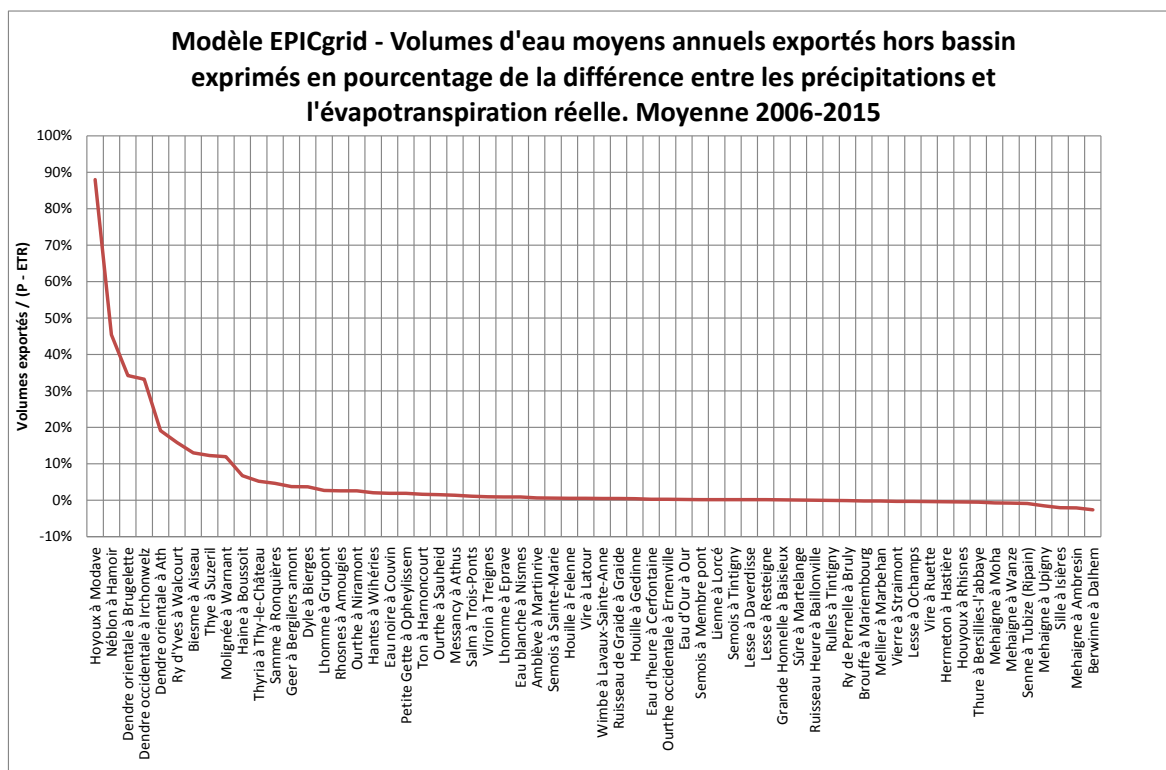


Figure 126 : Modèle EPICgrid - Volumes d'eau moyens annuels exportés hors bassin exprimés en pourcentage de la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle. Moyenne 2006-2015

### 8.3.2 Bilans hydrologiques

Les termes du bilan hydrologique annuel par bassin sont traditionnellement répartis de la façon suivante pour une période donnée :

(1) Somme des Précipitations - (2) Somme des évapotranspirations réelles = (3) Somme des débits de cours d'eau + (4) Variation de stock entre le début et la fin de la période considérée + (5) Exportations hors du bassin versant.

Sur la base pluriannuelle, le terme (4) de la relation ci-dessus peut être négligé.

La validation du bilan hydrologique peut être réalisée à travers la comparaison des coefficients d'écoulement observés et simulés qui se calculent comme suit :

$$CE_{sim} = (P - ETR) / P \quad \text{avec } CE_{sim} : \text{coefficient d'écoulement simulé}$$
$$P : \text{précipitations (mm/an)}$$
$$ETR : \text{évapotranspiration réelle (mm/an)}$$
  
$$CE_{obs} = Q / P \quad \text{avec } CE_{obs} : \text{coefficient d'écoulement observé}$$
$$Q : \text{débits observés (mm/an)}$$
$$P : \text{précipitations (mm/an)}$$

Pour un bassin donné, la différence entre coefficients d'écoulement observé et simulé relève soit d'échanges entre bassins soit de la précision de la modélisation. La performance du modèle quant à la simulation des coefficients d'écoulement peut être évaluée en étudiant la tendance qui se dégage lors de la mise en relation des coefficients d'écoulement observés et simulés d'un grand nombre de bassins. Le coefficient angulaire de la droite de régression entre coefficients d'écoulement observés et simulés doit donc tendre vers un. L'intercept doit tendre vers zéro.

Les coefficients d'écoulement observés et simulés ont été calculés pour 64 bassins versants situés en Région wallonne. Ces bassins sont ceux sélectionnés par Gailliez (Gailliez, 2013) dans sa thèse. Les stations de mesure ont été sélectionnées en fonction des critères suivants :

- l'homogénéité des données ;
- une faible amplitude de l'extrapolation de la courbe de tarage pour les faibles débits ;
- aucune perturbation du débit du cours d'eau par la présence de barrage permettant un soutien du débit d'étiage ;
- l'absence de végétation aquatique durant la période estivale ;
- la durée de l'historique.

La Figure 127 présente, pour les 64 bassins, les coefficients moyens d'écoulement observés et simulés, calculés sur le nombre d'années de données disponibles entre 1991 et 2015, obtenus respectivement SANS et AVEC prise en compte des volumes d'eau prélevés et exportés hors bassin. Dans les deux cas, la courbe de tendance entre coefficients d'écoulement observés et simulés est très proche de la bissectrice des axes. L'écart moyen est de 3% sans prise en compte des exportations et devient négligeable (< 1%) si les volumes d'eau exportés hors bassin sont pris en compte. Le coefficient de corrélation est également meilleur avec la prise en compte des exportations d'eau.

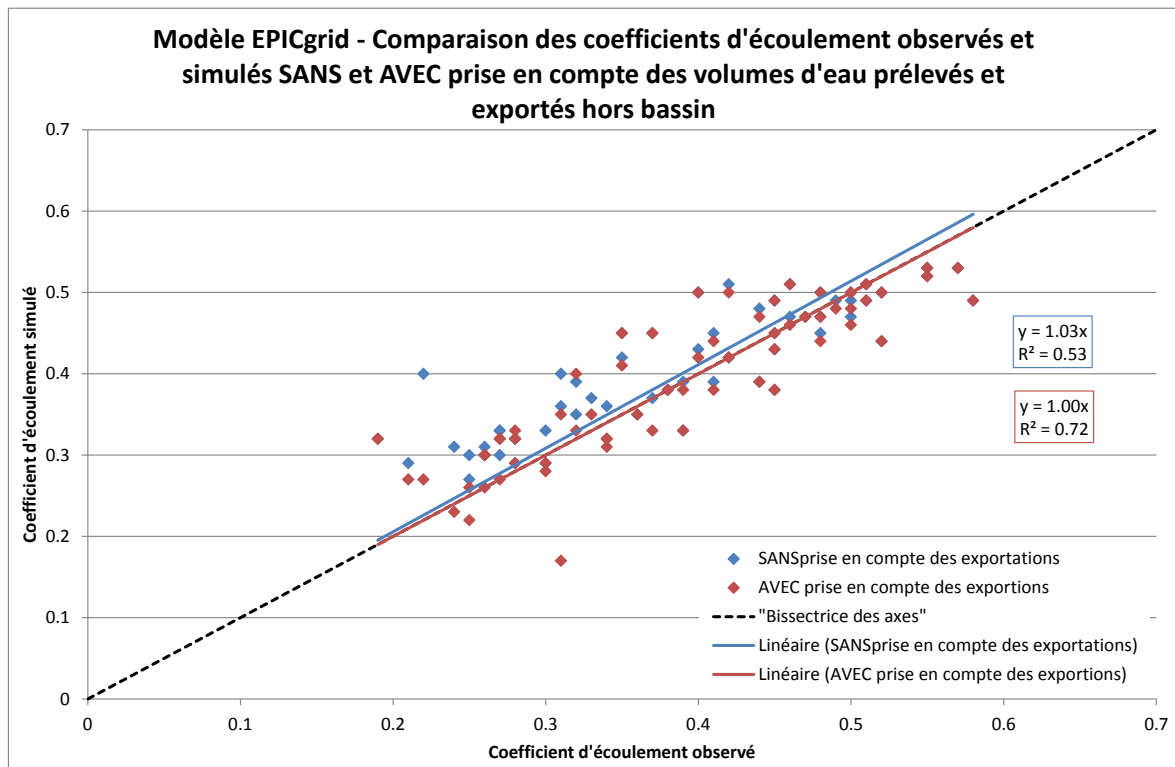


Figure 127 : Modèle EPICgrid - Comparaison des coefficients d'écoulement observés et simulés SANS et AVEC prise en compte des volumes d'eau prélevés et exportés hors bassin

## 8.4 Analyse de sensibilité

### 8.4.1 Introduction

Le devenir de l'eau qui quitte la zone racinaire dépend des caractéristiques physiques et hydrodynamiques des substrats sous-jacents. Celles-ci déterminent non seulement la répartition entre les quantités d'eau qui rejoignent directement les eaux de surface via les flux hypodermiques lents et les quantités d'eau qui alimentent les nappes de base mais également la dynamique de transfert de ces flux.

Parmi l'ensemble des paramètres influençant le comportement de l'eau dans le sous-sol, la conductivité hydraulique à saturation des substrats joue un rôle prépondérant dans la répartition des flux et la dynamique de transfert.

L'analyse de sensibilité quant à l'influence de la perméabilité des couches géologiques sur la répartition des flux est réalisée à deux échelles :

- à l'échelle de la maille pour les contextes géologiques « grès » et « calcaires » largement répandus dans les masses d'eau étudiées dans le projet Synclin'Eau (RWM011, RWM012 et RWM021).
- à l'échelle de la masse d'eau pour une vision plus globale de l'influence de ce paramètre.

## **8.4.2 A l'échelle de la maille**

### *8.4.2.1 Introduction*

Le profil hydrogéologique au droit de chaque maille du modèle EPICgrid est décrit par un géocode qui reprend :

- la succession des formations géologiques ;
- la profondeur de la nappe de base ;
- des plages de valeurs de paramètres hydrogéologiques homogénéisés à l'échelle de la maille.

Les différents géocodes utilisés dans le modèle ont été déterminés et caractérisés par les hydrogéologues des universités de Liège (Prof. Monjoie et Prof. Dassargues), de Mons (Prof. Rorive) et de Namur (Prof. Hallet). Un exemple de géocode est présenté à la Figure 128 (Hallet et Barbier, 2007).

Chaque substrat est caractérisé par 2 paramètres hydrogéologiques : la conductivité hydraulique verticale et la porosité efficace. Ces paramètres étant souvent fortement variables et en outre généralement connus avec une faible précision, les données transmises sont des gammes de valeurs et non pas des valeurs uniques.

L'analyse de sensibilité a été réalisée en minimisant et maximisant les conductivités hydrauliques de chaque horizon. Les travaux du Prof. Cousin (INRA Orléans) sur la détermination de la conductivité hydraulique des matériaux composites ont également été appliqués au cas présent.

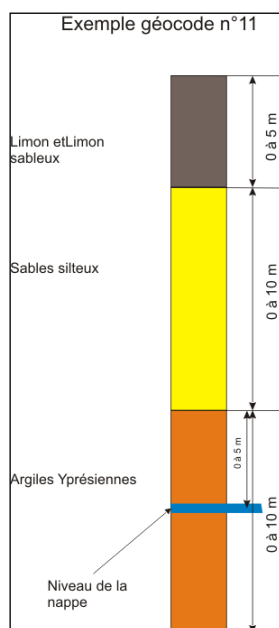


Figure 128 - Exemple de succession de couches géologiques pour un géocode donné (Hallet et Barbier, 2007)

#### 8.4.2.2 Grès et calcaires

Le Tableau 68 et le Tableau 69 présentent, respectivement pour une maille représentative d'un substrat gréseux et pour une maille représentative d'un substrat calcaire, l'impact du choix de la conductivité hydraulique sur les flux d'eau vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface calculé par le modèle EPICgrid.

Les valeurs de conductivité actuellement utilisées dans la modélisation sont prises comme égales à la valeur moyenne de l'intervalle donné par les hydrogéologues. Si pour le calcaire (Tableau 69), la valeur de conductivité (dans la gamme de l'intervalle donné) n'a pas d'influence sur la répartition des écoulements entre les eaux de surface et les eaux souterraines, il n'en est pas de même pour les grès. Pour les grès (Tableau 68), les conductivités hydrauliques les plus élevées de l'intervalle de valeurs entraînent une augmentation très importante des flux d'eau vers les eaux souterraines contrebalancée par une diminution importante des flux d'eau vers les eaux de surface. A contrario, le choix des conductivités les plus faibles de l'intervalle de valeurs conduit à une diminution des flux d'eau vers les eaux souterraines et à une augmentation des flux d'eau vers les eaux de surface.

Tableau 68 : Influence de la conductivité hydraulique (SC) du sous-sol sur les flux d'eau (mm/an) vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface calculés par le modèle EPICgrid - **GRES**

	<b><i>Flux d'eau vers les eaux souterraines</i></b>	<b><i>Flux d'eau vers les eaux de surface</i></b>
<b>REFERENCE (SC moy.)</b>	23	548
<b>SC maximale</b>	227	344
<b>SC minimale</b>	11	559

Tableau 69 : Influence de la conductivité hydraulique (SC) du sous-sol sur les flux d'eau (mm/an) vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface calculés par le modèle EPICgrid -  
**CALCAIRES**

	<i>Flux d'eau vers les eaux souterraines</i>	<i>Flux d'eau vers les eaux de surface</i>
<b>REFERENCE (SC moy.)</b>	444	30
<b>SC maximale</b>	444	30
<b>SC minimale</b>	444	30

#### 8.4.2.3 Matériaux composites

Samouëlian et al. (2011) ont proposé un arbre de décision pour déterminer la conductivité hydraulique d'un matériau anisotrope (Figure 129). Les deux cas extrêmes consistent en un substrat poreux dans lequel les unités élémentaires sont agencées soit parallèlement soit perpendiculairement aux flux d'eau. Entre ces deux structures extrêmes, il existe différentes possibilités d'agencement des matériaux.

Les études menées par Samouëlian et al. (2011) ont montré que la conductivité hydraulique moyenne d'un substrat composite était comprise entre la moyenne arithmétique et la moyenne harmonique des conductivités des matériaux qui le compose ; moyenne calculée sur base des volumes respectifs de chaque matériau.

Cette théorie a été appliquée au substrat gréseux ainsi qu'à un mix grès-calcaires dans des proportions correspondant à celles observées dans les masses d'eau RWM011, RWM012 et RWM021.

Pour le substrat gréseux (Tableau 70), tant la moyenne arithmétique que la moyenne harmonique des conductivités dans matériaux individuels conduit à une diminution des flux d'eau vers les eaux souterraines. La méthodologie appliquée au mix grès/calcaires dans les proportions observées dans les masses d'eau étudiées (grès : 27% ; calcaires : 73%) (Tableau 71) conduit à une répartition des flux équivalente à celle du substrat calcaire considéré seul. Seule la dynamique des écoulements est modifiée.

Ces concepts restent très théoriques et la complexité des structures observées in situ sont vraisemblablement telles que ces modèles théoriques restent très délicats à transposer.

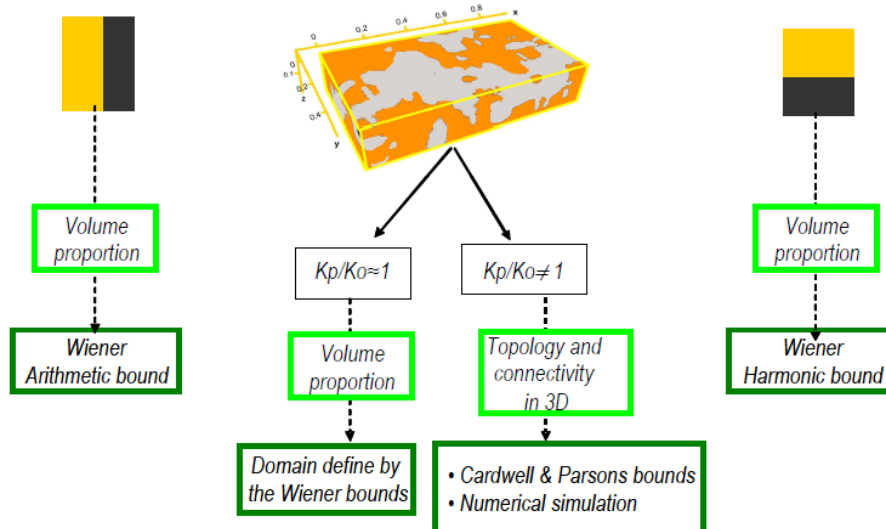


Figure 129 : Arbre de décision pour déterminer la conductivité hydraulique dans matériau anisotrope (Samouëlian et al. (2011))

Tableau 70 : Flux d'eau vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface – Essai de composition des conductivités – Substrat gréseux

	<i>Flux d'eau vers les eaux souterraines</i>	<i>Flux d'eau vers les eaux de surface</i>
<b>REFERENCE</b>	23	548
<b>Moy. Arithmétique</b>	11	559
<b>Moy. Harmonique</b>	0	570

Tableau 71 : Flux d'eau vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface – Essai de composition des conductivités – Mix entre substrat gréseux et calcaire dans les proportions observées dans les masses d'eau RWM011, RWM012 et RWM021

	<i>Flux d'eau vers les eaux souterraines</i>	<i>Flux d'eau vers les eaux de surface</i>
<b>Moy. Arithmétique (MA grès + calcaires)</b>	444	30
<b>Moy. Harmonique (MA grès + calcaires)</b>	444	30
<b>Moy. Arithmétique (MH grès + calcaires)</b>	444	30
<b>Moy. Harmonique (MH grès + calcaires)</b>	444	30

### 8.4.3 A l'échelle de la masse d'eau

L'influence de la conductivité hydraulique sur la répartition des flux entre eaux de surface et eaux souterraines a également été étudiée à l'échelle de la masse d'eau.

Le Tableau 72 présente la comparaison entre la ressource en eau souterraine annuellement renouvelable des masses d'eau souterraine RWM011, RWM012 et RWM021 calculée dans le cadre du projet Synclin'Eau (Brouyère et al., 2009) et par le modèle EPICgrid avec différentes valeurs de conductivité hydraulique du sous-sol (moyenne pour la période 1995-2007).

Avec les valeurs de conductivité hydraulique actuellement utilisées dans le modèle EPICgrid, les recharges simulées sont largement inférieures aux valeurs moyennes de recharge évaluées par la méthode Synclin'Eau. Pour les masses d'eau RWM011 et RWM012, les flux d'eau vers les eaux souterraines simulés par EPICgrid sont légèrement supérieures à l'estimation basse réalisée par la méthode Synclin'Eau. Pour la masse d'eau RWM021, les recharges simulées sont inférieures à cette limite basse.

L'augmentation des conductivités hydrauliques des différents matériaux rencontrés dans les trois masses d'eau (limite supérieure de l'intervalle de valeurs) permet d'augmenter de manière significative les quantités d'eau qui alimentent les eaux souterraines : +22% pour la masse d'eau RWM011, +74% pour la masse d'eau RWM021 et +80% pour la masse d'eau RWM012.

Néanmoins, il est à remarquer que :

- la modification des conductivités hydrauliques a également une influence sur la dynamique des écoulements. Le respect de la dynamique des apports tant vers les eaux souterraines que vers les eaux de surface serait à vérifier sur base de chronologies de niveaux piézométriques et de débits dans les cours d'eau ;
- pour obtenir ces valeurs de recharges, l'ensemble des conductivités ont été maximisées. La réalité se situe vraisemblablement dans l'intervalle testé.

Une meilleure adéquation entre les recharges simulées par EPICgrid et celles déterminées par les modèles hydrogéologiques nécessiterait une redéfinition des géocodes du modèle EPICgrid et une validation des recharges obtenues basée non seulement sur les volumes mais également sur la dynamique des écoulements.

Tableau 72 : Comparaison entre la ressource en eau souterraine annuellement renouvelable des masses d'eau souterraine RWM011, RWM012 et RWM021 calculée dans le cadre du projet Synclin'Eau (Brouyère et al., 2009) et par le modèle EPICgrid avec différentes valeurs de conductivité hydraulique du sous-sol. Moyenne pour la période 1995-2007.

	<b><i>RWM011</i></b> <i>(Mm<sup>3</sup>)</i>	<b><i>RWM012</i></b> <i>(Mm<sup>3</sup>)</i>	<b><i>RWM021</i></b> <i>(Mm<sup>3</sup>)</i>
<b>Synclin'Eau</b>	90	56	415
<b>Synclin'Eau bas (-37%)</b>	56	35	261
<b>Synclin'Eau haut (+37%)</b>	123	76	568
<b>EPICgrid actuel</b>	68	39	184
<b>SC minimale</b>	66 (-3%)	39 (-)	174 (-5%)
<b>SC maximale</b>	83 (+22%)	71 (+ 80%)	320 (+74%)



## 8.5 Actualisation

Deux indicateurs présentés dans le rapport de Bonniver et Hallet (2013) ont fait l'objet d'une demande d'actualisation (pour intégrer les résultats EPICgrid relatifs aux années 2011 à 2018). Ces indicateurs sont présentés au Tableau 73 et à la Figure 130.

Le Tableau 73 reprend la variation moyenne annuelle du stock d'eau dans la zone vadose de chaque masse d'eau souterraine et pour l'ensemble de la Région wallonne exprimée en pourcentage de la lame d'eau utile annuelle (résultats du modèle EPICgrid pour la période 1995-2018).

La Figure 130 présente, pour la Région wallonne, la moyenne annuelle des précipitations observées, de l'évapotranspiration réelle et de l'eau utile calculée à partir du modèle EPICgrid (période 1995-2018).

Tableau 73 : Variation moyenne annuelle du stock d'eau dans la zone vadose de chaque masse d'eau souterraine et pour l'ensemble de la Région wallonne exprimée en pourcentage de la lame d'eau utile annuelle. Résultats du modèle EPICgrid pour la période 1995-2018.

Variation moyenne annuelle du stock d'eau dans la zone vadose exprimée en pourcentage de la lame d'eau utile annuelle																								
(EU - RD - RECH - RHL) / EU * 100																								
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
RWE013	-21	18	5	9	2	3	2	7	-51	2	8	3	2	0	5	5	-4	12	-6	-7	-5	-14	30	-59
RWE017	-14	14	3	9	1	2	3	5	-58	9	4	0	3	-1	4	7	-6	11	-5	-1	-3	-9	26	-35
RWE030	-19	18	6	5	5	-4	3	5	-73	14	7	0	0	0	3	6	0	9	-4	-2	-10	-26	42	-58
RWE032	-33	29	19	4	6	0	-3	9	-94	2	23	-3	-2	0	7	2	0	18	-11	-9	-9	-11	36	-81
RWE033	-14	20	0	16	7	4	8	8	-74	1	14	0	8	7	4	9	1	15	3	-1	-6	-17	41	-67
RWE034	-31	27	16	6	3	5	-1	7	-111	3	25	1	1	3	7	4	-4	17	-6	-9	-2	-18	38	-70
RWE051	-20	22	-4	5	1	-1	2	5	-36	7	-9	10	0	-2	7	5	-8	9	-7	-5	-3	-14	31	-49
RWE053	-33	34	-5	17	-12	2	3	8	-100	27	-56	29	9	-23	12	20	-35	28	-20	5	-19	-26	48	-119
RWE061	-26	18	10	5	2	3	-1	5	-39	0	11	2	-1	0	4	0	-2	10	-4	-11	-4	-4	19	-60
RWE160	-23	19	4	8	0	3	0	6	-49	7	1	5	0	-2	4	5	-6	12	-7	-8	-5	-19	30	-77
RWM011	-14	15	-6	7	2	-4	3	4	-53	11	-8	10	1	-2	5	10	-18	13	-8	0	-7	-18	34	-47
RWM012	-11	14	-9	9	5	-6	4	4	-60	9	0	8	2	-3	8	13	-12	10	-4	-1	-6	-21	37	-33
RWM015	-12	14	-7	11	5	-5	5	4	-53	8	1	8	3	-3	9	7	-2	11	-5	2	-7	-20	39	-37
RWM016	-6	3	2	8	2	-6	4	4	-44	12	-9	8	3	-2	0	11	-21	19	-16	6	-10	-18	34	-32
RWM021	-8	7	-2	7	3	-5	4	2	-32	5	-3	8	1	-3	7	9	-10	8	-6	0	-6	-17	30	-23
RWM022	-13	17	5	4	7	-3	3	5	-42	9	6	7	0	-1	9	6	-3	6	-2	-1	-5	-23	41	-19
RWM023	-8	8	-1	6	6	-5	3	3	-32	5	-4	8	3	-2	9	1	-3	8	-5	-1	-6	-18	35	-22
RWM040	-16	17	3	18	-7	-5	4	5	-104	28	-42	25	6	-6	-14	21	-64	39	-36	18	-17	-29	46	-75
RWM041	-25	20	-4	22	-5	-9	6	8	-94	18	-45	23	9	-10	-4	25	-62	34	-17	2	-10	-23	39	-93
RWM052	-8	7	2	2	2	0	1	4	-35	6	4	2	0	0	5	5	-6	5	-2	0	-2	-9	22	-27
RWM071	4	12	6	14	11	8	11	12	-9	11	6	11	10	8	13	13	1	14	6	9	5	0	25	-7
RWM072	3	12	10	18	12	8	14	14	-27	21	3	14	14	11	10	15	-5	21	0	12	5	-1	31	-25
RWM073	6	5	14	14	13	7	14	12	-17	17	6	14	12	12	12	9	4	20	-2	15	4	0	30	-11
RWM091	-2	1	2	0	2	-1	4	-2	-4	1	2	2	-2	0	5	1	-2	2	-1	-1	-1	-7	12	-3
RWM092	-2	1	3	3	3	1	3	0	-12	3	-5	7	-1	1	7	-1	-1	5	-1	0	-2	-11	17	-3
RWM093	-3	2	5	2	3	-1	0	3	-19	6	-12	10	-3	-1	11	-7	3	7	-3	-3	-7	-9	20	-8
RWM094	-3	0	3	4	3	-2	0	2	-32	9	-17	15	-4	-2	14	-6	2	9	-9	-2	-9	-21	33	-12
RWM100	-7	3	4	3	3	-4	7	-2	-17	6	-1	3	1	-1	6	1	0	5	-5	1	-3	-10	19	-14
EWM102	-9	3	3	3	2	-6	13	-8	-19	4	2	1	2	-1	3	3	-1	4	-7	3	-3	-6	12	-13
EWM103	-4	-1	6	1	5	-3	4	1	-11	1	-3	7	-3	0	7	0	3	3	-4	0	-2	-12	22	-5
RWM141	-13	9	1	5	2	-6	10	-3	-24	7	-7	3	4	-1	3	9	-5	8	-11	2	0	-10	20	-21
RWM142	-5	2	3	3	5	-7	7	0	-14	4	0	1	3	0	5	5	-2	7	-9	3	-2	-9	19	-12
RWM151	-11	7	-3	6	2	-6	7	-1	-32	10	-6	4	4	-2	3	5	-3	9	-13	4	-2	-15	27	-28
RWR092	-7	10	5	2	2	-1	0	2	-19	6	-8	9	-3	-1	8	0	-7	6	-2	-3	-5	-14	21	-8
RWR101	-6	0	6	-1	4	-3	6	-2	-10	2	0	2	-2	0	7	3	-3	3	-5	-1	-3	-7	15	-6
Région Wallonne	-9	8	3	5	3	-3	5	2	-27	6	-2	6	1	-1	6	4	-4	8	-6	0	-4	-13	25	-20

EU : eau utile  
RD : ruissellement direct  
RHL : flux hypodermique lent  
RECH : recharge de la nappe de base

Région Wallonne						
	Précipitations		ETR		EU	
	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm
1995	17572	1040	9161	542	8410	498
1996	12728	753	8638	511	4090	242
1997	14891	881	10267	608	4624	274
1998	18738	1109	9280	549	9458	560
1999	18561	1099	9626	570	8936	529
2000	18655	1104	10672	632	7983	473
2001	20341	1204	9525	564	10816	640
2002	20005	1184	9929	588	10075	596
2003	13373	792	9576	567	3797	225
2004	16036	949	10201	604	5835	345
2005	14115	836	9750	577	4364	258
2006	16257	962	9571	567	6686	396
2007	18236	1080	10642	630	7594	450
2008	17617	1043	10088	597	7530	446
2009	15699	929	9586	567	6114	362
2010	15198	900	9057	536	6142	364
2011	13759	814	9210	545	4549	269
2012	17740	1050	10073	596	7666	454
2013	14870	880	8905	527	5965	353
2014	15971	945	10620	629	5351	317
2015	15102	894	9240	547	5862	347
2016	15412	912	9490	562	5921	351
2017	14762	874	8945	529	5817	344
2018	12981	768	8648	512	4333	257

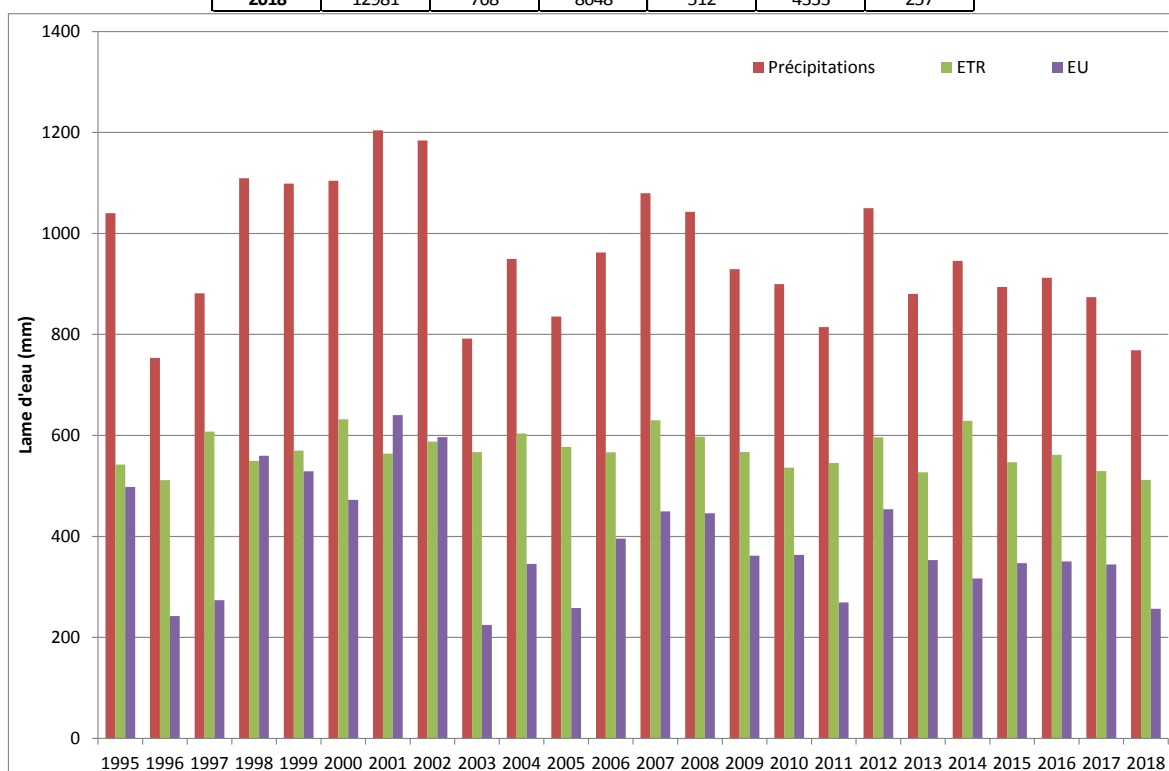


Figure 130 : Moyenne annuelle des précipitations observées, de l'évapotranspiration réelle et de l'eau utile calculée à partir du modèle EPICgrid. Période 1995-2018.

## 9 Modélisation hydrologique de scénarios prospectifs en matière de climat, occupation du sol et agronomie

### 9.1 Introduction

Le modèle EPICgrid peut être utilisé pour réaliser des scénarios prospectifs. Ces simulations permettent d'évaluer l'évolution future de différents indicateurs ayant trait notamment :

- aux ressources en eau (recharge des aquifères, besoin en eau d'irrigation);
- aux pressions sur les eaux de surface et sur les eaux souterraines (azote, pesticides) ;
- à la production agricole (rendements).

La réalisation de simulations prospectives (jusqu'en 2050) par le modèle EPICgrid nécessite de réaliser un certain nombre d'hypothèses.

Ces hypothèses sont liées à l'évolution du climat (hypothèses climatiques) ainsi qu'à l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques agricoles (hypothèses agronomiques).

Il est entendu que ces hypothèses agronomiques et climatiques font l'objet de grandes incertitudes. Ces incertitudes se combinent dans les résultats obtenus : la plus grande prudence est donc de rigueur dans l'interprétation qui en est faite.

### 9.2 Les scénarios de changement climatique

#### 9.2.1 Introduction

L'évolution des émissions de gaz à effet de serre (GES) dues aux activités humaines influence le climat futur. Pour réaliser des projections climatiques, des hypothèses quant à l'évolution de la démographie mondiale et des modes de vie à travers la planète doivent être émises.

Dans les précédents Rapports du GIEC (GIEC, 2000 ; GIEC, 2007), l'analyse reposait sur un faisceau de futurs possibles de nos sociétés et de nos modes de vie. Ces scénarios socio-économiques, organisés en 4 familles (A1, A2, B1 et B2), étaient traduits chacun en termes d'émissions de gaz à effet de serre pour le 21<sup>e</sup> siècle.

Lors de la préparation du 5<sup>ème</sup> Rapport, une approche différente a été adoptée (CMIP, sd). Pour analyser le changement climatique futur, les experts du GIEC ont cette fois défini quatre trajectoires d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre, d'ozone et d'aérosols, ainsi que d'occupation des sols baptisés RCP (« Representative Concentration Pathways » ou « Profils représentatifs d'évolution de concentration »). Ces quatre RCP ont été traduits en termes de forçage radiatif (exprimé en W/m<sup>2</sup>). Plus cette valeur est élevée, plus le système terre-atmosphère gagne en énergie et se réchauffe.

La Figure 131 présente la comparaison entre les RCP et les anciens scénarios (Source : <http://www.meteofrance.fr>).

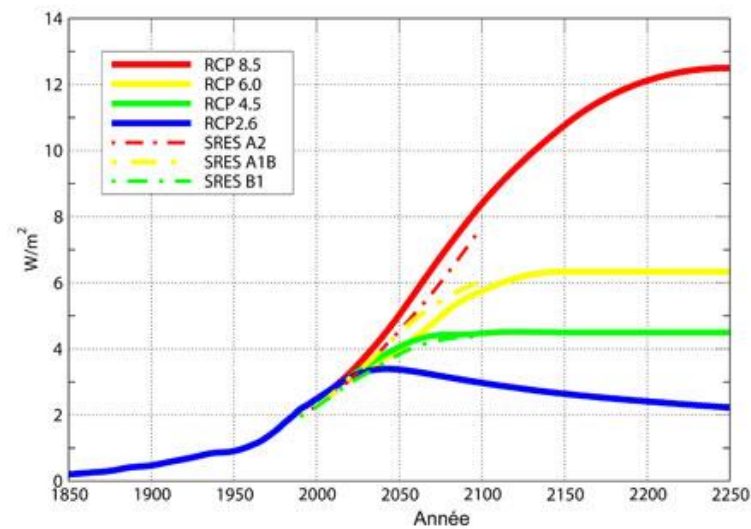


Figure 131 : Évolution du bilan radiatif de la terre ou « forçage radiatif » en W/m<sup>2</sup> sur la période 1850-2250 selon les différents scénarios (Source : <http://www.meteofrance.fr>)

Les RCP et les scénarios utilisés pour les Rapports 2001 et 2007 se recouvrent partiellement. Les RCP couvrent cependant une période plus longue : jusqu'en 2300 (2100 pour les anciens scénarios). Le profil RCP 8.5 est le plus extrême (pessimiste). Il est un peu plus fort que le scénario le plus marqué utilisé dans les simulations du rapport du GIEC 2007 (A2). Les profils RCP 6.0 et RCP 4.5 correspondent sensiblement et respectivement aux scénarios A1B et B1. Enfin, le profil RCP 2.6 est sans équivalent dans les anciennes propositions du GIEC. En effet, sa réalisation implique, et c'est une nouveauté importante, l'intégration des effets de politiques de réduction des émissions susceptibles de limiter le réchauffement planétaire à 2°C.

Les modèles de circulation générale (MCG ou GCM en anglais) simulent les effets climatiques dus à l'augmentation des concentrations atmosphériques en gaz à effet de serre (GES). Les GCMs ont une résolution spatiale trop faible pour permettre l'étude des impacts du climat à l'échelle du bassin versant. Différentes méthodes de descente d'échelle existent, elles peuvent être statistiques ou dynamiques. Ces dernières utilisent les résultats des GCMs comme conditions limites pour alimenter des modèles à plus forte résolution spatiale appelés modèles climatiques régionaux (RCM).

Plusieurs projets européens ont permis de produire des scénarios de changement climatique régionaux : PRUDENCE<sup>2</sup> (terminé en 2004), ENSEMBLES<sup>3</sup> (terminé en 2009) et plus récemment CORDEX<sup>4</sup>.

Les modèles hydrologiques peuvent alors servir, sur base des données climatologiques obtenues, à estimer les impacts du changement climatique.

<sup>2</sup> <http://prudence.dmi.dk/>

<sup>3</sup> <http://ensembles-eu.metoffice.com/>

<sup>4</sup> <http://www.cordex.org/>

## 9.2.2 Impacts du changement climatique sur la température et les précipitations

### 9.2.2.1 Evolution de la température de l'air

La Figure 132 montre la différence pour les températures à 2 m prévues par les trois scénarios, entre les périodes 2071-2100 et 1976-2005. Le scénario le plus optimiste (RCP 2.6), ne prévoit qu'un réchauffement limité à moins de 1 °C. Le scénario le plus pessimiste (RCP 8.5) quant à lui, prévoit un réchauffement de plus de 3 °C en Belgique.

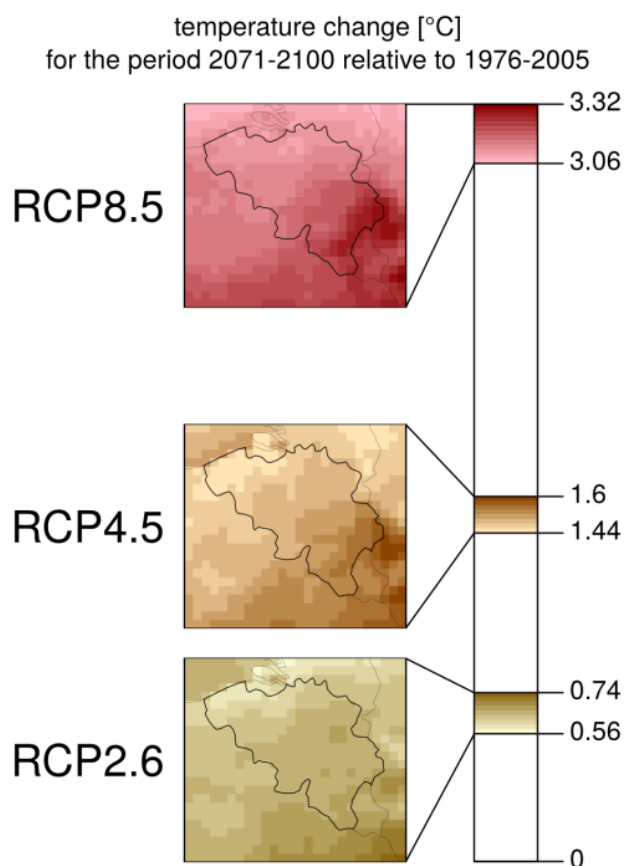


Figure 132 : Changement de température projeté pour la période 2071-2100 (simulations IRM réalisées dans le cadre du projet CORDEX)

### 9.2.2.2 Evolution des précipitations

L'impact du changement climatique sur les précipitations a été analysé par Tabari et al. (2015). 30 GCMs ont été utilisés pour simuler le climat pour la période de référence (1961-1990) et pour les quatre scénarios d'émissions futures (RCP8.5, RCP6.0, RCP4.5 et RCP2.6). De ces simulations, il ressort que :

le nombre de jours humides décroît en été pour la plupart des scénarios alors qu'il augmente en hiver (Figure 133) ;

- les hivers deviennent plus humides et les étés plus secs (Figure 134). La tendance est la même pour tous les scénarios mais plus accentuée pour les scénarios avec les émissions les plus élevées ;

- les précipitations extrêmes augmentent tant en hiver qu'en été. L'augmentation est cependant plus marquée pour l'été que pour l'hiver.

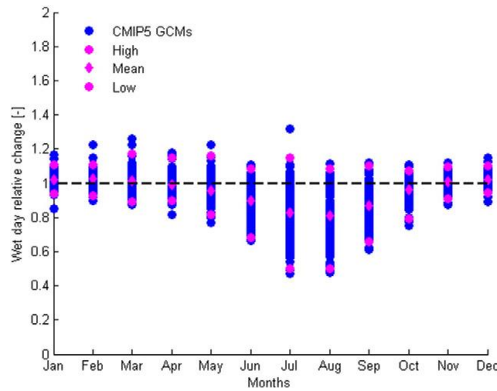


Figure 133 : Modification du nombre de jours humides pour tous les scénarios RCP (Source : Tabari et al., 2015)

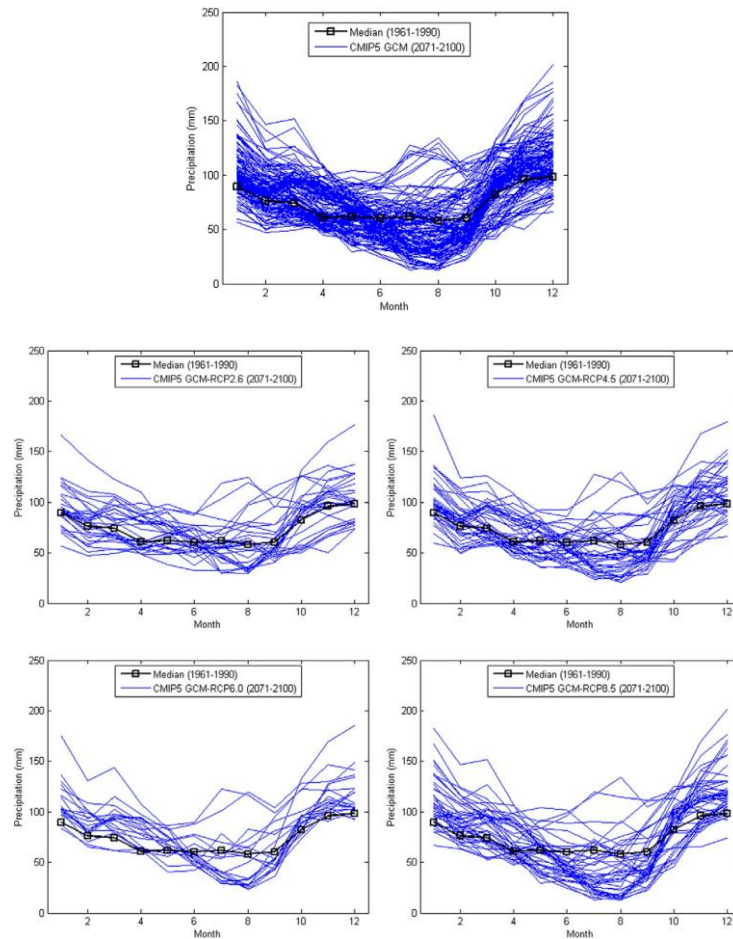


Figure 134 : Précipitations moyennes mensuelles pour différentes simulations prospectives (2071-2100) (tous RCP confondus et par RCP) et médiane des précipitations simulées pour la période 1961-1990

### **9.2.3 Les scénarios disponibles pour la Wallonie**

#### *9.2.3.1 Le projet d'intercomparaison de modèles couplés (CMIP).*

Les modèles climatiques (GCMs) sont constamment mis à jour car différents groupes de modélisation du monde entier intègrent de nouveaux développements : une résolution spatiale plus élevée, la prise en compte de nouveaux processus physiques et des cycles biogéochimiques.

Ces groupes de modélisation coordonnent leurs efforts au sein des CMIP (projets d'intercomparaison de modèles couplés). Le cinquième rapport d'évaluation 2013 du GIEC (AR5) présentait des modèles climatiques du CMIP5, tandis que le sixième rapport d'évaluation du GIEC 2021 (AR6) présentera de nouveaux modèles CMIP6 de pointe.

#### *9.2.3.2 Les scénarios CMIP5 et CMIP6*

De nombreux résultats existent pour les modèles climatiques CMIP5. Par contre, à ce jour, seul les résultats d'un nombre restreint de modèles CMIP6 ont été publiés. De ces résultats, il ressort cependant qu'un certain nombre d'entre eux ont une sensibilité climatique nettement plus élevée que les modèles du CMIP5. Cette sensibilité plus élevée contribue aux projections d'un réchauffement plus important ce siècle - environ 0,4 ° C de plus que les scénarios similaires exécutés dans CMIP5.

Jusqu'à la fin officielle de la Subvention (décembre 2020), seul des scénarios CMIP5 étaient disponibles. Ce sont donc ces scénarios qui ont été utilisés pour réaliser les simulations prospectives durant le temps imparti par la Subvention.

Des scénarios CMIP6 pour la Wallonie ont été produits très récemment (janvier 2021). La prolongation de la Subvention a permis de réaliser un premier jeu de simulations intégrant ces résultats.

## **9.3 Hypothèses agronomiques**

### **9.3.1 Introduction**

Les résultats récents (2019) d'une convention établie entre l'UCL (Professeur Baret) et le Ministre de l'Environnement peuvent servir de base à l'établissement des scénarios prospectifs pour la modélisation EPICgrid.

Cette convention intitulée « Etude relative à la mise œuvre d'un passage du modèle agricole actuel à un modèle sans produits phytopharmaceutiques et à usage limité d'engrais chimiques » dresse un état des lieux et établit des scénarios à l'horizon 2050 pour 4 filières :

- la filière céréales (Antier et al., 2019) ;
- la filière pomme de terre (Antier et al., 2019) ;
- la filière lait (Petel et al., 2019) ;



- la filière viande bovine (Petel et al., 2019).

L'état des lieux s'attache à décrire le fonctionnement actuel des filières et à définir une typologie des modes de production.

Les scénarios illustrent différentes évolutions possibles à l'horizon 2050. Deux scénarios sont établis :

- un scénario tendanciel qui prolonge les tendances observées au cours des 10 dernières années ;
- un scénario dit de transition dans lequel le développement de modes de production à moindre utilisation d'intrants est favorisé.

Sur base du travail par filière, un état des lieux et des scénarios à l'échelle régionale (Petel et al., 2019) sont établis en termes :

- de surfaces ;
- d'utilisation d'intrants (engrais azotés, PPP) ;
- de production.

Lors de la réunion extraordinaire du Copil qui s'est tenue le 9 septembre 2019, les axes de modélisation EPICgrid qui ont été proposés et avalisés par les membres du comité de pilotage sont les suivants :

- pour les filières « céréales » et « pomme de terre », les scénarios établis par le Professeur Baret introduisent une modification de la phytotechnie des cultures mais pas d'évolution des superficies.

Les propositions de modélisation EPICgrid sont les suivantes :

- pour la filière « céréales », le modèle représente actuellement le mode le plus répandu de la filière (agriculture conventionnelle raisonnée). Il est proposé de passer d'une céréale « raisonnée » (qui représente 70% des pratiques) à un mix céréales qui représente 95 % des pratiques et de travailler sur l'évolution dans le temps du mix à surface totale constante ;
- pour la filière « pomme de terre », il est proposé de réaliser le même travail que pour les céréales (passage d'un mode de production à un « mix » plus représentatif de la diversité des modes de production).
- pour les filières « lait » et « viande bovine », les scénarios proposés par le Professeur Baret n'introduisent pas de modification de la phytotechnie des cultures (à l'exception du bio) mais une évolution des superficies.

Les propositions de modélisation EPICgrid sont les suivantes : la modélisation fait évoluer les superficies de prairies et de maïs à phytotechnie inchangée.

Il est à noter que les scénarios prospectifs sont proposés à l'échelle régionale. Faute de disposer d'informations sous régionales (régions agricoles, par exemple), il a été décidé de commun accord avec les membres du comité d'accompagnement (Comité d'accompagnement extraordinaire du 9 septembre 2019) :



- de conserver la distribution actuelle des cultures pour les spéculations végétales dont l'évolution future des superficies est supposée constante (céréales, pomme de terre, betterave, entre autres) ;
- d'appliquer les modifications de superficies proposées (maïs, prairies, fourrages) au prorata des superficies actuellement occupées par chaque spéculation au sein des régions agricoles ;
- d'appliquer les modifications de phytotechnie proposées à l'ensemble du territoire wallon.

### **9.3.2 Transposition des résultats de l'étude du Professeur Baret dans les bases de données du modèle EPICgrid**

#### *9.3.2.1 Filières céréales et pomme de terre*

##### Introduction

Pour rappel, pour les filières « céréales » et « pomme de terre », les scénarios établis par le Professeur Baret introduisent une modification de la phytotechnie des cultures mais pas d'évolution des superficies.

##### Etat actuel

La typologie proposée par le Professeur Baret pour la production céréalière en Wallonie (Antier et al., 2019) comporte quatre modes de production : l'agriculture conventionnelle intensive, l'agriculture conventionnelle raisonnée, l'agriculture écologiquement intensive et l'agriculture biologique.

Pour la pomme de terre, la typologie proposée (Antier et al., 2019) distingue cinq modes de production : les systèmes non-économiques, les systèmes peu économiques, les systèmes économiques, les systèmes très économiques et les systèmes en agriculture biologique.

Chaque mode de production est caractérisé par un rendement moyen ainsi que par des pratiques en termes d'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires.

##### a. Azote minéral

Les fertilisations minérales utilisées dans le modèle EPICgrid sont calculées, pour chaque région agricole, sur base des données de la DAEA (données par cultures et données moyennes (toutes cultures confondues)). On remarquera qu'un ajustement des données par culture est généralement nécessaire afin d'assurer une moyenne cohérente avec les chiffres régionaux moyens tel qu'établis par la DAEA.

La comparaison entre les données utilisées par le modèle EPICgrid et les niveaux de fertilisation<sup>5</sup> établis pour chaque mode de production par le Professeur Baret ont permis de mettre en évidence que :

---

<sup>5</sup> Les apports de fertilisants qui sont comparés sont les fertilisants minéraux pour les céréales et les fertilisants totaux (minéraux + organiques) pour la pomme de terre (culture tête de rotation).

- pour le froment (Tableau 74) et l'escourgeon (Tableau 75), les valeurs utilisées par le modèle sont proches des valeurs moyennes calculées sur base des parts de surface occupées par chaque mode de production ;
- pour l'épeautre (Tableau 76) et la pomme de terre (Tableau 77), les valeurs utilisées par le modèle sont inférieures aux valeurs moyennes calculées sur base des parts de surface occupées par chaque mode de production. Un ajustement (sur base des dernières données disponibles par cultures de la DAEA) a été nécessaire afin que le modèle représente le « mix » des différents modes de production.

Tableau 74 : Fertilisation minérale par mode de production (Antier et al., 2019) et moyenne EPICgrid pour le froment

Mode de production	Nmin (kg/ha.an)	Part des surfaces
Agriculture conventionnelle intensive	185	20 %
Agriculture conventionnelle raisonnée	175	70 %
Agriculture écologiquement intensive	165	9 %
Agriculture biologique	0	1 %
Moyenne	174	
EPICgrid	161 -7%	

Tableau 75 : Fertilisation minérale par mode de production (Antier et al., 2019) et moyenne EPICgrid pour l'escourgeon

Mode de production	Nmin (kg/ha.an)	Part des surfaces
Agriculture conventionnelle intensive	160	20 %
Agriculture conventionnelle raisonnée	155	70 %
Agriculture écologiquement intensive	125	7 %
Agriculture biologique	0	3 %
Moyenne	149	
EPICgrid	143 -4%	

Tableau 76 : Fertilisation minérale par mode de production (Antier et al., 2019) et moyenne EPICgrid pour l'épeautre

Mode de production	Nmin (kg/ha.an)	Part des surfaces
Agriculture conventionnelle intensive	160	20 %
Agriculture conventionnelle raisonnée	140	70 %
Agriculture écologiquement intensive	75	9 %
Agriculture biologique	0	1 %
Moyenne	120	
EPICgrid	94 -22%	
EPICgrid ajusté	113 -6%	

Tableau 77 : Fertilisation totale par mode de production (Antier et al., 2019) et moyenne EPICgrid pour la pomme de terre

Mode de production	Ntot (kg/ha.an)	Part des surfaces
Systèmes non-économiques	290	20 %
Systèmes peu économiques	260	70 %
Systèmes économiques	200	9 %
Systèmes très économiques	190	
Systèmes en agriculture biologique	100	1 %
Moyenne	252	
EPICgrid	217 -14%	
EPICgrid ajusté	240 -5%	

#### b. Rendement

Afin de vérifier que les niveaux de fertilisations utilisées dans la modélisation sont en accord avec les rendements observés, une validation des rendements simulés par le modèle a été réalisée en comparant les rendements moyens observés et simulés.

Pour chaque culture, la comparaison a été réalisée pour les régions agricoles dans lesquelles la culture occupe les pourcentages les plus importants dans la part des cultures présentes dans les différentes régions agricoles :

- froment : Condroz, Région limoneuse et Région sablo-limoneuse ;
- escourgeon : Famenne, Région herbagère des Fagnes et Condroz ;

- épeautre : Ardenne, Famenne, Région herbagère des Fagnes et Région jurassique ;
- pomme de terre : Région limoneuse et Région sablo-limoneuse.

Afin de prendre en compte la variabilité liées au contexte pédo-climatique ainsi qu'au mode de conduite de la culture, plusieurs simulations ont été réalisées.

Pour chaque région agricole, deux parcelles-types ont été déterminées de manière à représenter les associations sols-sous-sol-pente les plus rencontrées au sein de la région agricole. Sur chaque parcelle-type et pour chaque culture, les successions culturales les plus fréquemment rencontrées ont été modélisées.

La Figure 135, la Figure 136, la Figure 137 et la Figure 138 présentent respectivement la comparaison entre rendements observés et simulés pour le froment, l'escourgeon, l'épeautre et la pomme de terre. Pour les quatre cultures, la concordance entre rendements observés et simulés est tout à fait satisfaisante. Le modèle est donc à même de représenter le « mix » de modes de production itinérant à ces quatre cultures.

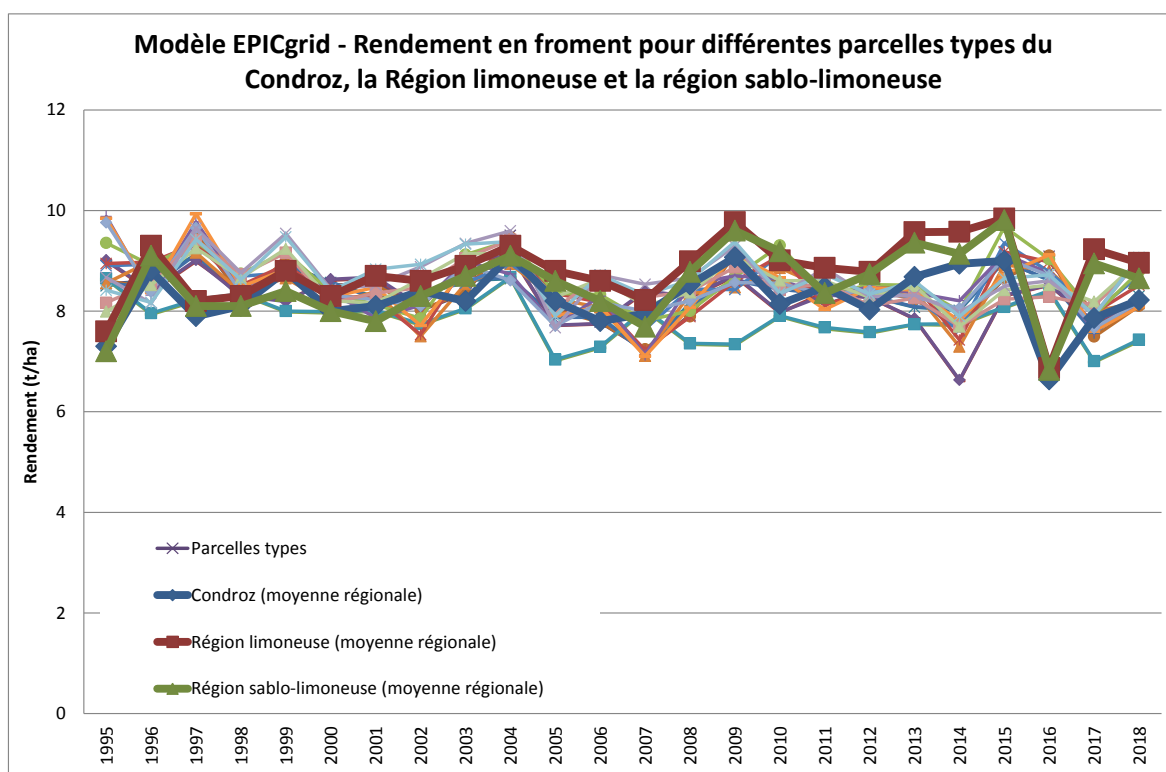


Figure 135 : Modèle EPICgrid - Rendement en froment pour différentes parcelles types du Condroz, la Région limoneuse et la région sablo-limoneuse

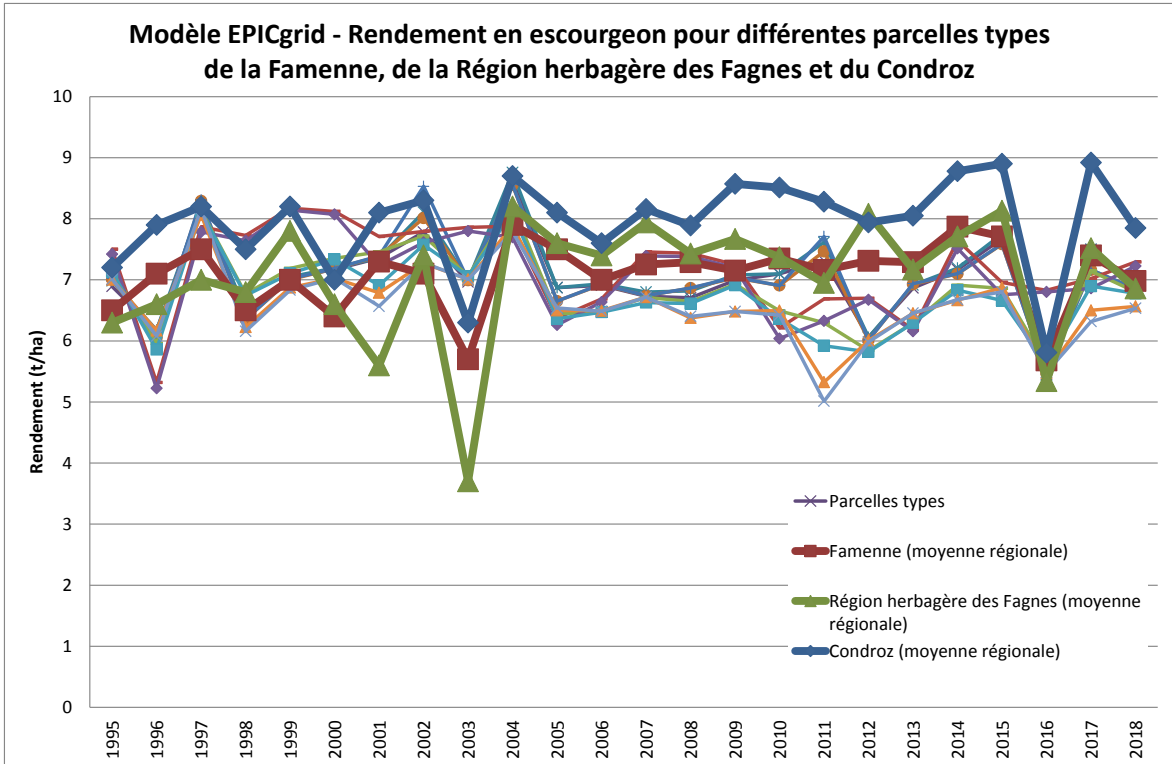


Figure 136 : Modèle EPICgrid - Rendement en escourgeon pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condruz

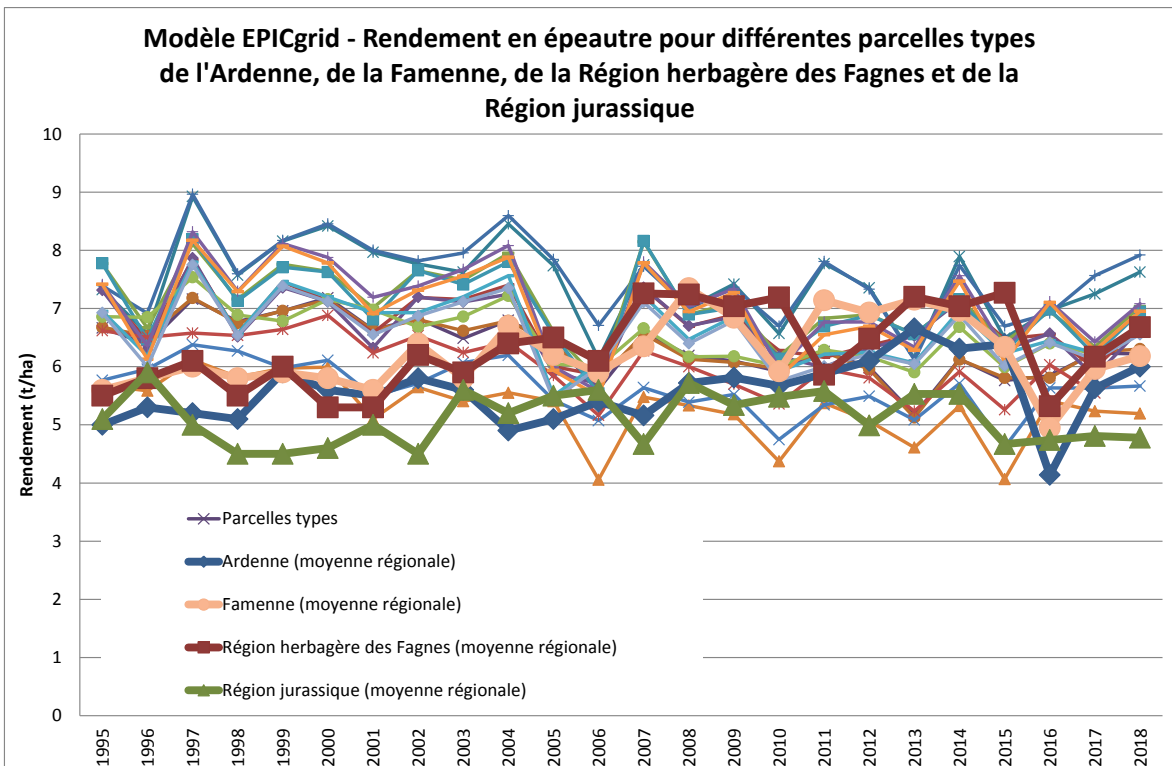


Figure 137 : Modèle EPICgrid - Rendement en épeautre pour différentes parcelles types de l'Ardenne, de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et de la Région jurassique

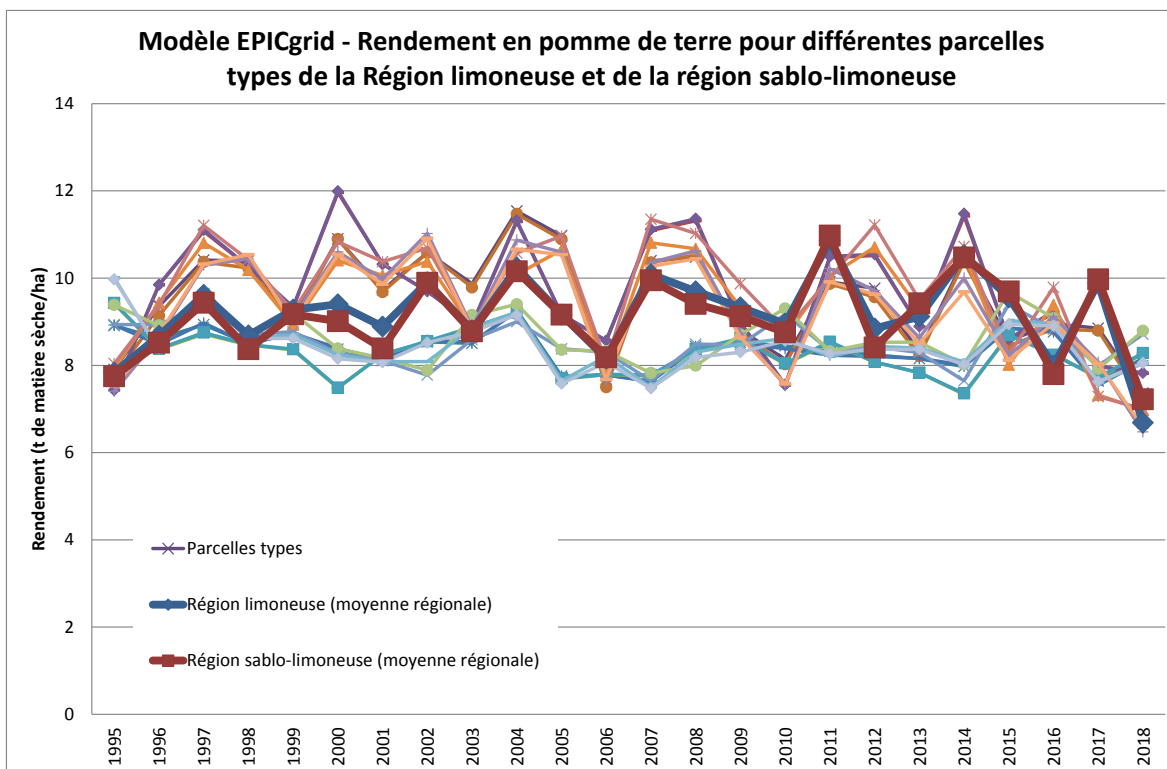


Figure 138 : Modèle EPICgrid - Rendement en pomme de terre pour différentes parcelles types de la Région limoneuse et de la région sablo-limoneuse

### Prospective

Les scénarios prospectifs (tendanciel et transitoire) induisent une modification de la répartition des modes de production tant à l'horizon temporel 2030 que 2050 (Tableau 78 et Tableau 79). Cette nouvelle clé de répartition des modes de production induit une modification des quantités de fertilisants utilisés.

Les apports d'engrais azotés sont modifiés en conséquence dans le modèle EPICgrid afin de représenter le nouveau « mix » de modes de production.

Tableau 78 : Evolution selon les scénarios prospectifs des modes de production en céréales et conséquence sur l'utilisation d'azote minéral

Mode de production	2015	Tendanciel 2030	Tendanciel 2050	Transitoire 2030	Transitoire 2050
Agriculture conventionnelle intensive	18 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Agriculture conventionnelle raisonnée	71 %	58 %	47 %	38 %	14 %
Agriculture écologiquement intensive	9 %	27 %	32 %	34 %	44 %
Agriculture biologique	3 %	16 %	21 %	27 %	42 %
Moyenne Nmin (kg/ha) - Froment	172	146	135	123	97
Moyenne Nmin (kg/ha) - Escourgeon	143	118	108	97	73
Moyenne Nmin (kg/ha) - Epeautre	94	71	63	55	37

Tableau 79 : Evolution selon les scénarios prospectifs des modes de production en pomme de terre et conséquence sur l'utilisation d'azote minéral

Mode de production	2015	Tendanciel 2030	Tendanciel 2050	Transitoire 2030	Transitoire 2050
Systèmes non-économiques	29 %	19 %	9 %	10 %	0 %
Systèmes peu économiques	51 %	53 %	56 %	34 %	20 %
Systèmes économiques	13 %	20 %	25 %	40 %	20 %
Systèmes très économiques	4 %	5 %	6 %	10 %	30 %
Systèmes en agriculture biologique	2 %	3 %	4 %	6 %	10 %
Moyenne Nmin (kg/ha)	170	167	164	154	111

### 9.3.2.2 Filières lait et viande bovine

#### Introduction

Pour rappel, pour les filières « lait » et « viande bovine », les scénarios proposés n'introduisent pas de modification de la phytotechnie des cultures (à l'exception du bio) mais une évolution des superficies. Ces scénarios introduisent également une modification du cheptel et donc une modification de la production d'azote organique.

#### Modification des superficies

Les scénarios proposés induisent une modification des superficies de prairies (permanentes et temporaires), de maïs et de fourrages.

En regroupant les résultats des 4 filières, on aboutit aux modifications de superficies telles que présentées au Tableau 80. Pour rappel, l'étude réalisée est une étude régionale, aucune information sur la distribution spatiale des modifications de superficies n'est disponible. La modification des superficies des différentes spéculations végétales au sein des régions agricoles est réalisée selon l'hypothèse d'une modification au prorata des superficies actuelles.

Tableau 80 : Modification des superficies induites par les scénarios tendanciel et transitoire à l'horizon 2030 et 2050 (Petel et al., 2019) – Année de référence : 2015

Mode de production	Tendanciel 2030	Tendanciel 2050	Transitoire 2030	Transitoire 2050
SAU	-15 %	-16 %	-10 %	-7 %
Cultures	-3 %	-2 %	-5 %	-5 %
Prairies permanentes	-28 %	-31 %	-17 %	-10 %
Prairies temporaires	-28 %	-23 %	-13 %	-15 %
Maïs	-12 %	-7 %	-43 %	-51 %
Autres fourrages	+11 %	+24 %	+27 %	+72 %

#### a. Prairies permanentes

Les superficies dédiées aux prairies permanentes diminuent de manière importante dans les deux scénarios (Tableau 80). Elle est la plus forte pour le scénario tendanciel (-28% en 2030 ; -31% en 2050). Le scénario transitoire montre quant à lui une diminution moins importante des prairies permanentes (-17% en 2030 ; -10% en 2050).

L'occupation du modèle EPICgrid est modifiée en conséquence avec l'introduction de la jachère en remplacement des superficies de prairie permanente.

#### b. Maïs - fourrages – prairies temporaires

Afin de tenir compte de la diminution des superficies dédiées aux cultures, l'occupation du sol future utilisée pour la modélisation est modifiée en introduisant la jachère.

Les superficies emblavées en maïs, fourrages et prairies temporaires évoluent également au cours du temps : les prairies temporaires et le maïs diminuent alors que les superficies consacrées aux fourrages augmentent (Tableau 80). Ces modifications sont prises en compte dans le modèle par une modification des successions culturales de manière à respecter les pourcentages relatifs de chaque spéculation végétale.

#### Modification des charges en engrais organique

Les scénarios prospectifs établis engendrent, pour les deux scénarios, une diminution du cheptel bovin tant dans les filières « lait » que « viande bovine ». Moyennant une hypothèse sur l'évolution des cheptels de porcins et de volailles (constants pour les deux scénarios), il est possible d'estimer les quantités d'azote organique produites à l'horizon 2050.

Ainsi, selon les hypothèses retenues, la diminution de la production d'azote organique serait à l'horizon 2050 de 22% tant pour le scénario tendanciel que pour le scénario transitoire (Tableau 81).

Cette modification de production d'azote organique a été répercutée dans les bases de données relatives aux pratiques agricoles utilisées par le modèle EPICgrid.

Tableau 81 : Estimation des quantités d'azote organique (kt) produites à l'horizon 2050 pour les scénarios tendanciel et transitoire (Petel et al., 2019)

Mode de production	2015	Tendanciel 2050	Transitoire 2050
Azote non maîtrisable	31	24 (-22 %)	24 (-22 %)
Azote maîtrisable	37	29 (-22 %)	29 (-22 %)
Total	68	53 (-22 %)	53 (-22 %)



### 9.3.2.3 Evolution de l'utilisation de pesticides

Les scénarios établis par le Professeur Baret fournissent également une estimation de l'utilisation des pesticides aux horizons temporels 2030 et 2050.

Les réductions estimées d'utilisation de pesticides par cultures (Antier et al., 2019) (Petel et al., 2019) sont reprises dans le Tableau 82. Pour le maïs dont les superficies évoluent dans le temps en fonction des scénarios, ces réductions d'utilisation de pesticides sont à coupler aux réductions de superficies estimées.

Tableau 82 : Modification de l'utilisation de pesticides induite par les scénarios tendanciel et transitoire à l'horizon 2030 et 2050 (Antier et al, 2019) (Petel et al., 2019) – Année de référence : 2015

Culture	Tendanciel 2030	Tendanciel 2050	Transitoire 2030	Transitoire 2050
Céréales	-22 %	-34 %	-45 %	-70 %
Pomme de terre	-8 %	-29 %	-12 %	-43 %
Betterave	0 %	0 %	0 %	0%
Maïs	- 20 %	-20 %	-20 %	-20 %

### 9.3.2.4 Conclusion

Deux bases de données intégrant les modifications d'occupation du sol et de pratiques agricoles ont été construites sur base des scénarios établis par le Professeur Baret (scénario tendanciel et scénario prospectifs). Ces bases de données vont être couplées aux différents scénarios de changements climatiques afin d'appréhender l'évolution future de différents indicateurs :

- qualité des eaux (pertes d'azote et de produits phytosanitaires<sup>6</sup> vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines) ;
- déficits hydriques sous culture ;
- rendements.

<sup>6</sup> Base de données à construire selon les scénarios du Professeur Baret

## **9.4 Méthodologie et indicateurs**

### **9.4.1 Introduction**

Un premier jeu de simulations prospectives a été réalisé durant la première année du projet (Sohier et Degré, 2017) afin d'évaluer l'impact du changement climatique sur les ressources hydriques wallonnes.

Afin de contribuer au Chapitre 6 du Rapport à l'Europe que doit réaliser tous les quatre ans la Wallonie dans le cadre de la Directive Nitrates (91/676), l'évolution future des pollutions diffuses d'origine agricole sur les eaux de surface et souterraines en Wallonie a été évaluée (Sohier et Degré, 2020). Cette évaluation a été effectuée sur base d'une hypothèse de pratiques agricoles futures identiques aux pratiques actuelles.

Cette hypothèse simplificatrice a été remplacée par les scénarios établis par le Professeur Baret.

Deux bases de données intégrant les modifications d'occupation du sol et de pratiques agricoles ont été construites sur base des scénarios établis par le Professeur Baret (scénario tendanciel et scénario prospectif).

Ces bases de données ont été couplées à différents scénarios de changement climatique afin d'appréhender l'évolution future de différents indicateurs ayant trait :

- aux aspects quantitatifs (eau)
  - bilan hydrologique de la Wallonie
  - ressources en eau souterraine renouvelables
- aux aspects qualitatifs – azote
  - évolution des pressions
  - évolution de la qualité de la recharge des nappes de base
- aux aspects qualitatifs – pesticides
  - concentration en pesticides des eaux de surface
  - concentration en pesticides des eaux souterraines
- à la production agricole (rendements)
- aux déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation

### **9.4.2 Indicateurs quantitatifs**

#### *9.4.2.1 Bilan hydrologique de la Wallonie*

Lors d'un évènement pluvieux, la lame d'eau précipitée sera tout d'abord partiellement consommée par des processus d'évaporation et d'évapotranspiration.

Le volume d'eau de pluie (P) diminué du volume d'eau réellement évapotranspiré (ETR) est nommé l'eau utile (EU).

L'eau utile constitue le volume d'eau disponible pour les processus de ruissellement direct (RD), de ruissellement hypodermique lent (RHL) et de recharge (RECH) de la nappe d'eau souterraine.

L'établissement du bilan hydrologique de la Wallonie a pour objectif d'appréhender la manière dont le changement climatique affectera l'eau utile disponible pour alimenter les eaux de surface et les eaux souterraines.

#### *9.4.2.2 Ressources en eau souterraine renouvelables*

Les ressources en eau souterraine annuellement renouvelables correspondent à la recharge des nappes d'eau souterraines. La recharge est définie comme la fraction des précipitations qui s'infiltre efficacement vers les nappes (Bonniver et Hallet, 2013). Son évaluation est importante car elle permet de quantifier les ressources en eau souterraine exploitables. Celles-ci constituent la fraction des ressources en eau souterraines annuellement renouvelables disponible pour l'exploitation, compte tenu des différentes contraintes hydrogéologiques, hydrologiques, écologiques, environnementales, technico-économiques, politiques et sociales (Brouyère et al., 2009).

L'évaluation de la ressource en eau souterraine annuellement renouvelable nécessite l'intégration d'une multitude de paramètres biophysiques et hydrogéologiques.

Bonniver et Hallet (2013) ont estimé lors de leur étude sur l'évaluation des ressources en eau de la Wallonie que l'outil de modélisation EPICgrid était à même de constituer un outil d'évaluation de la ressource en eau souterraine annuellement renouvelable représentatif et en adéquation avec les contraintes imposées par la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, 2000) stipulant que cette évaluation requiert l'utilisation de valeurs moyennes annuelles à long terme (LTAA : long term annual average) nécessitant l'analyse de chroniques de données d'au moins 20 années consécutives.

Le modèle permet non seulement d'évaluer les ressources en eau renouvelables actuelles mais également d'estimer leur évolution en fonction des conditions climatiques futures.

### **9.4.3 Indicateurs qualitatifs – azote**

#### *9.4.3.1 Evolution des pressions*

L'évolution de la pression diffuse en azote d'origine agricole sur les ressources en eau de la Wallonie dépend de différents facteurs : évolution de l'occupation du sol et des successions culturales, évolution de la consommation d'engrais minéraux et du cheptel, séquences climatiques, programmes de mesures (PGDA, MAE, bandes enherbées),... La modélisation permet de produire différents indicateurs de pression qui intègrent tous ces facteurs.

Les flux d'azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines constituent un exemple d'indicateur. La concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire est un autre indicateur qui a pour avantage de donner une réponse relativement rapide par rapport aux modifications de pratiques agricoles. Il s'agit d'un indicateur qui permet une détection précoce du risque à terme (dans un but d'alerte ou bien de prévision).

#### *9.4.3.2 Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base*

L'évolution des concentrations des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base est fonction des propriétés de la zone vadose telles que son épaisseur, son temps de transfert et ses propriétés de rétention du soluté.

La concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base est un indicateur qui permet de quantifier pour un horizon temporel déterminé l'impact des mesures prises sur la qualité de la recharge considérant le contexte hydro-pédologique sous-jacent.

#### **9.4.4 Indicateurs qualitatifs – pesticides**

Les indicateurs retenus pour évaluer l'impact du changement climatique sur la qualité des eaux d'un point de vue « pesticides » sont la concentration en pesticides des eaux de surface et la concentration en pesticides des eaux souterraines

L'évolution de l'utilisation de pesticides (selon les hypothèses des scénarios tendanciel et transitoire) couplée aux modifications climatiques escomptées va avoir un impact sur les concentrations en pesticides des eaux de surface et des eaux souterraines. Cet impact est appréhendé au travers la réalisation de différentes simulations.

Pour la problématique « eaux de surface », les simulations prospectives ont été réalisées pour le bassin de la Dendre (un des bassins présentant actuellement les concentrations en pesticides dans les eaux de surface les plus élevées) et pour les différents pesticides identifiés comme problématiques pour les eaux de surface par le SPW (chlortoluron, cyperméthrine, diflufénican, flufenacet, métolachlore, métamitrone et terbuthylazine).

Pour la problématique « eaux souterraines », l'impact des scénarios prospectifs sur l'évolution des concentrations en pesticides des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base est évalué pour les pesticides identifiés comme problématiques par le SPW (bentazone, chlorothalonil SA, metolachlore ESA et metazachlore ESA (le desphenyl-chloridazon n'est pas repris étant donné que son retrait d'agrément sera effectif en 2021)). Pour évaluer cet impact, la masse d'eau des Sables du Bruxellien (RWE051) a été sélectionnée du fait des concentrations importantes en pesticides qui y sont observées. Pour le metazachlore ESA, c'est la masse d'eau RWM021 qui a été sélectionnée étant donné que le metazachlore est majoritairement appliqué en culture de colza.

Il est à noter que les simulations sont réalisées selon l'hypothèse que les différentes molécules restent autorisées sur la durée de la prospective (2050).

#### 9.4.5 Indicateur relatif à la production agricole

Le changement climatique ainsi que l'évolution des pratiques agricoles va avoir un impact sur la croissance végétale qui se traduira par des modifications de rendement. L'indicateur retenu pour évaluer l'évolution future de la production agricole est le rendement.

#### 9.4.6 Indicateurs relatifs aux déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation

##### 9.4.6.1 Besoin en eau des cultures

##### Réserve en eau du sol

La réserve en eau du sol est la quantité d'eau contenue dans le sol à un instant donné. Elle évolue au cours du temps en fonction des précipitations et des quantités d'eau évapotranspirées par le sol et la végétation.

Seule une fraction de cette réserve en eau est utilisable par les plantes car une partie de l'eau contenue dans le sol est trop fortement retenue par le sol que pour être extraite par les racines des plantes. Cette quantité d'eau utilisable par la plante pour sa croissance est appelée **réserve utile** (RU). Elle correspond à la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement et dépend, non seulement de la profondeur de sol colonisée par les racines, du profil de densité racinaire, mais également du type de sol (composition granulométrique, charge caillouteuse, ...).

**La réserve facilement utilisable** (RFU) correspond, quant à elle, à la fraction de la réserve utile qui peut facilement être utilisée par la plante sans que celle-ci ne subisse de stress dommageables.

Ces notions sont présentées schématiquement à la Figure 139.

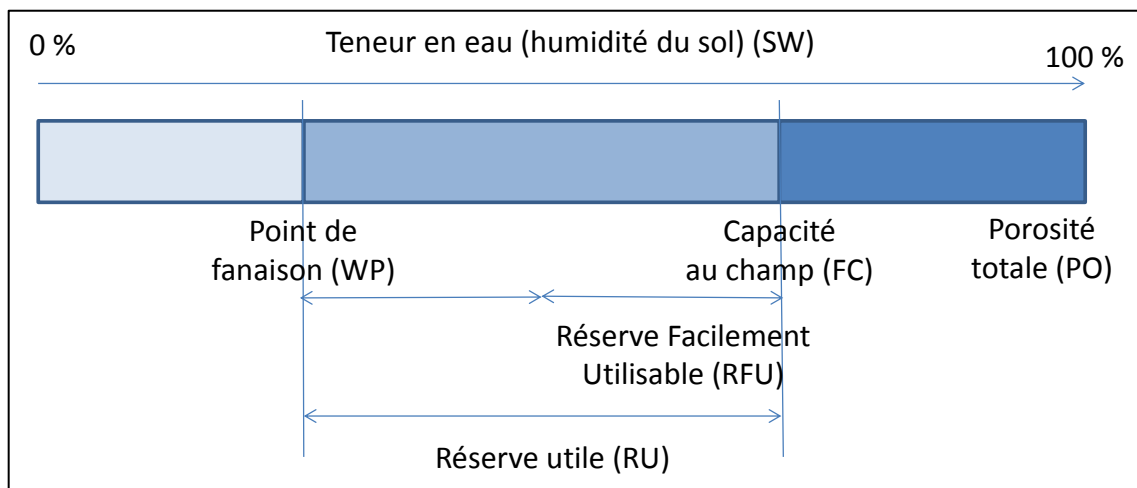


Figure 139 : Teneurs en eau caractéristiques d'un sol

### Prélèvement en eau par les plantes

Les quantités d'eau prélevées par les plantes dépendent non seulement des conditions climatiques (température, humidité de l'air, vent et ensoleillement) qui conditionnent la demande évaporatoire (transpiration potentielle) mais également du type de culture, de son stade de développement et de l'état hydrique du sol, lui-même fonction du type de sol et des conditions climatiques. La quantité d'eau effectivement prélevée par les plantes est appelée transpiration réelle.

Divers formulations permettent de calculer la transpiration potentielle (ou évapotranspiration potentielle si l'on considère en sus l'évaporation potentielle du sol) telles les équations de Penman, Penman-Monteith, Priestley-Taylor par exemple.

Sur base de l'évaluation de l'évapotranspiration potentielle (ETP), on peut évaluer l'évapotranspiration réelle (ETR) à partir de modèles mathématiques tel le modèle de Ritchie (1972).

Ces estimations peuvent également être réalisées à travers l'utilisation de modèles mathématiques comme le modèle EPICgrid ; cette méthode présentant l'avantage de simuler l'évolution temporelle des interactions entre le sol, la plante et les conditions du milieu (climat, sol, ...).

### Déficit hydrique et indicateurs de sécheresse

Le déficit hydrique est une contrainte abiotique majeure de la production agricole notamment par son impact sur le rendement des cultures. Les grandes sécheresses affectent principalement les zones arides et semi-arides mais les zones tempérées sont aussi régulièrement soumises à des déficits hydriques qui peuvent impacter la production agricole. La fréquence d'occurrence des déficits hydriques risque également d'être impactée par les changements climatiques.

Le déficit hydrique du sol se calcule généralement en rapportant la teneur en eau du sol observée un jour donné à une teneur en eau de référence souvent choisie en relation avec les conséquences physiologiques induites par le manque d'eau (exemple, la teneur en eau correspondant à la réserve facilement utilisable).

Outre l'importance du déficit hydrique, la durée du déficit affecte également la croissance des cultures.

Les indicateurs de déficit hydrique proposés dans cette étude seront développés au paragraphe suivant.

#### *9.4.6.2 Méthodologie*

##### Simulations EPICgrid

L'évaluation de la modification des besoins en eau du secteur agricole du fait des changements climatiques est réalisée sur base de la comparaison de deux simulations EPICgrid prenant en compte, pour la première, le climat actuel et, pour la seconde, les données climatiques perturbées.

Pour tenir compte de la variabilité climatique interannuelle, les résultats sont moyennés sur une période de 30 ans : 1989-2018 pour le climat actuel et 2021-2050 pour le climat futur.

### Indicateurs

Comme évoqué au paragraphe précédent, le déficit hydrique peut se calculer de différentes manières en fonction de la teneur en eau de référence choisie. Pour la présente application, le déficit sera calculé par rapport à la teneur en eau correspondant à la réserve en eau facilement utilisable (RFU).

Plusieurs indicateurs de stress hydrique peuvent être définis pour prendre en compte soit l'importance du déficit hydrique, soit la durée du stress hydrique. Citons par exemple :

- le déficit hydrique en fin de période de végétation ;
- le déficit hydrique maximum atteint au cours de la période de végétation ;
- le nombre de jours durant lesquels la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU ;
- le déficit hydrique moyen calculé sur la période où la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU ;
- ...

Afin d'appréhender les deux aspects de l'impact du déficit hydrique sur les cultures (importance et durée), les deux indicateurs retenus sont :

- le nombre de jours durant lesquels la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU (indicateur de durée);
- le déficit hydrique moyen calculé sur la période où la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU (indicateur de l'importance du déficit hydrique).

Ces deux indicateurs sont illustrés dans un exemple théorique à la Figure 140.

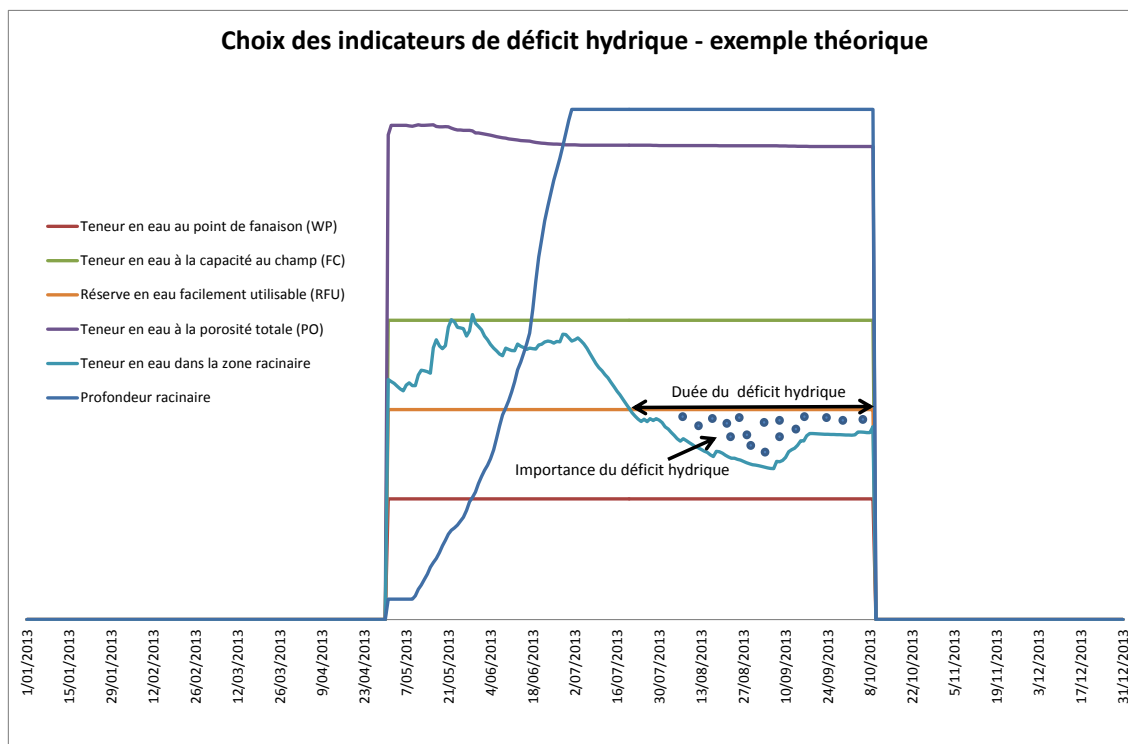


Figure 140 : Choix des indicateurs de déficit hydrique – exemple théorique

## 9.5 Résultats des simulations prospectives – Scénarios de changement climatique CMIP5

### 9.5.1 Les scénarios de changement climatique CMIP5

#### 9.5.1.1 Introduction

Des projections climatiques (CMIP5) ont été réalisées pour le territoire belge dans le cadre du projet CORDEX.be (2015-2017) qui vise à réunir l'expertise belge en matière de modélisation régionale du climat. Plusieurs modèles climatiques régionaux (RCMs) ont été utilisés pour fournir des projections futures (ALARO-0 (IRM), COSMO-CLM (UCL), MAR (ULg)). Les simulations européennes de CORDEX ont été utilisées afin de calculer de nouvelles projections climatiques pour la Belgique à haute résolution.

Les données CORDEX.be nous ont été fournies par l'IRM pour l'ensemble des mailles couvrant la région wallonne et pour les 6 variables climatiques nécessaires au modèle EPICgrid pour les scénarios RCP 2.6, RCP 4.5 et RCP 8.5 pour la période 2007-2100 ainsi que pour le run de référence (climat actuel, période 1975-2005).

Le modèle ALARO-0 a tout d'abord été calibré puis perturbé suivant les scénarios RCP 2.6, RCP 4.5 et RCP 8.5. Il est à noter que les simulations historiques réalisées avec le modèle ALARO, censées être conformes au climat effectivement observé historiquement, présentent un biais par rapport au climat réel étant donné la complexité des systèmes climatiques, les approximations devant être réalisées (valeurs à la limite du domaine par exemple) et les imperfections du modèle lui-même (EURO-CORDEX guidelines, 2017).



Ainsi, par exemple, les simulations historiques réalisées avec le modèle ALARO, tendent à surestimer les précipitations ; cette surestimation étant davantage marquée en Ardennes et dans les Hautes Fagnes (Figure 141). Pendant l'hiver et en moyenne annuelle, le modèle donne des valeurs plus proches des observations.

Différentes méthodes existent pour corriger ce biais entre données observées et simulées. Ces méthodes permettent ensuite d'appliquer un facteur de correction aux données prédictives fournies par les modèles climatiques.

Parmi les différentes méthodes proposées, nous avons retenu le modèle développé par Maraun et Widmann (2018). Ce modèle récent présente l'avantage de proposer une approche multi-variables permettant de prendre en considération les relations existant entre différentes variables climatiques.

Un exemple de correction du biais est présenté à la Figure 142 pour les précipitations et à la Figure 143 pour les températures maximales pour la région de Saint-Hubert. Ce biais a été calculé pour les 6 variables climatiques utilisées par le modèle EPICgrid et pour chaque maille du domaine de simulation. Les scénarios prospectifs ont ainsi pu être ajustés pour l'ensemble de la Wallonie.

L'impact de changement climatique a été modélisé pour les scénarios prospectifs RCP 4.5 et RCP 8.5.

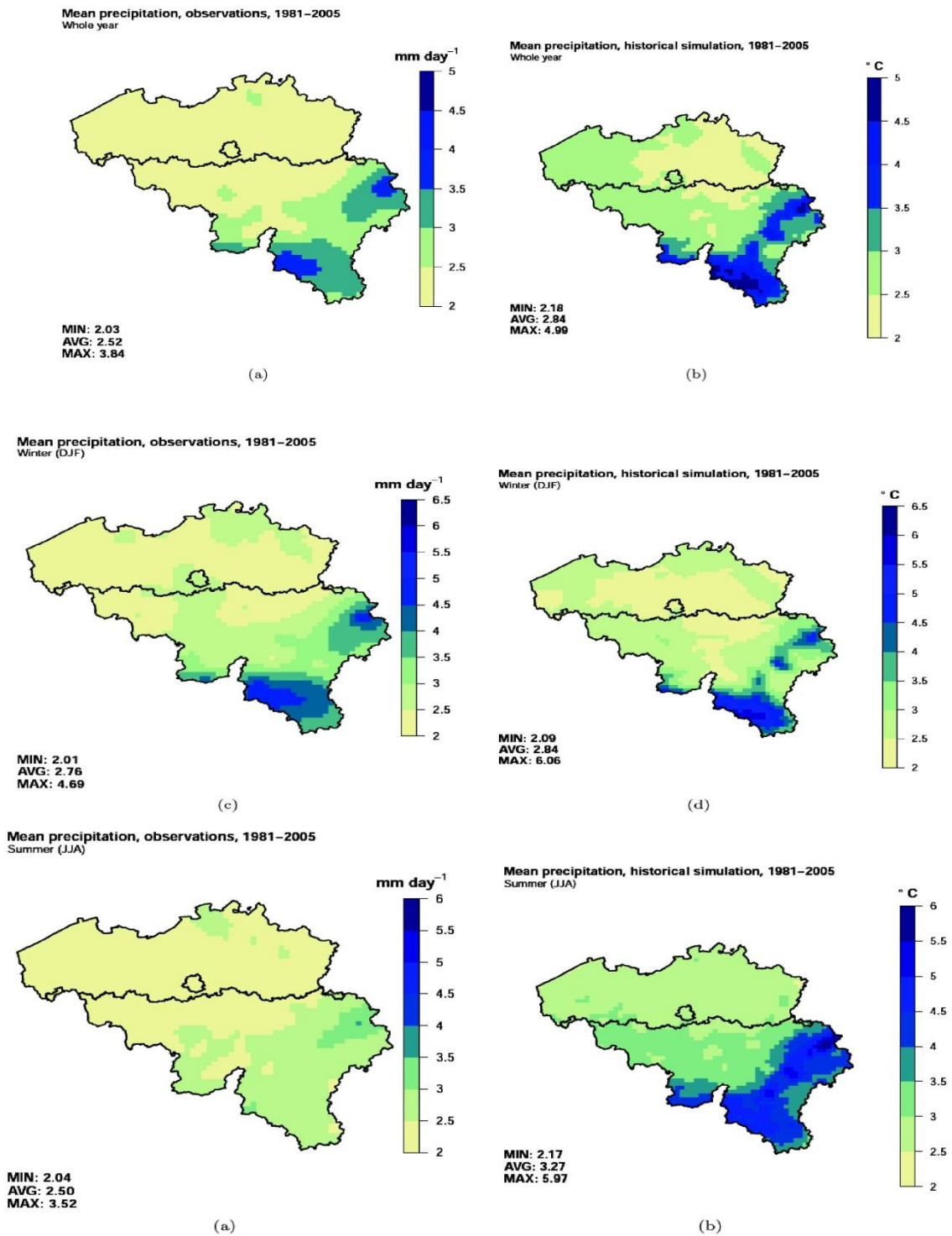


Figure 141 : Comparaison des précipitations observées et simulées avec le modèle ALARO (Source : IRM)

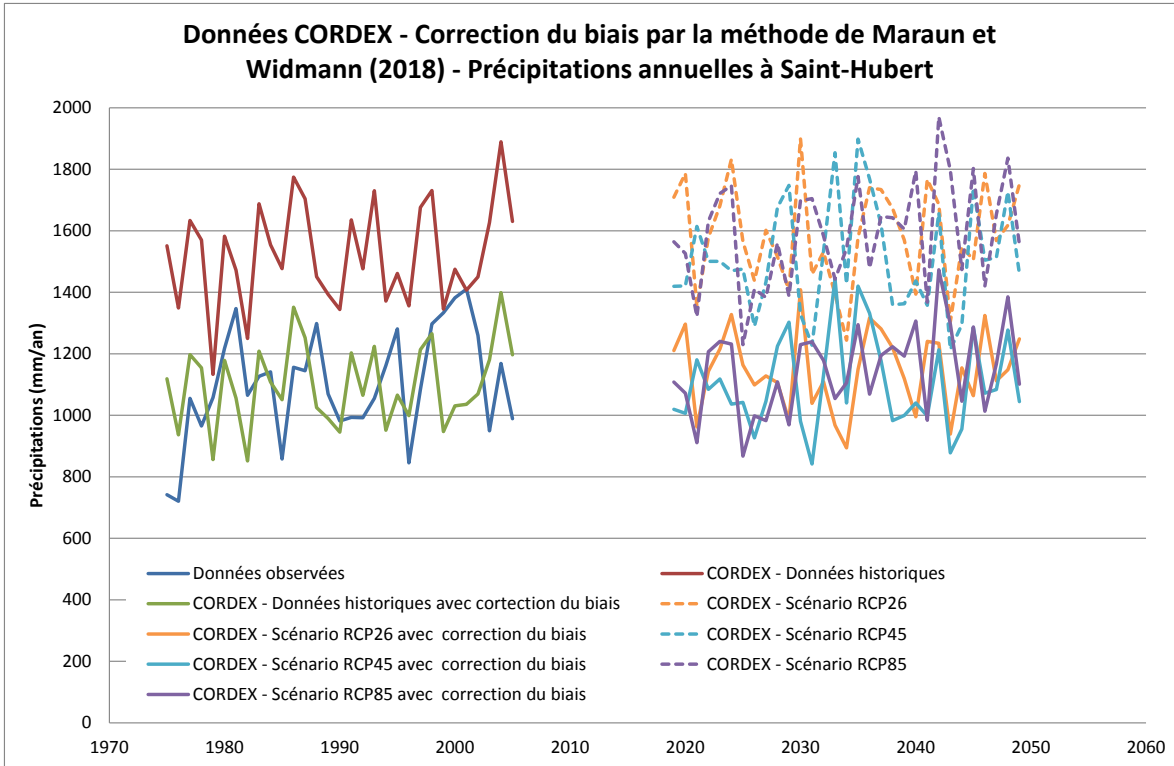


Figure 142 : Données CORDEX - Correction du biais par la méthode de Maraun et Widmann (2018) - Précipitations annuelles à Saint-Hubert

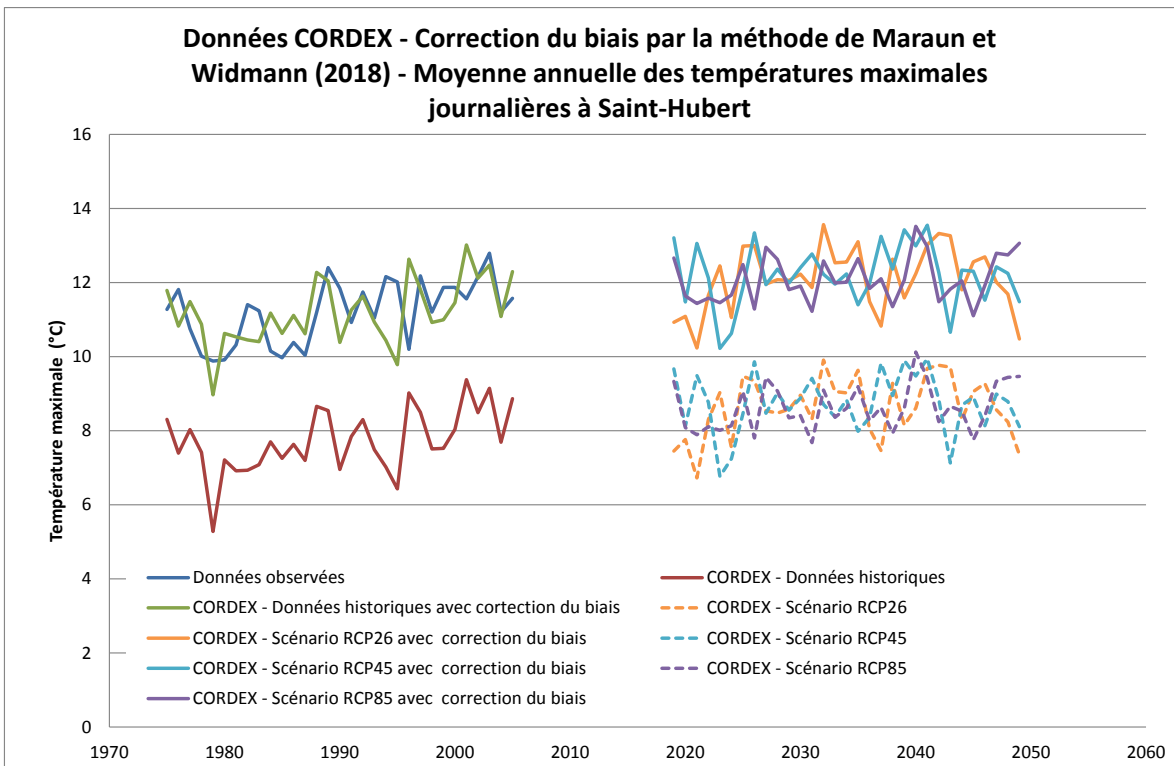


Figure 143 : Données CORDEX - Correction du biais par la méthode de Maraun et Widmann (2018) - Moyenne annuelle des températures maximales journalières à Saint-Hubert

### 9.5.1.2 Evolution des variables climatiques

Les principales variables climatiques influençant l'hydrologie d'un bassin versant sont les précipitations ainsi la température et le rayonnement solaire qui sont les deux principaux drivers qui interviennent dans le calcul de l'évapotranspiration potentielle.

La Figure 144 présente l'évolution annuelle des précipitations pour la période actuelle (2000-2019) et future (2031-2050) telles qu'estimées par les scénarios CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5. Les deux scénarios prédisent une augmentation des précipitations (entre les horizons 2000-2019 et 2031-2050) de respectivement 4 et 10 %.

La Figure 145 présente l'évolution des valeurs annuelles de l'évapotranspiration potentielle ainsi que de la température moyenne et du rayonnement solaire.

La moyenne interannuelle de la température annuelle moyenne calculée sur une période de 20 ans (2031-2050) est supérieure à la valeur actuelle (2000-2019) pour les deux scénarios de changement climatique mais l'augmentation de température est néanmoins relativement faible : + 0.2°C tant pour le scénario CORDEX IRM RCP 4.5 que pour le scénario CORDEX IRM RCP 8.5.

En ce qui concerne le rayonnement solaire moyen annuel, les projections réalisées par les deux scénarios CORDEX IRM conduisent à un rayonnement solaire moins important qu'actuellement.

Au vu des prédictions des GCMs, on pouvait s'attendre à une augmentation du rayonnement solaire. Cette diminution du rayonnement solaire observée dans les simulations CORDEX IRM se retrouve dans les résultats produits par d'autres RCMs du CMIP5. Ainsi, Bartók et al. (2016) ont comparé le rayonnement solaire évalué par les modèles globaux CMIP5 et par les modèles régionaux utilisés dans le cadre d'EURO-CORDEX et ont montré qu'il existait des différences importantes entre les deux estimations. Alors que les GCMs prédisent pour l'Europe une augmentation du rayonnement solaire, 3 des 4 RCMs utilisés prédisent une décroissance de cette variable. Les auteurs attribuent ces différences au fait que la couverture nuageuse a un comportement différent dans les modèles climatiques mondiaux et régionaux.

La diminution du rayonnement solaire entraîne une diminution de l'évapotranspiration potentielle, ce qui n'est pas en adéquation avec les prévisions des GCMs.

L'évapotranspiration potentielle étant un paramètre très important du cycle hydrologique, les résultats produits avec ces scénarios climatiques seront à prendre avec les réserves qui s'imposent.

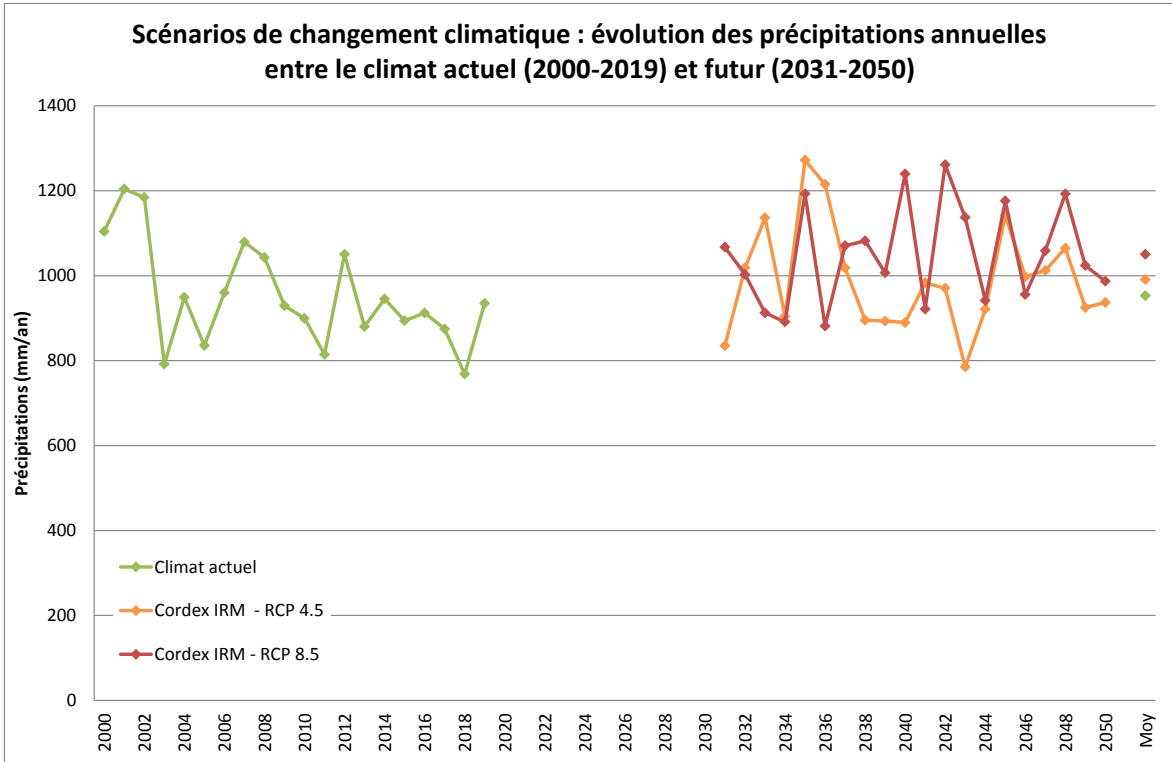


Figure 144 : Scénarios de changement climatique CORDEX IRM : évolution des précipitations annuelles entre le climat actuel (2000-2019) et futur (2031-2050)

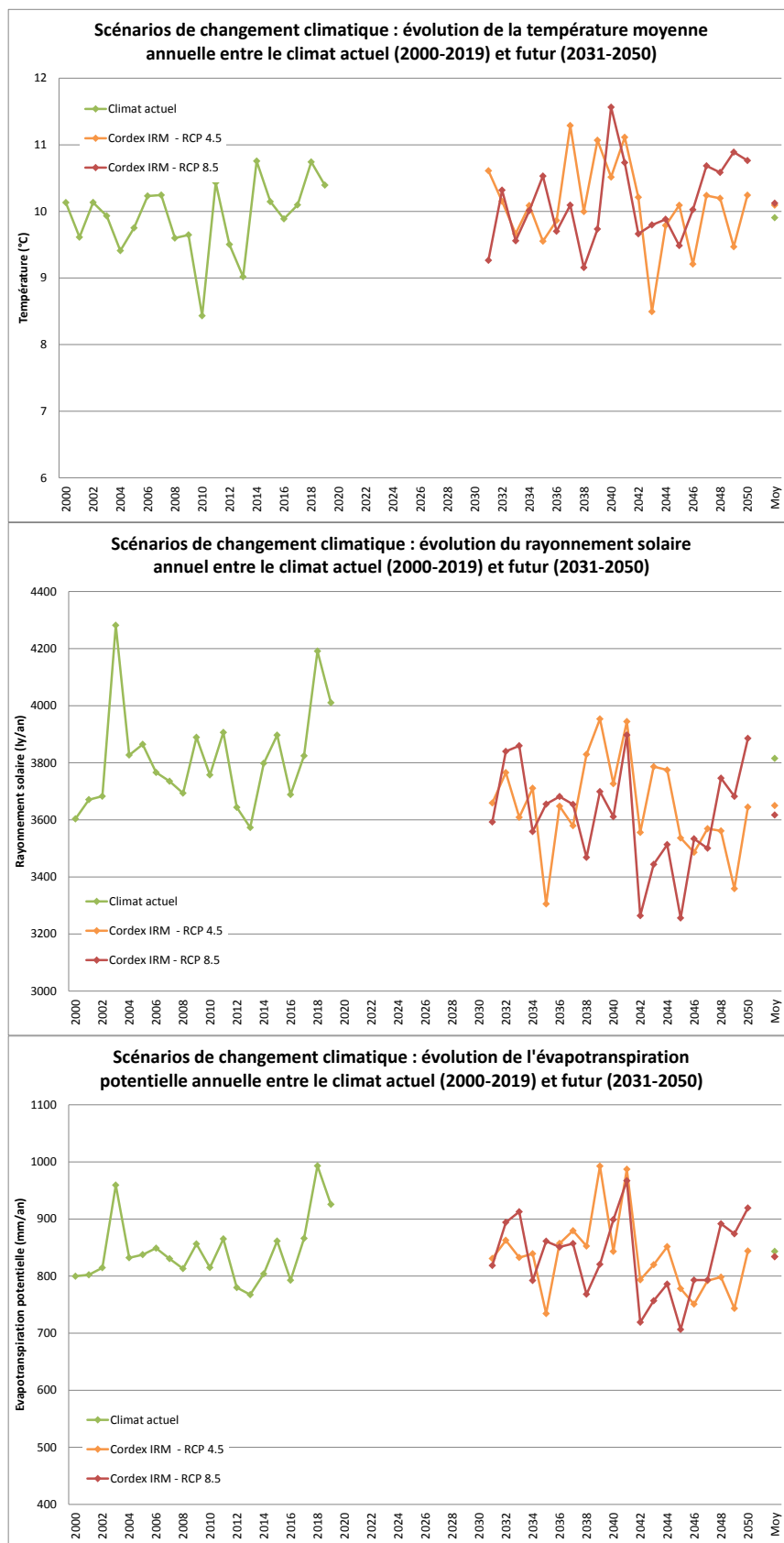


Figure 145 : Scénarios de changement climatique CORDEX IRM : évolution de la température moyenne, du rayonnement solaire et de l'évapotranspiration potentielle annuels entre le climat actuel (2000-2019) et futur (2031-2050)

## 9.5.2 Indicateurs quantitatifs

### 9.5.2.1 Bilan hydrologique de la Wallonie

A l'échelle de la Wallonie, les scénarios de changement climatique CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 engendreraient, à l'horizon 2031-2050, une augmentation des précipitations respectivement de 4 et de 10% (Tableau 83). Cette augmentation couplée à une augmentation moins importante de l'évapotranspiration réelle conduiraient à une quantité d'eau utile plus importante : 7% pour le scénario CORDEX IRM RCP 4.5 et 21% pour le scénario CORDEX IRM RCP 8.5.

Tableau 83 - Modèle EPICgrid - Moyenne interannuelle des précipitations, de l'évapotranspiration réelle (ETR) et de l'eau utile (EU) selon le climat actuel (moyenne 2000-2019) et les scénarios de changement climatique CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 (moyenne 2031-2050)

Région Wallonne						
	Précipitations		ETR		EU	
	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm
<b>Climat actuel</b>						
Moy 2000-2019	16096	953	9642	571	6455	382
<b>Scénario RCP 4.5</b>						
Moy 2031-2051	16738	991	9829	582	6909	409
Variation 2000-2019	4%	4%	2%	2%	7%	7%
<b>Scénario RCP 8.5</b>						
Moy 2031-2051	17740	1050	9908	587	7831	464
Variation 2000-2019	10%	10%	3%	3%	21%	21%

### 9.5.2.2 Ressources en eau souterraine annuellement renouvelables

Le Tableau 84 présente la recharge annuelle des nappes souterraines au cours des 20 dernières années (2000-2019) et selon les scénarios de changement climatique CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5.

La Figure 146 présente les ressources en eau souterraine renouvelables par masse d'eau souterraine estimées pour le climat actuel (2000-2019) et pour les scénarios de changements climatiques CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 (horizon 2031-2050).

Selon les résultats du modèle EPICgrid, la recharge globale annuelle en Wallonie sur les 20 dernières années (2000-2019) est comprise entre 1128 millions de m<sup>3</sup> (2017) et 3020 millions de m<sup>3</sup> (2001). La recharge moyenne, correspondant à la ressource en eau souterraine annuellement renouvelable, est de l'ordre de 1827 millions de m<sup>3</sup>, soit une lame d'eau moyenne annuelle de 108 mm.

Selon les simulations réalisées, les deux scénarios de changement climatique CORDEX IRM (RCP 4.5 et RCP 8.5) engendreraient une augmentation (à l'horizon 2031-2050) de la recharge des nappes, respectivement de 6 et de 22%.

Les ressources en eau souterraine annuellement renouvelables devraient donc augmenter. La tendance observée individuellement à l'échelle des masses d'eau est globalement similaire à celle observée à l'échelle de la Wallonie.

Cet aspect positif est à nuancer en regard des constats évoqués plus haut quant aux scénarios climatiques et du fait des besoins en eau qui risquent d'augmenter (alimentation en eau potable, besoin en eau d'irrigation, ...)

Tableau 84 : Modèle EPICgrid - Recharge annuelle des nappes souterraines au cours des 20 dernières années (2000-2019) et selon les scénarios de changement climatique CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5

Région Wallonne	
	RECH
	Mm <sup>3</sup>
<b>Climat actuel</b>	
Moy 2000-2019	1827
<b>Scénario RCP 4.5</b>	
Moy 2031-2051	1930
Variation 2000-2019	6%
<b>Scénario RCP 8.5</b>	
Moy 2031-2051	2227
Variation 2000-2019	22%

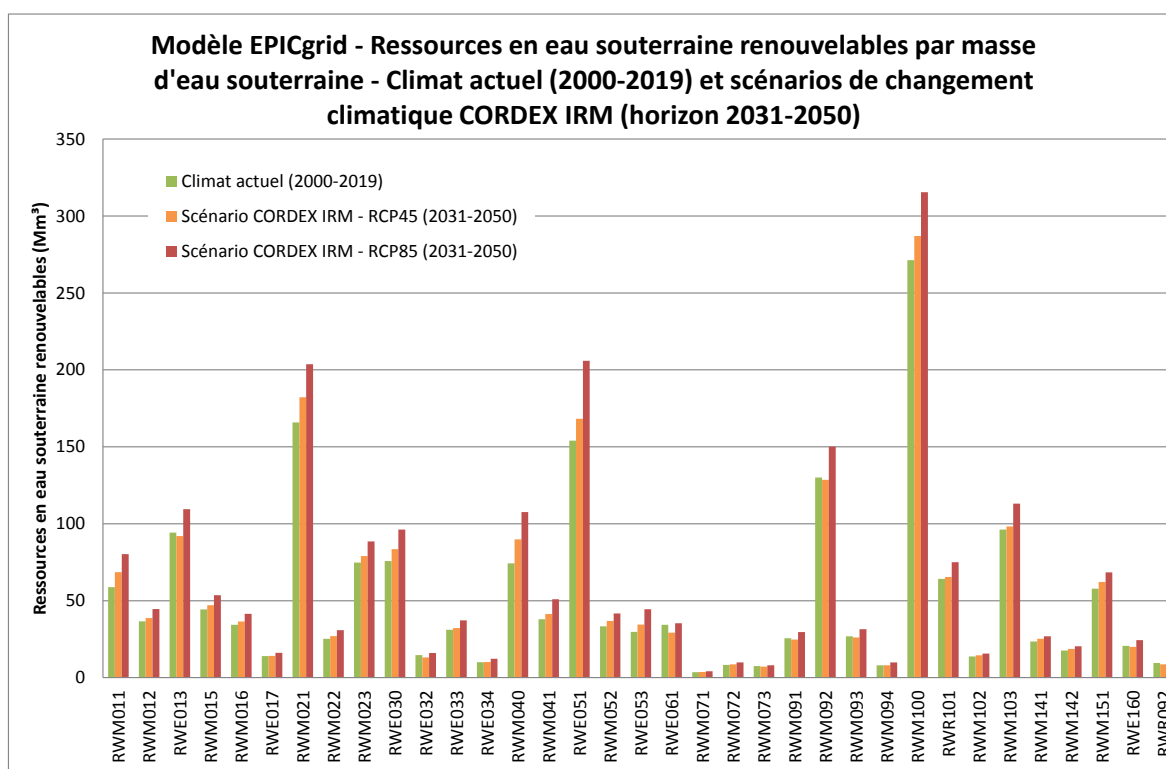


Figure 146 : Modèle EPICgrid - Ressources en eau souterraine renouvelables par masse d'eau souterraine - Climat actuel (2000-2019) et scénarios de changement climatique CORDEX IRM (horizon 2031-2050)



### 9.5.3 Indicateurs qualitatifs – azote

#### 9.5.3.1 Evolution des pressions

##### Flux d'azote vers les eaux de surface

La Figure 147 et la Figure 148 présentent l'évolution future selon les deux scénarios de changement climatique CORDEX IRM des flux d'azote vers les eaux de surface pour la Wallonie, respectivement pour les scénarios de pratiques agricoles tendanciel et transitoire.

Les deux scénarios climatiques engendrent une augmentation des flux d'azote vers les eaux de surface quel que soit le scénario agronomique (tendanciel ou transitoire). Cette augmentation est plus importante pour le scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5 que pour le scénario climatique CORDEX IRM RCP 4.5.

Comme le montre la comparaison de la Figure 147 et de la Figure 148, le driver principal qui détermine les pertes d'azote vers les eaux de surface est le climat et non le scénario de pratiques agricoles. Les flux d'azote vers les eaux de surface sont cependant légèrement plus faibles pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.

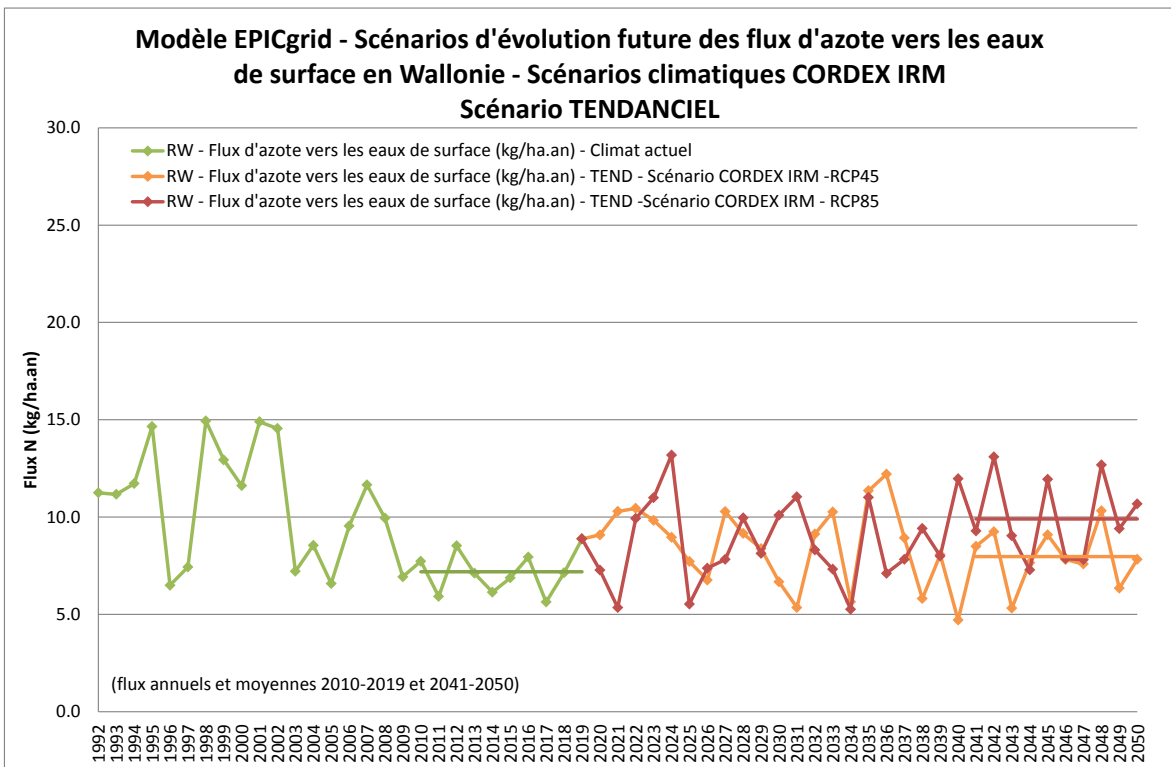


Figure 147 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux de surface en Wallonie - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Scénario TENDANCIEL

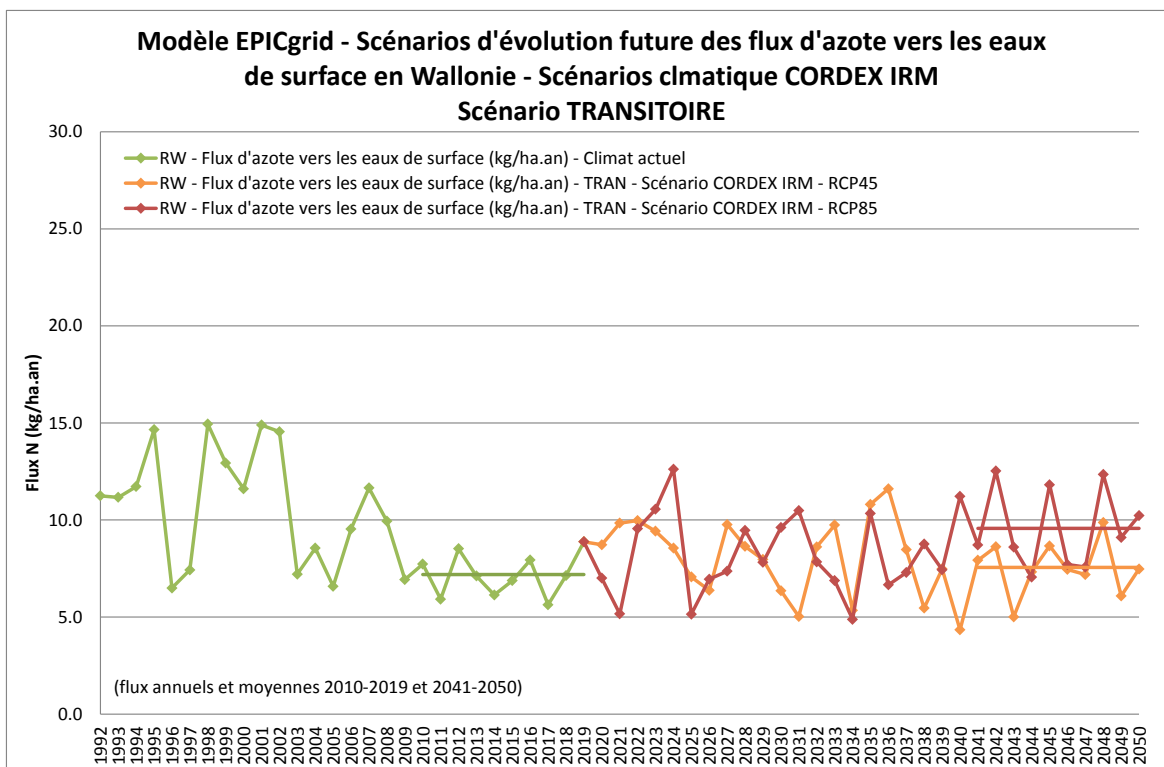


Figure 148 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux de surface en Wallonie - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Scénario TRANSITOIRE

#### Flux d'azote vers les eaux souterraines

L'évolution future selon les deux scénarios de changement climatique CORDEX IRM des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie est présentée à la Figure 149 pour le scénario tendanciel et à la Figure 150 pour le scénario transitoire.

Les tendances qui se dégagent sont identiques à celles observées pour les eaux de surface :

- une augmentation des flux pour les deux scénarios climatiques (le scénario CORDEX IRM RCP 8.5 présentant l'augmentation la plus importante) ;
- des pertes d'azote principalement influencées par le climat ; le scénario transitoire engendrant des pertes légèrement plus faibles que le scénario tendanciel.

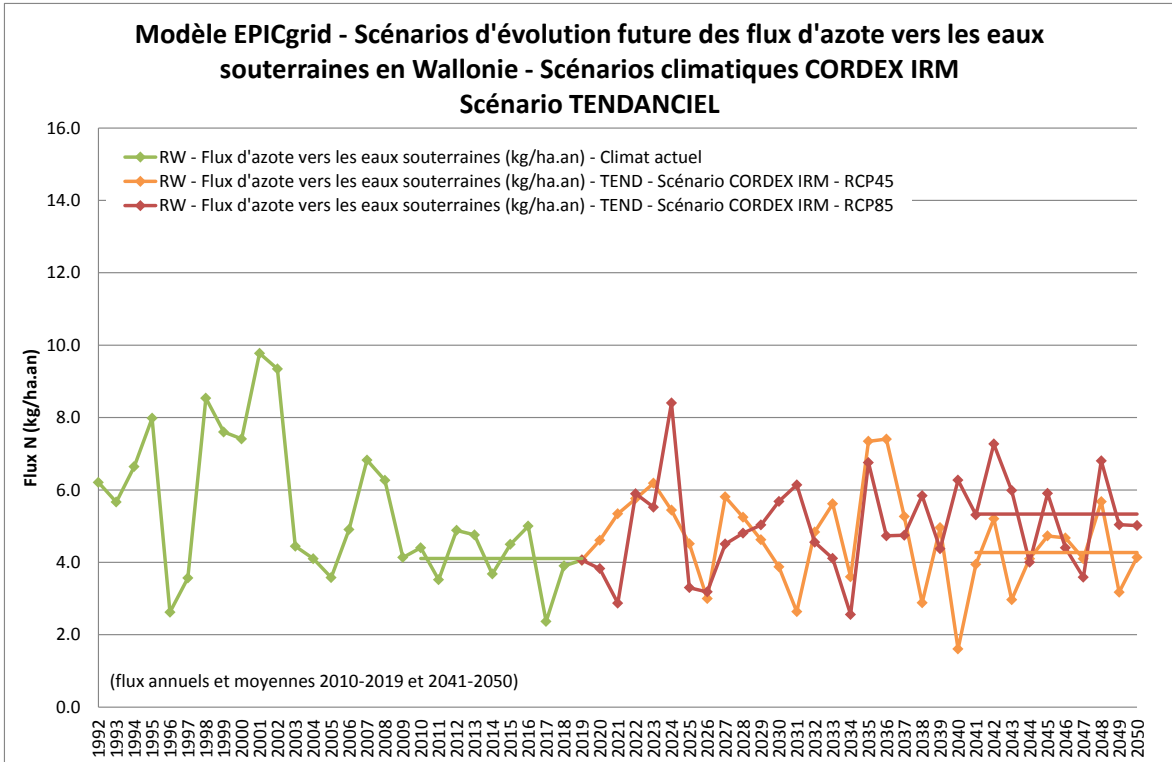


Figure 149 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Scénario TENDANCIEL

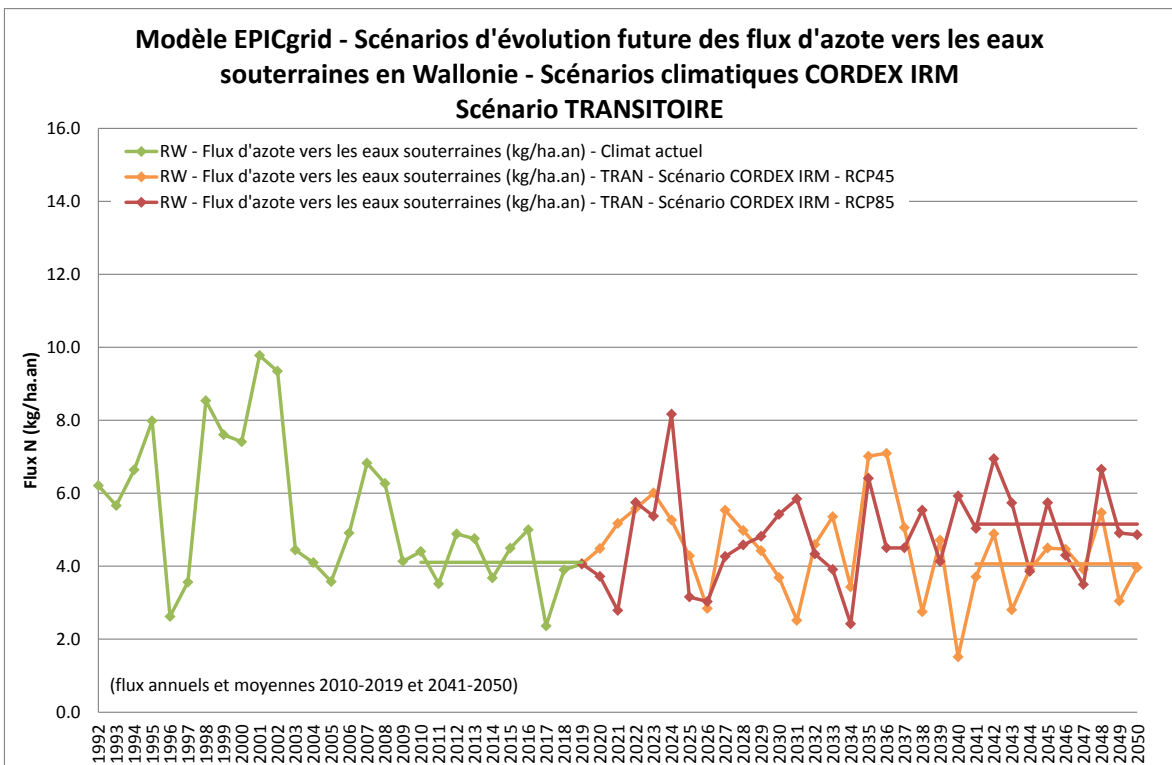


Figure 150 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Scénario TRANSITOIRE

### Concentration en nitrate à la base de la zone racinaire

L'évolution de la concentration en nitrate à la base de la zone racinaire est évaluée pour l'horizon 2047-2050 pour les deux scénarios climatiques CORDEX IRM. La Figure 151 et la Figure 152 présentent respectivement les résultats du scénario tendanciel et du scénario transitoire.

La comparaison entre ces concentrations futures estimées et les concentrations simulées pour la période actuelle (moyenne 2016-2019) montre, pour le scénario climatique RCP 8.5, une stabilisation des concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire, tant pour le scénario tendanciel que pour le scénario transitoire. Cette constatation est valable tant au niveau des zones vulnérables que de la Wallonie.

Le scénario climatique RCP 4.5 conduirait, quant à lui, à une diminution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire à l'horizon 2050, tant au niveau des zones vulnérables que de la Wallonie.

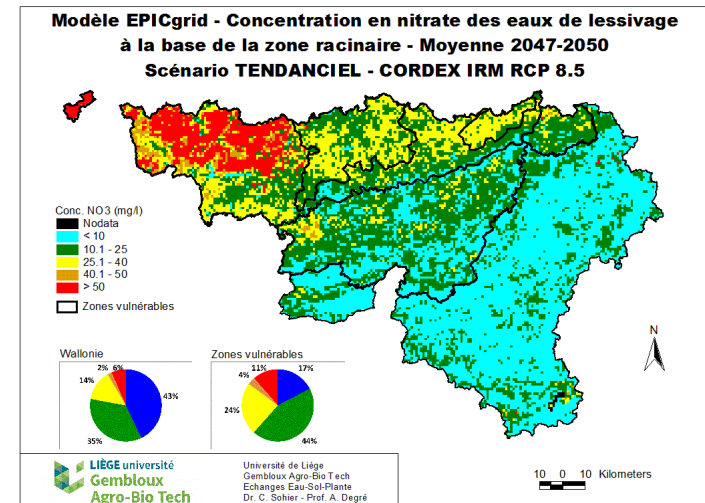
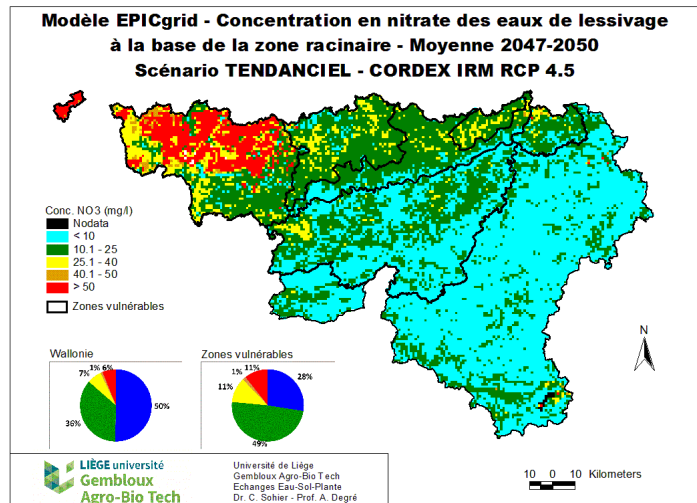
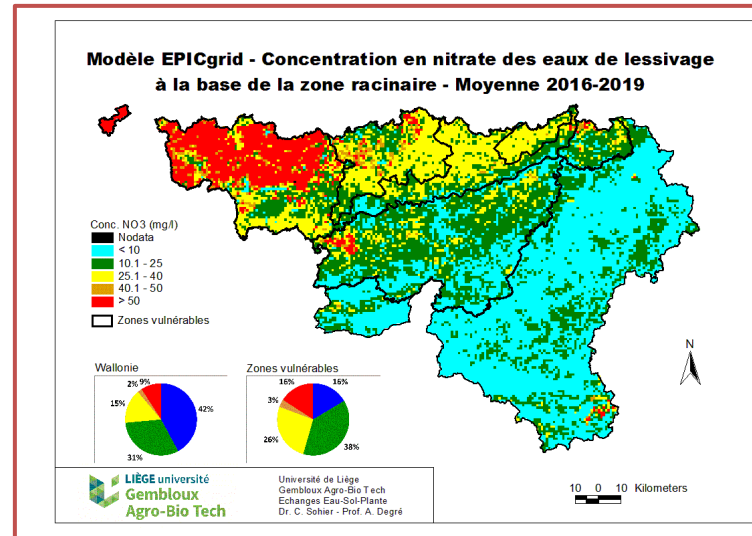


Figure 151 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon les scénarios climatiques CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 - Scénario TENDANTIEL

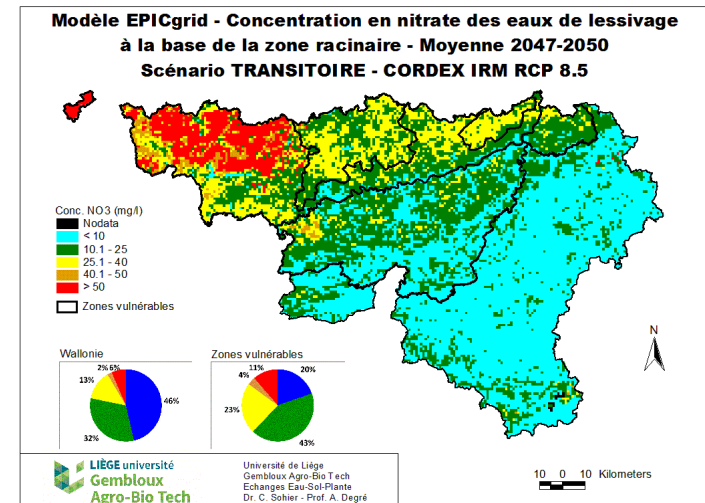
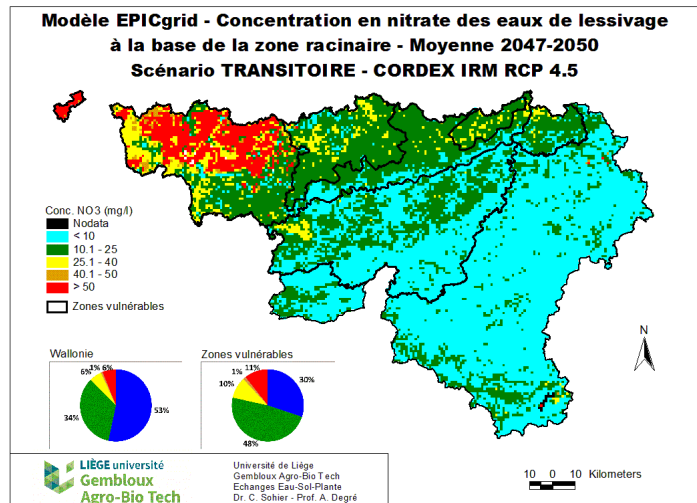
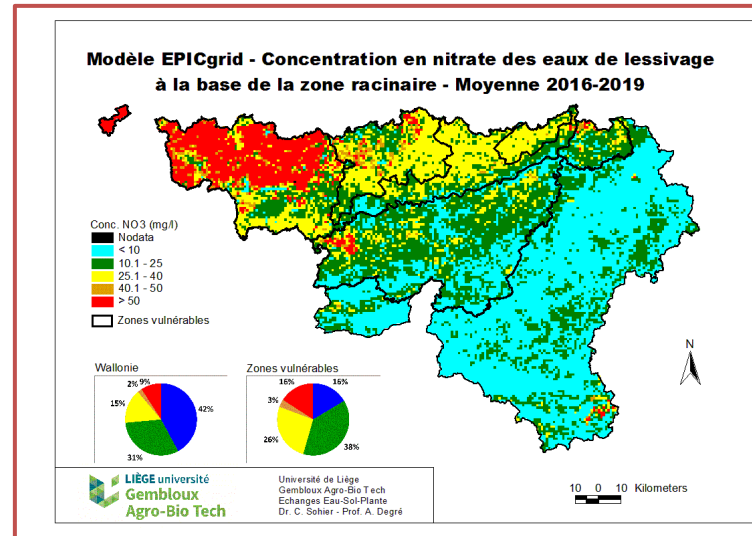


Figure 152 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon les scénarios climatiques CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 - Scénario TRANSITOIRE

### *9.5.3.2 Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base*

La concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base est un indicateur qui permet de quantifier pour un horizon temporel déterminé l'impact des mesures prises sur la qualité de la recharge considérant le contexte hydro-pédologique sous-jacent.

La Figure 153 et la Figure 154 présentent respectivement, pour chacun des deux scénarios agronomiques, les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base pour l'horizon 2047-2050 au regard des concentrations actuelles (2016-2019).

Les deux scénarios agronomiques conduiraient à une évolution relativement semblable des concentrations en nitrate à proximité des nappes de base, ces concentrations étant légèrement plus faibles pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.

Les scénarios CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 engendreraient une évolution des concentrations relativement identique avec :

- une augmentation des concentrations dans la Région limoneuse ;
- une stabilisation des concentrations en Ardenne ;
- une diminution des concentrations dans la Région limoneuse centre, la Région limoneuse est, la Région sablo-limoneuse ainsi qu'en Condroz.

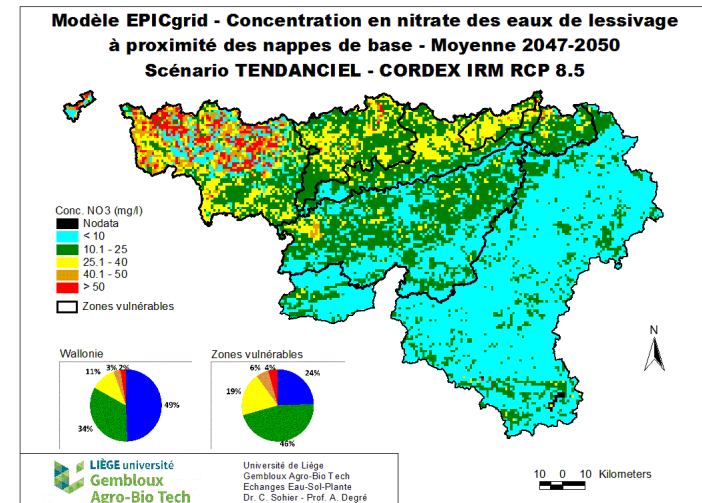
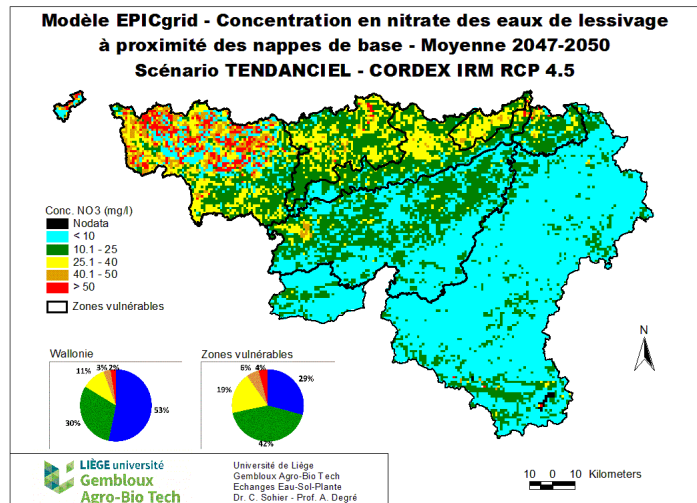
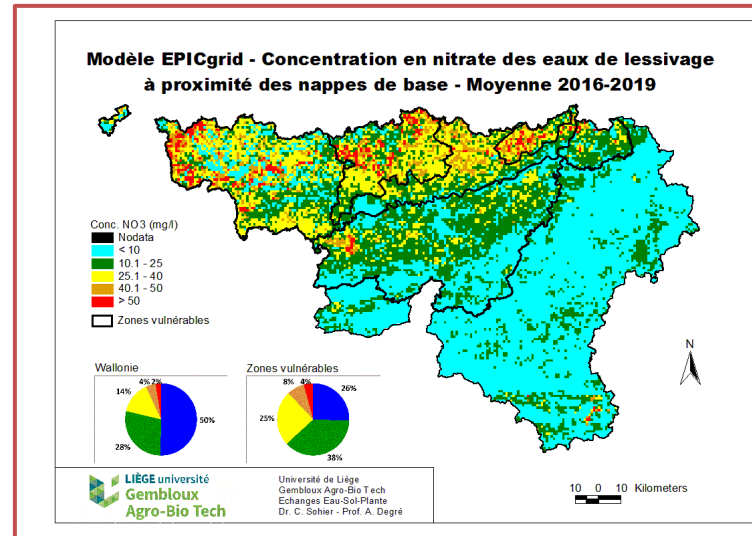


Figure 153 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon les scénarios climatiques CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP8.5 - Scénario TENDANTIEL



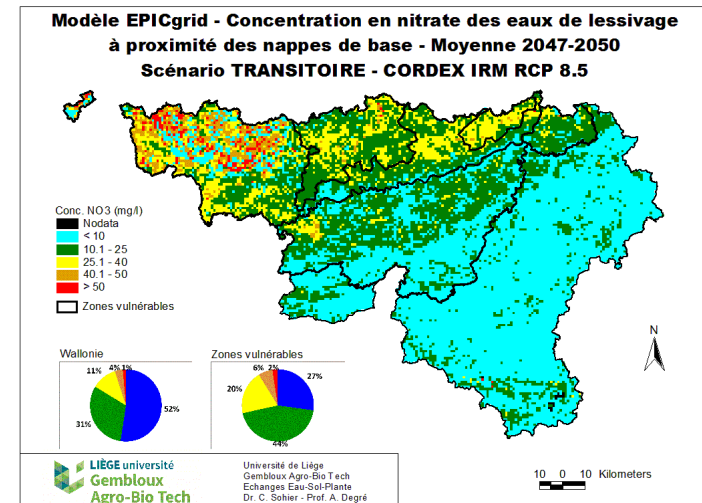
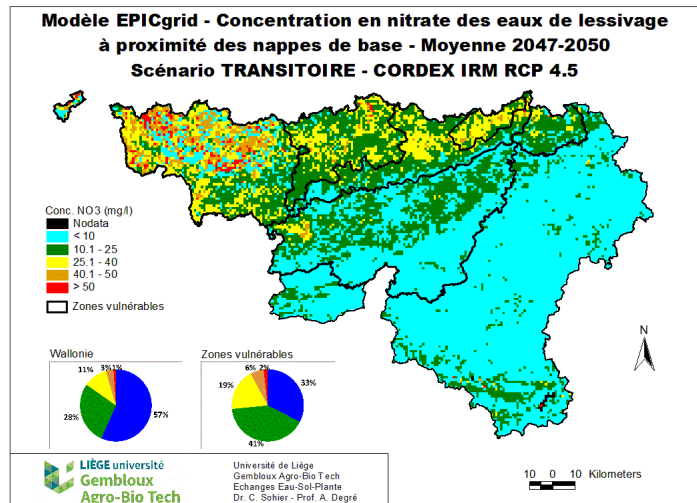
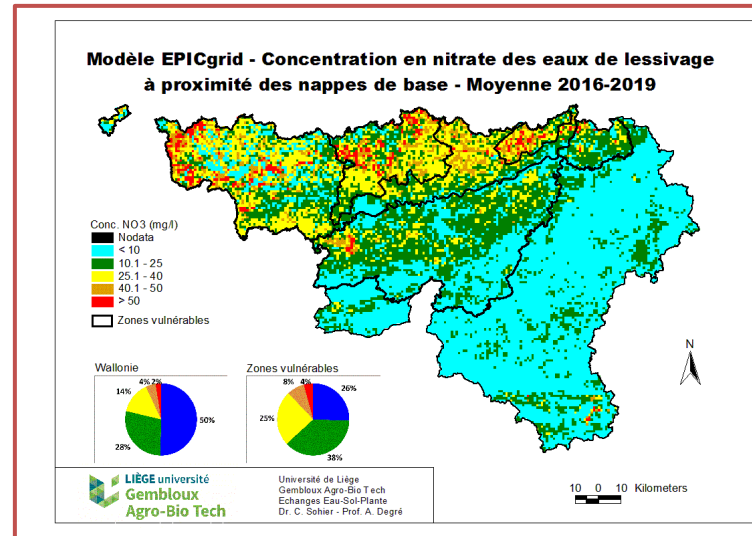


Figure 154 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon les scénarios climatiques CORDEX IRM RCP 4.5 et CORDEX IRM RCP 8.5 - Scénario TRANSITOIRE

## **9.5.4 Indicateurs qualitatifs – pesticides**

### *9.5.4.1 Concentration en pesticides dans les eaux de surface*

Pour rappel (cf. Point 9.3.2.3), les scénarios d'évolution des pratiques agricoles (scénario tendanciel et transitoire) prévoient une réduction de l'utilisation des pesticides en céréales et pomme de terre. Cette réduction est plus importante pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.

Pour les autres cultures (betterave, maïs, ...), les scénarios proposés par le Professeur Baret considèrent une utilisation future (par unité de superficie) identique à celle d'aujourd'hui. Les quantités totales de pesticides utilisées en maïs seront néanmoins modifiées du fait de l'introduction dans les scénarios d'une modification de la superficie occupée par cette culture en Wallonie.

L'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux de surface (bassin de la Dendre) est présentée pour les différents scénarios considérés à la Figure 155 pour le chlortoluron, à la Figure 156 pour la cyperméthrine, à la Figure 157 pour le diflufénican, à la Figure 158 pour le flufenacet, à la Figure 159 pour le métolachlore, à la Figure 160 pour la métamitronne et à la Figure 161 pour la terbuthylazine.

Les concentrations en pesticides dans les eaux de surface devraient évoluer différemment selon les molécules et les scénarios (climatique et agronomique) considérés. Néanmoins des tendances se dégagent avec :

- globalement une diminution des concentrations en pesticides dans les eaux de surface ; cette diminution étant plus importante pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.
- une forte variation interannuelle des concentrations (pour tous les scénarios).

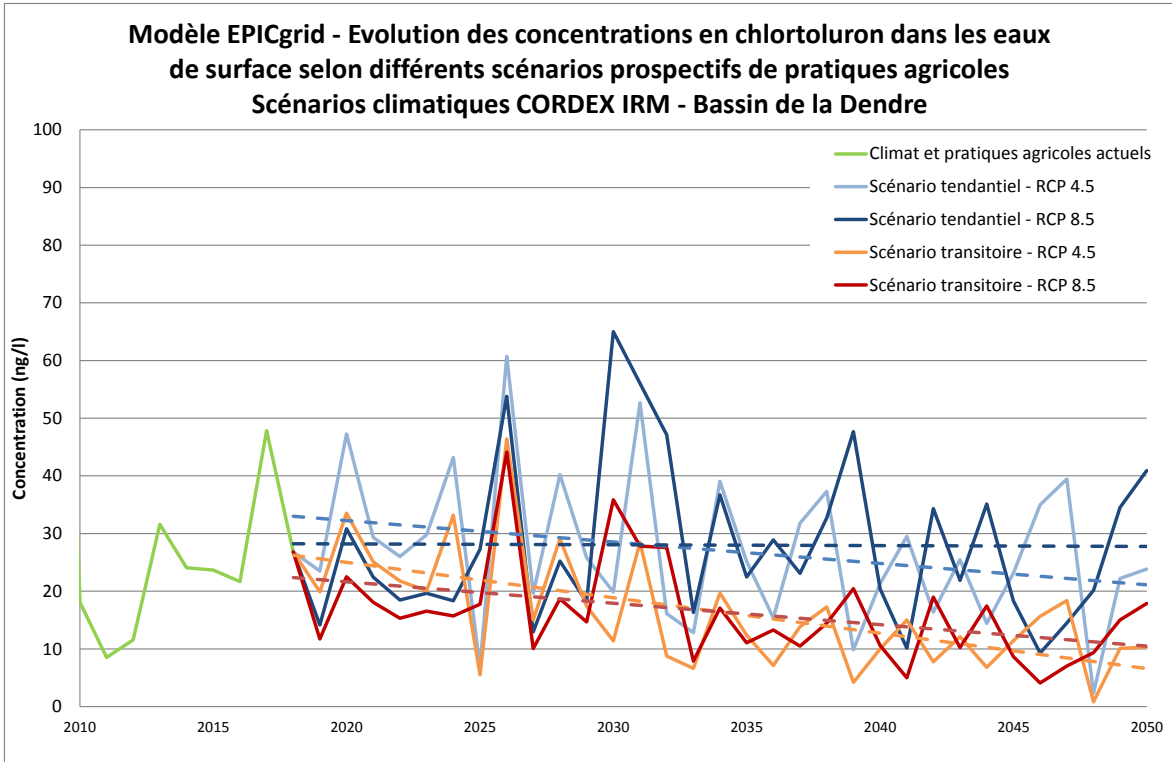


Figure 155 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en chlortoluron dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

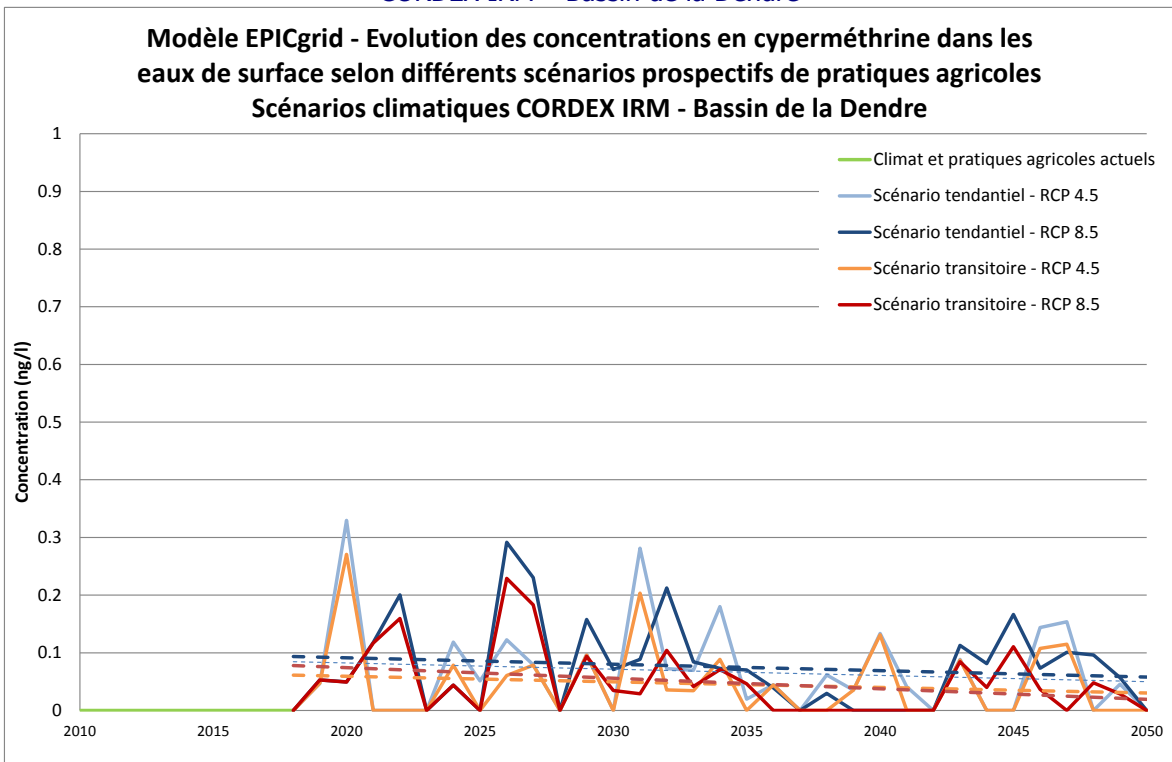


Figure 156 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en cyperméthrine dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

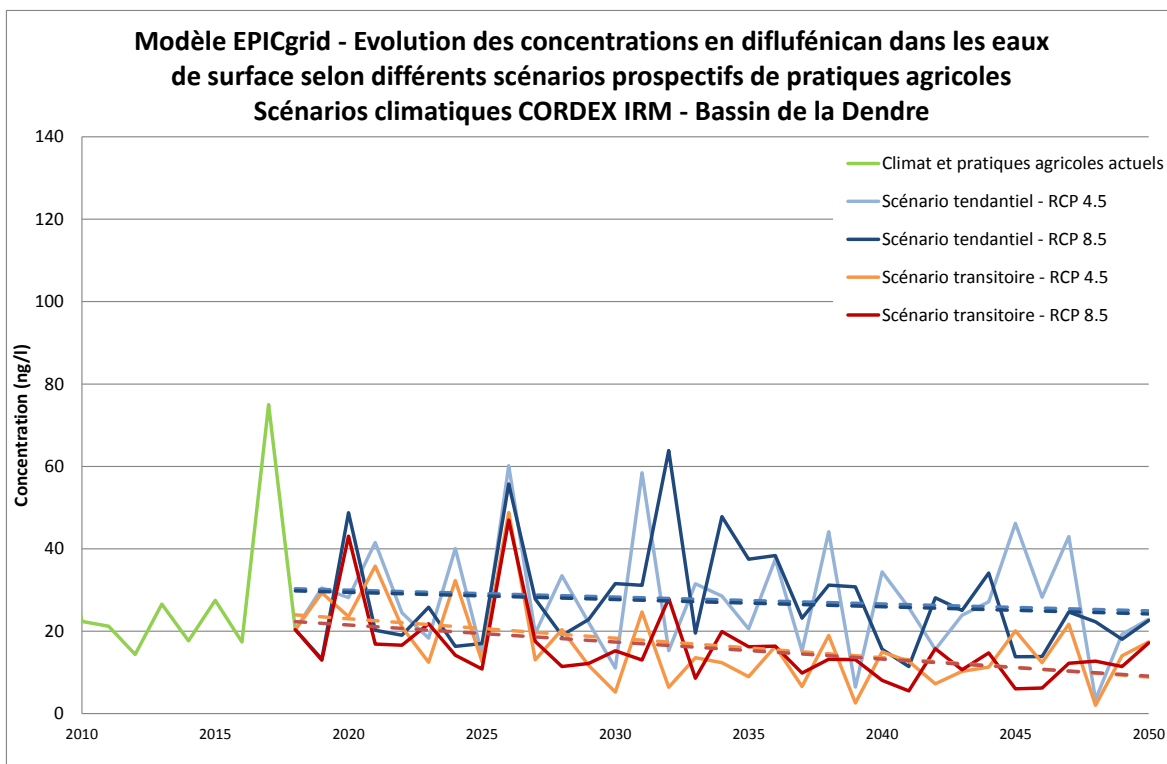


Figure 157 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en diflufenican dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

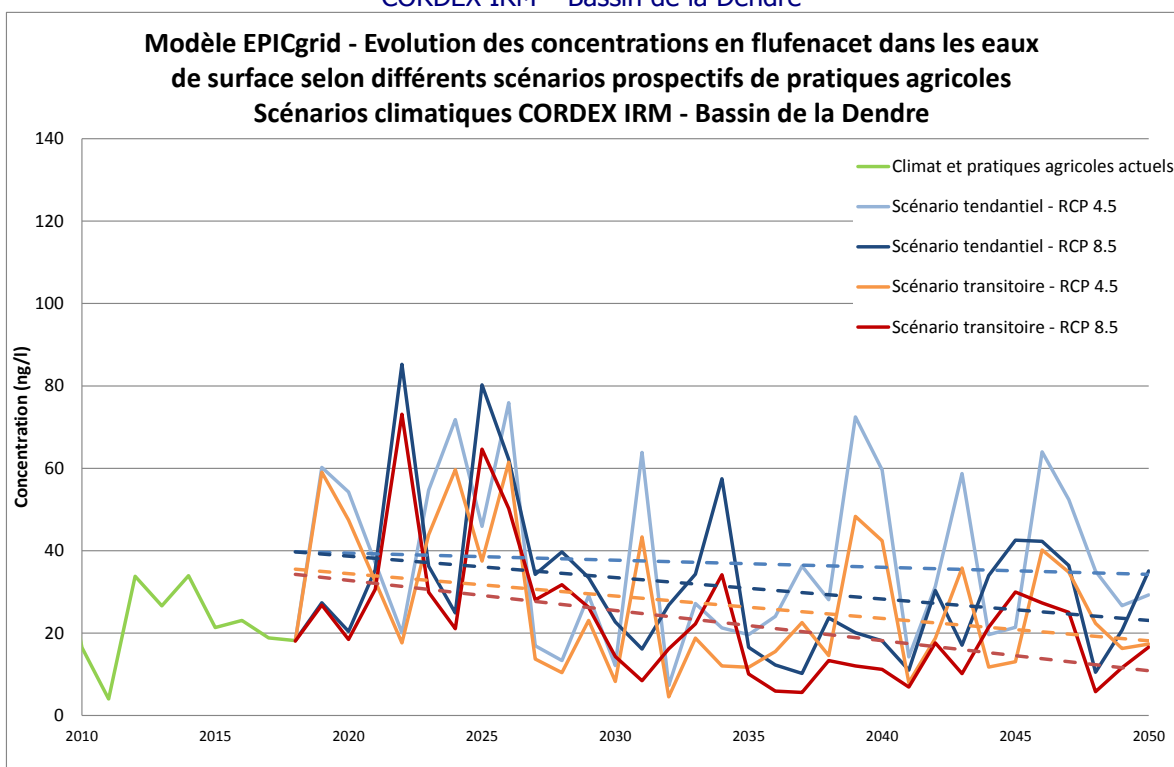


Figure 158 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en flufenacet dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

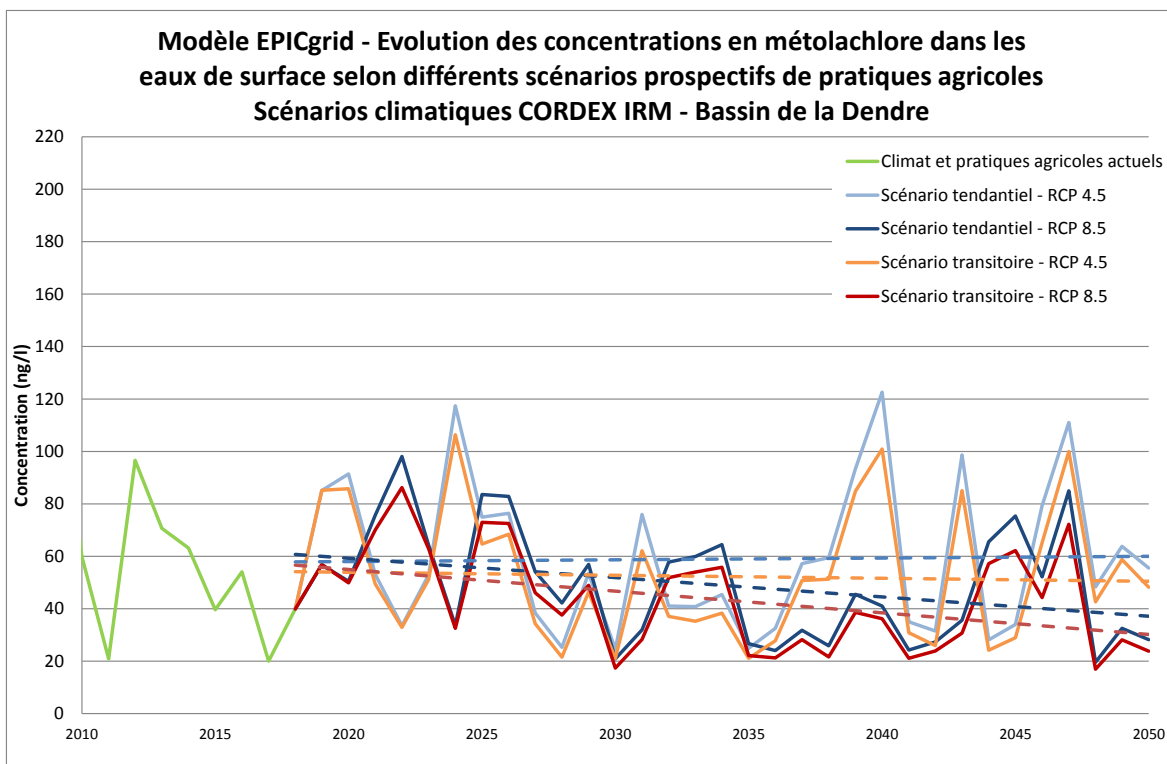


Figure 159 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en métolachlore dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

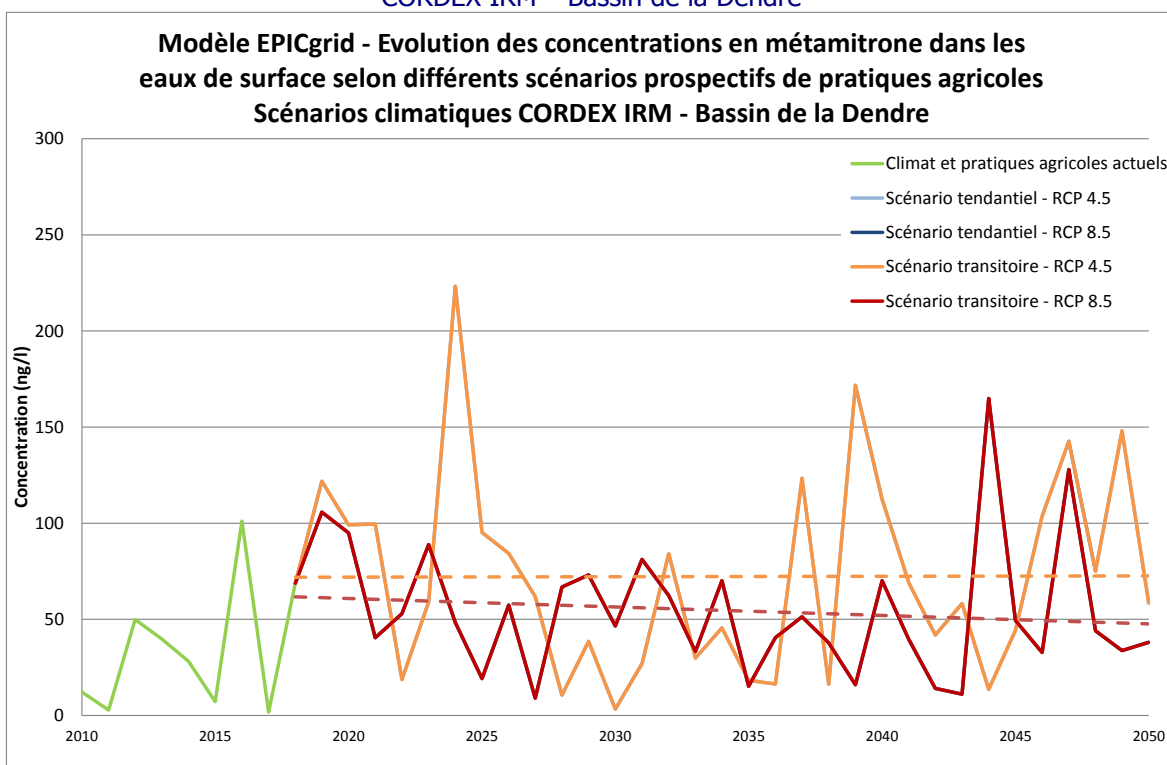


Figure 160 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en métamitron dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

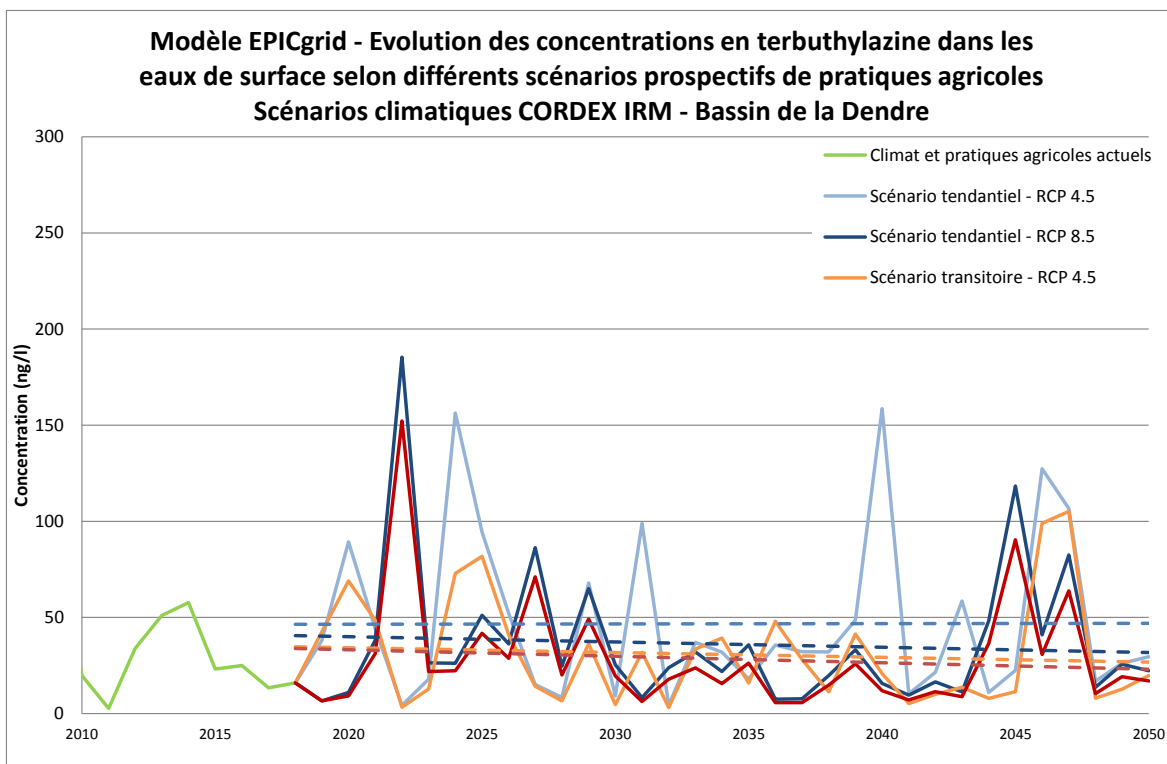


Figure 161 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en terbuthylazine dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM – Bassin de la Dendre

#### 9.5.4.2 Concentration en pesticides dans les eaux souterraines

L'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux souterraines (masse d'eau RWE051 ou RWM021 (metazachlore ESA)) est présentée pour les différents scénarios considérés à la Figure 162 pour la bentazone, à la Figure 163 pour le chlorothalonil SA, à la Figure 164 pour le metolachlore ESA et à la Figure 165 pour le metazachlore ESA.

Tout comme pour les eaux de surface, les concentrations en pesticides ont globalement tendance à diminuer selon les différents scénarios envisagés<sup>7</sup>.

<sup>7</sup> Sauf pour le chlorothalonil SA dans le scénario tendantiel

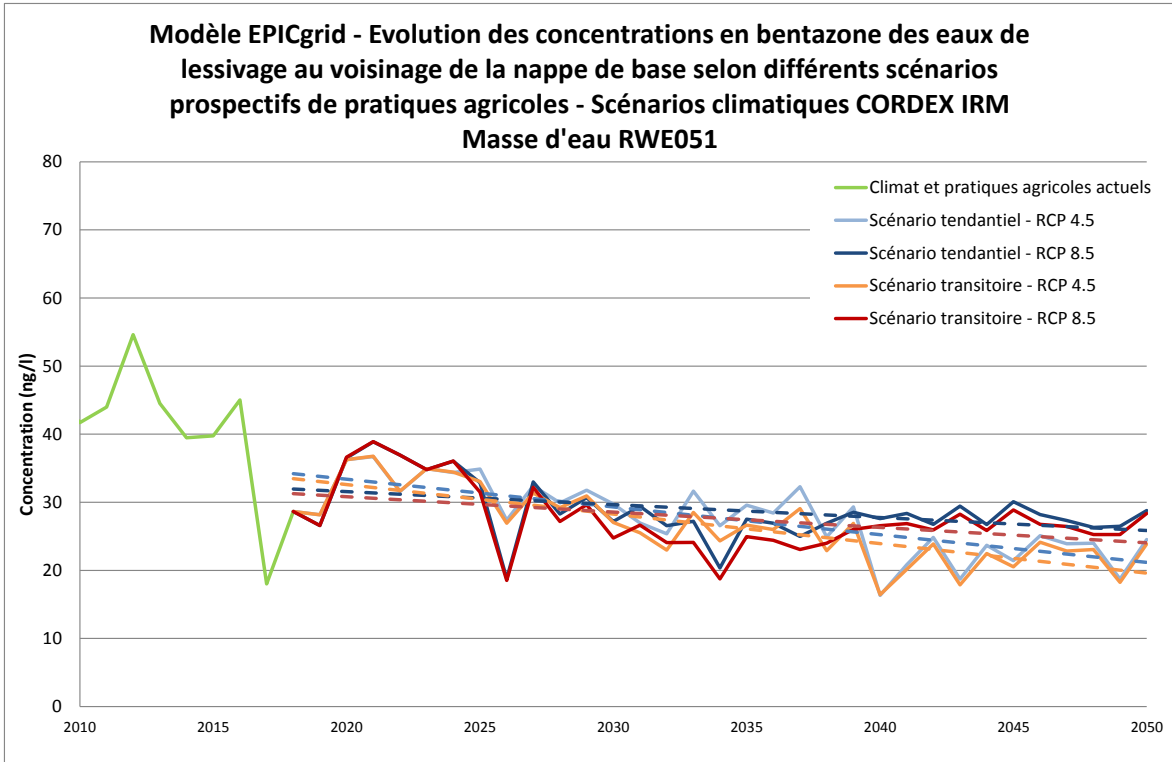


Figure 162 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en bentazone des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Masse d'eau RWE051

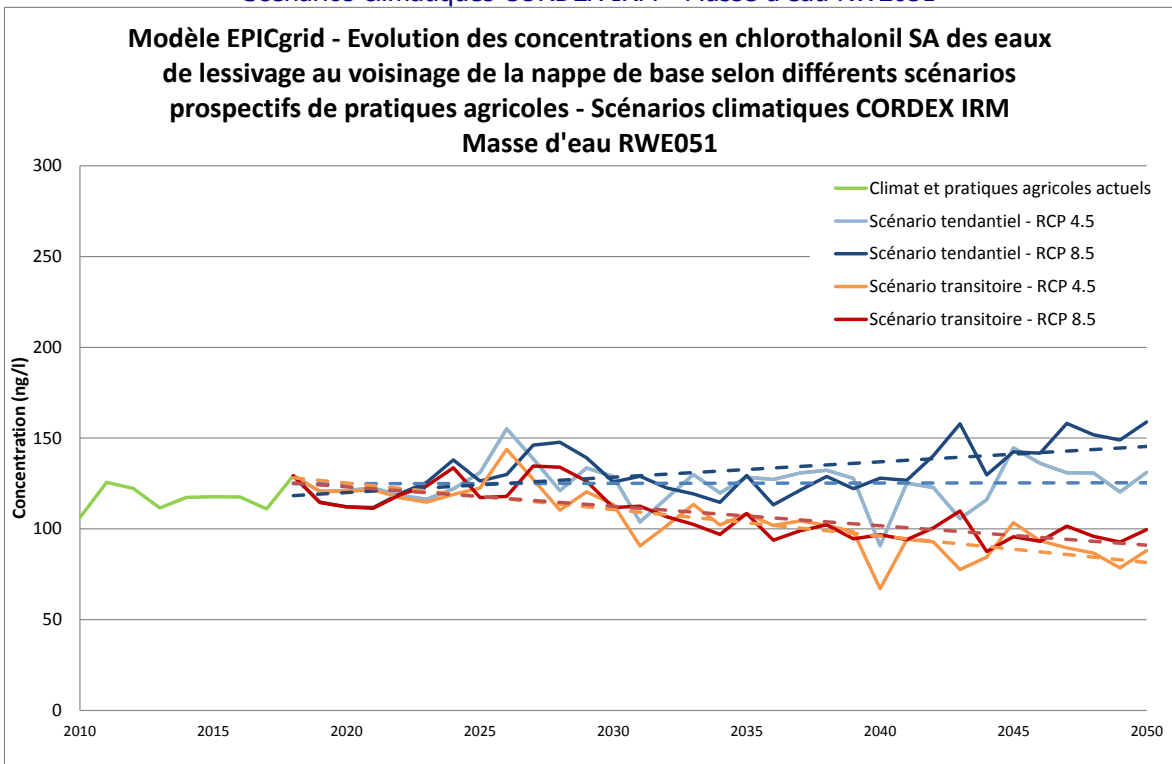


Figure 163 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en chlorothalonil SA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Masse d'eau RWE051

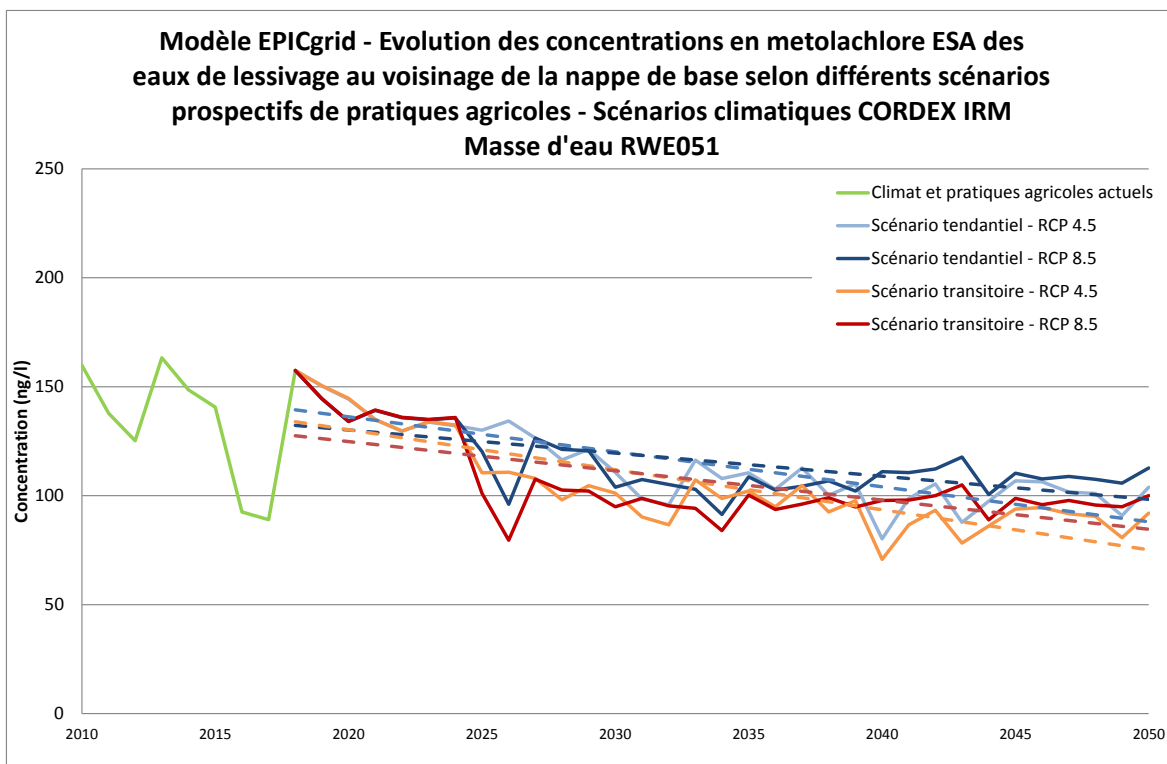


Figure 164 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en metolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Masse d'eau RWE051

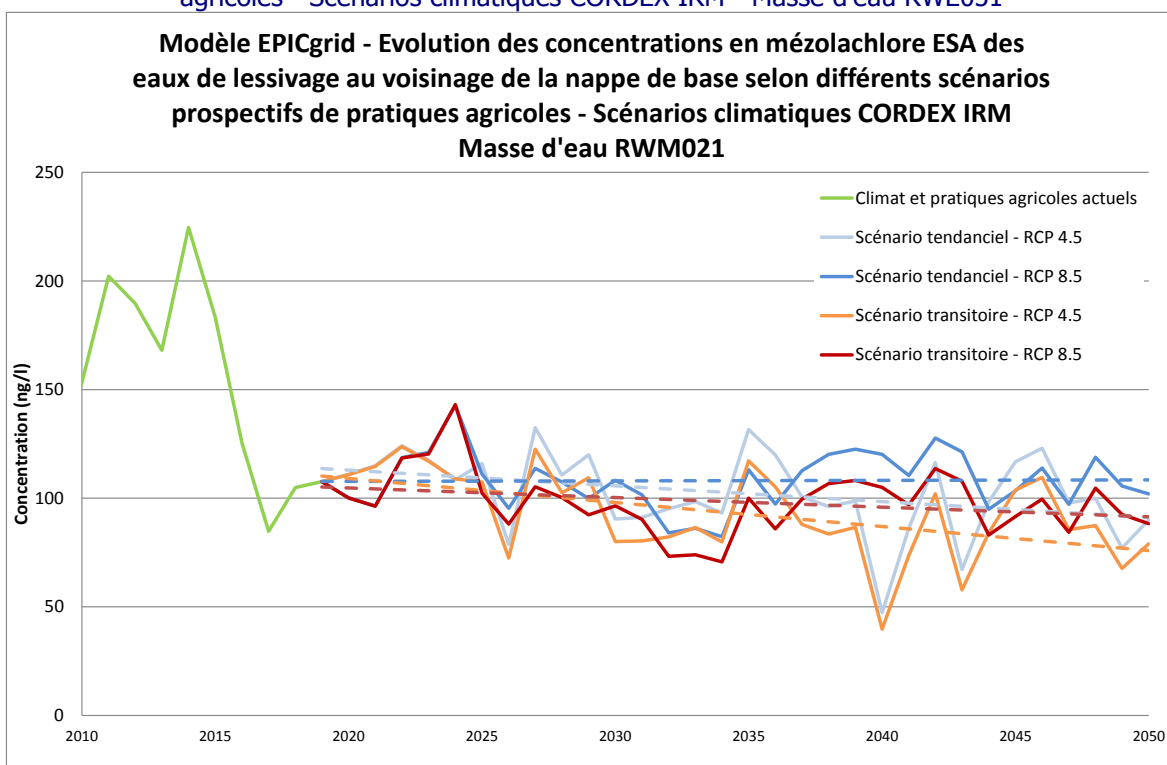


Figure 165 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en mézolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénarios climatiques CORDEX IRM - Masse d'eau RWM021



### **9.5.5 Production agricole : Rendements**

L'évolution des rendements jusqu'en 2050 selon les différents scénarios de pratiques agricoles et de changement climatique est présentée à la Figure 166 pour le froment, à la Figure 167 pour l'escourgeon, à la Figure 168 pour l'épeautre et à la Figure 169 pour la pomme de terre.

De l'analyse de ces résultats, il ressort pour les céréales (froment, escourgeon et épeautre) que :

- les rendements à l'horizon 2050 diminuent quel que soit le scénario de pratiques agricoles et de changement climatique ;
- la diminution de rendement est plus accentuée dans le scénario transitoire que dans le scénario tendanciel ;
- contrairement aux pertes d'azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines, le facteur qui influence les rendements en céréales est le scénario de pratiques agricoles ; les deux scénarios de changement climatique CORDEX IRM ayant un impact fort semblable.

En ce qui concerne les rendements en pomme de terre :

- les scénarios climatiques CORDEX IRM 4.5 et CORDEX IRM 8.5 induisent tous les deux une diminution du rendement ; cette diminution étant légèrement plus élevée pour le scénario CORDEX IRM RCP 8.5 ;
- les scénarios tendanciel et transitoire induisent une évolution des rendements similaires (les rendements sont très légèrement inférieurs dans le scénario transitoire).

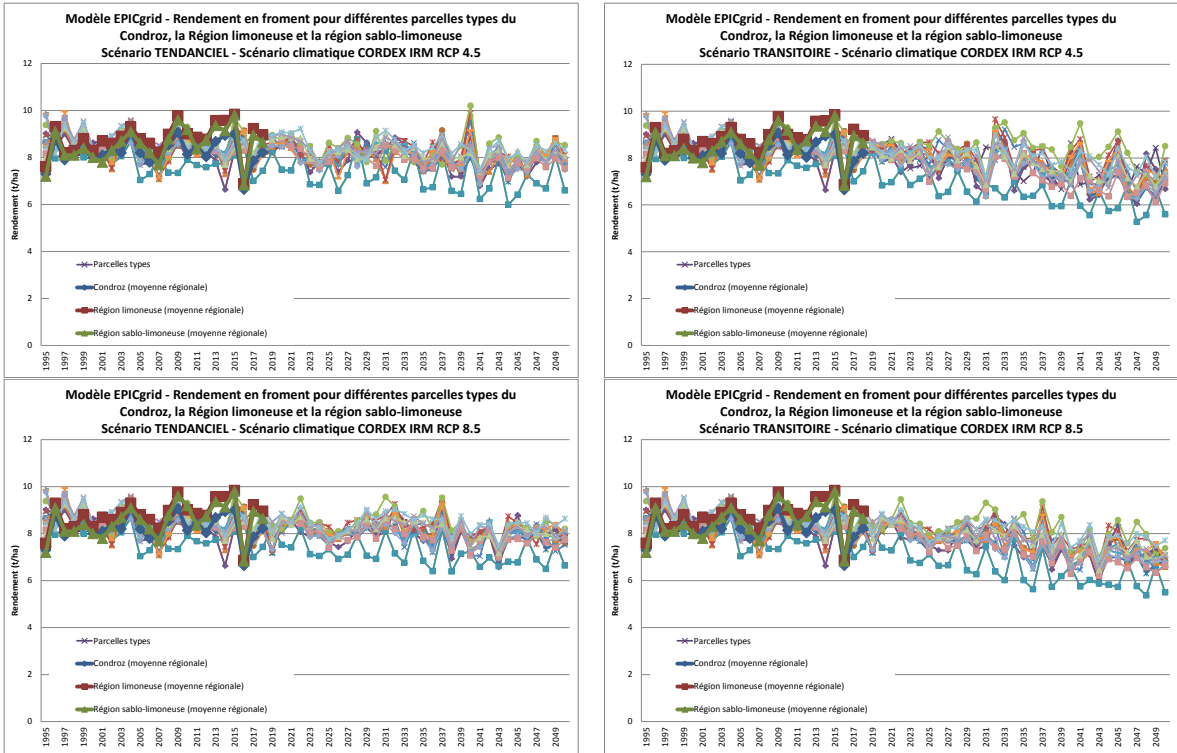


Figure 166 : Modèle EPICgrid - Rendement en froment pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et de changement climatique (CORDEX IRM)

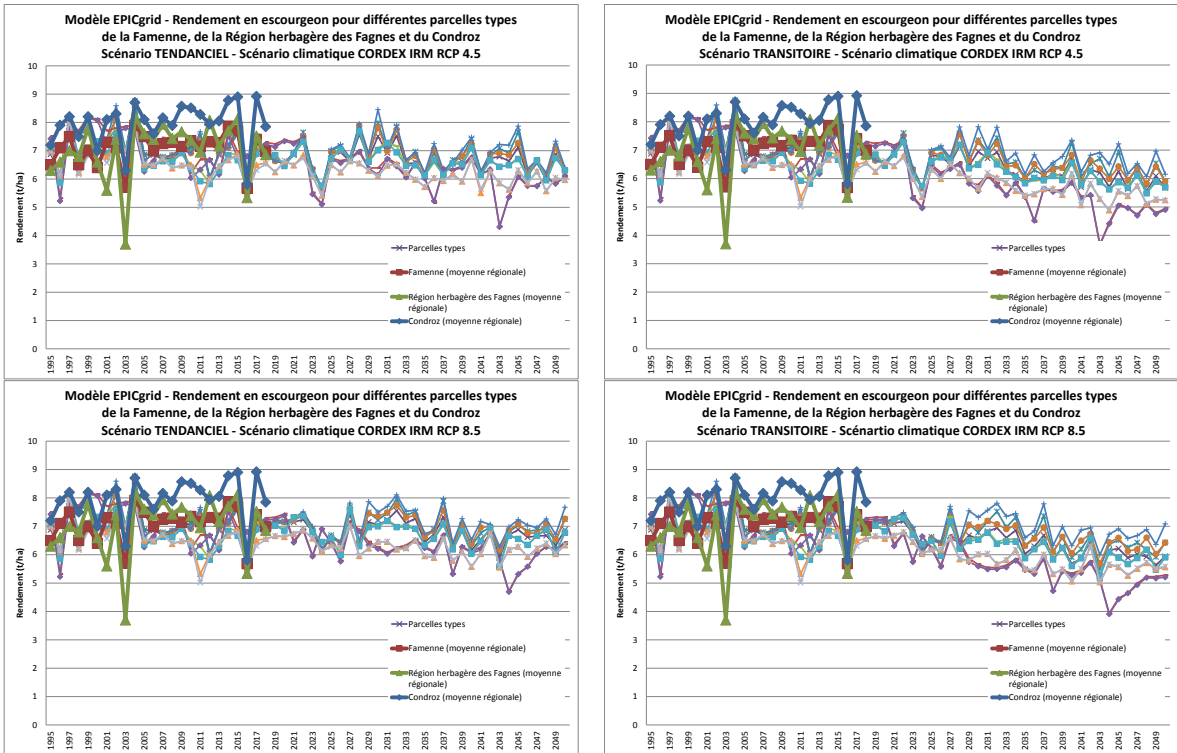


Figure 167 : Modèle EPICgrid - Rendement en escourgeon pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et de changement climatique (CORDEX IRM)

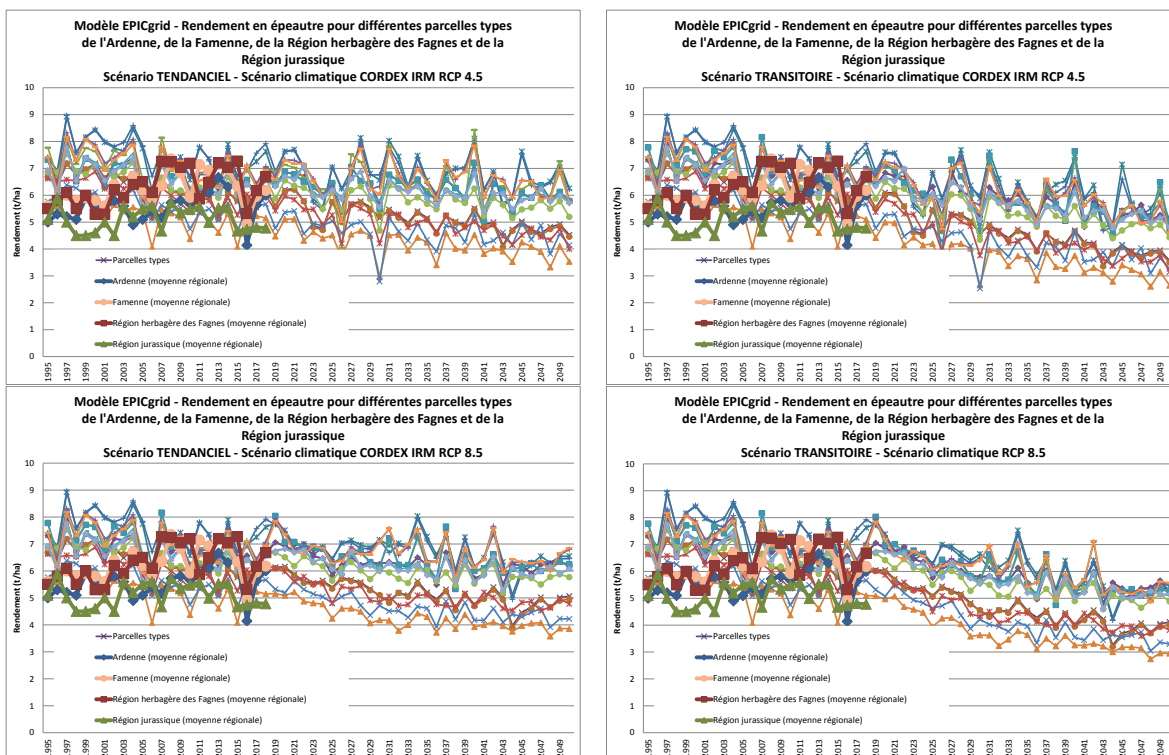


Figure 168 : Modèle EPICgrid - Rendement en épeautre pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et de changement climatique (CORDEX IRM)

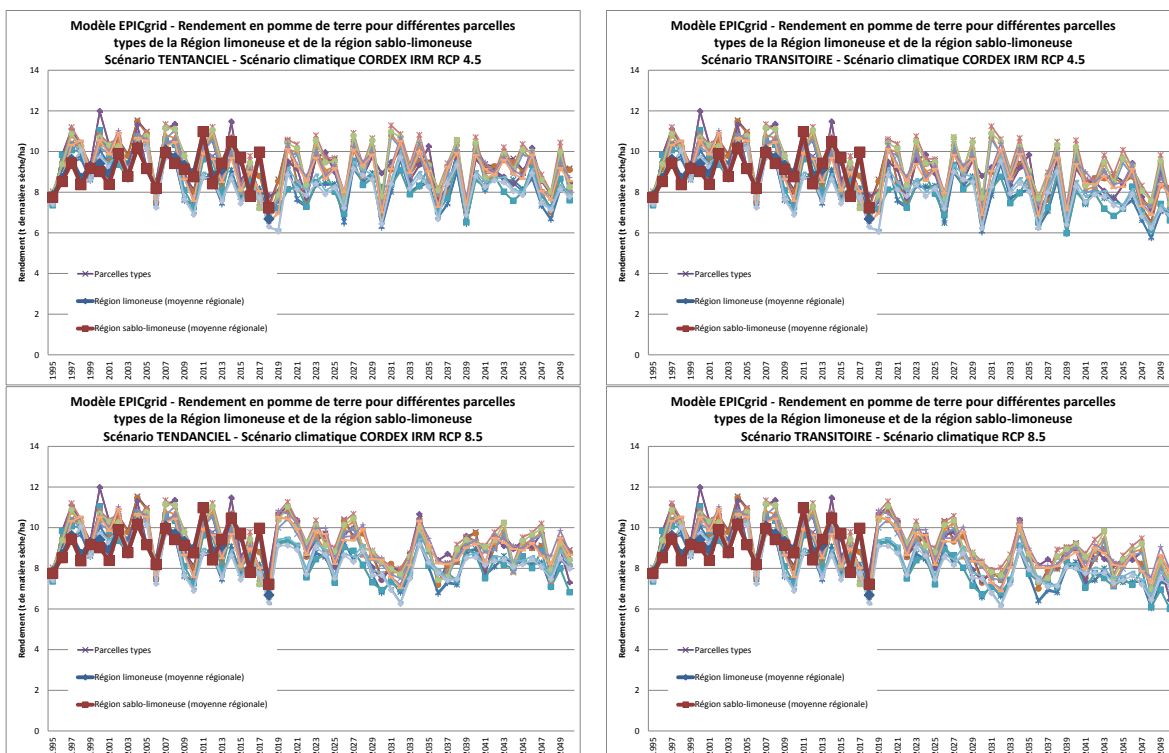


Figure 169 : Modèle EPICgrid - Rendement en pomme de terre pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et de changement climatique (CORDEX IRM)

## **9.5.6 Déficits hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation**

### *9.5.6.1 Introduction*

L'impact du changement climatique sur les besoins en eau des cultures a été évalué sur base de la méthodologie et des deux indicateurs présentés au Point 9.4.6 pour les cultures les plus représentées au sein des différentes régions agricoles.

Les besoins en eau en conditions climatiques actuelles et futures ont été simulés pour les cinq cultures principales que sont l'escourgeon, le froment, le maïs, la betterave et la pomme de terre.

### *9.5.6.2 Durée du déficit hydrique*

La Figure 170 présente, pour les principales cultures implantées en Région wallonne, la médiane de la durée du déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) en conditions climatiques actuelles et en climat perturbé selon le scénario CORDEX IRM RCP 8.5 (scénario le plus défavorable des scénarios CORDEX IRM).

Selon les simulations, le scénario CORDEX IRM RCP 8.5 engendrerait une diminution de la durée du déficit hydrique. Cette constatation, surprenante, est valable pour les cinq cultures étudiées.

La diminution de la durée du déficit hydrique prédite par le scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5 est due à une diminution importante du déficit hydrique climatique (P-ETP) durant les mois d'avril, de mai et de juin (Figure 171). Cette diminution est liée à une augmentation des précipitations mais surtout à une diminution de l'évapotranspiration potentielle durant ces mois. Cette diminution, pour rappel, est en contradiction avec les modèles globaux.

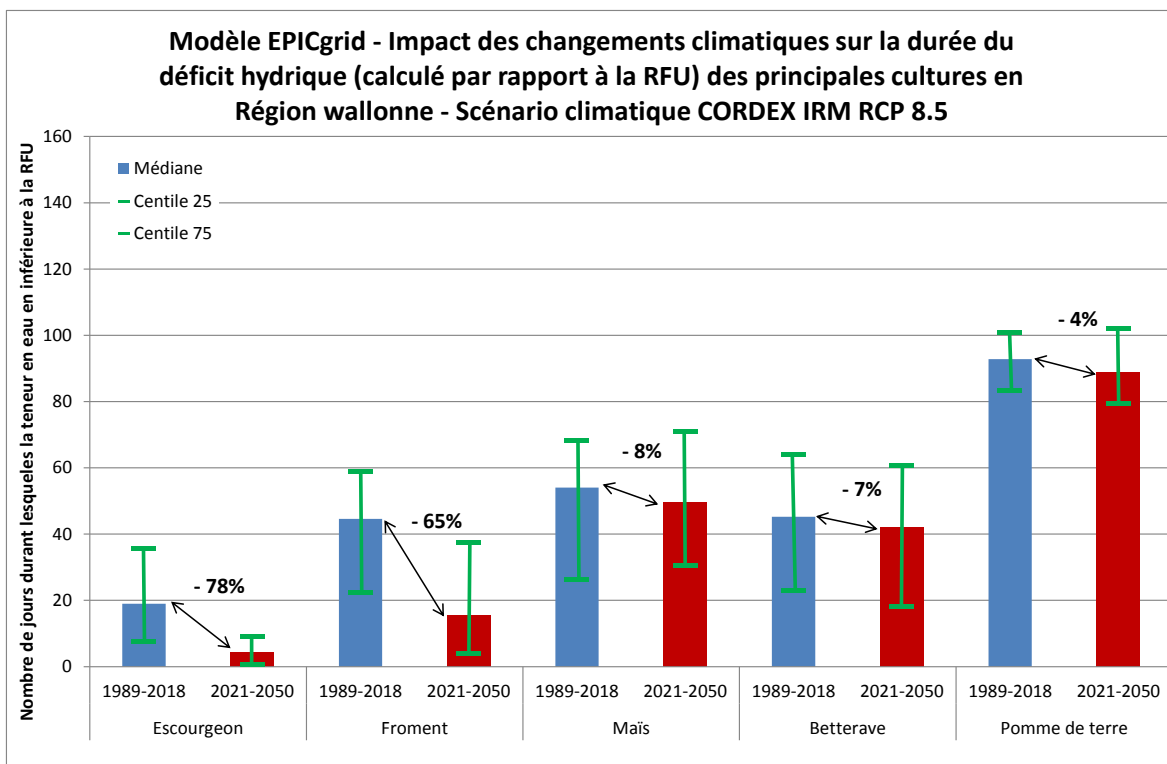


Figure 170 : Modèle EPICgrid - Impact des changements climatiques sur la durée du déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) des principales cultures en Région wallonne - Scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5

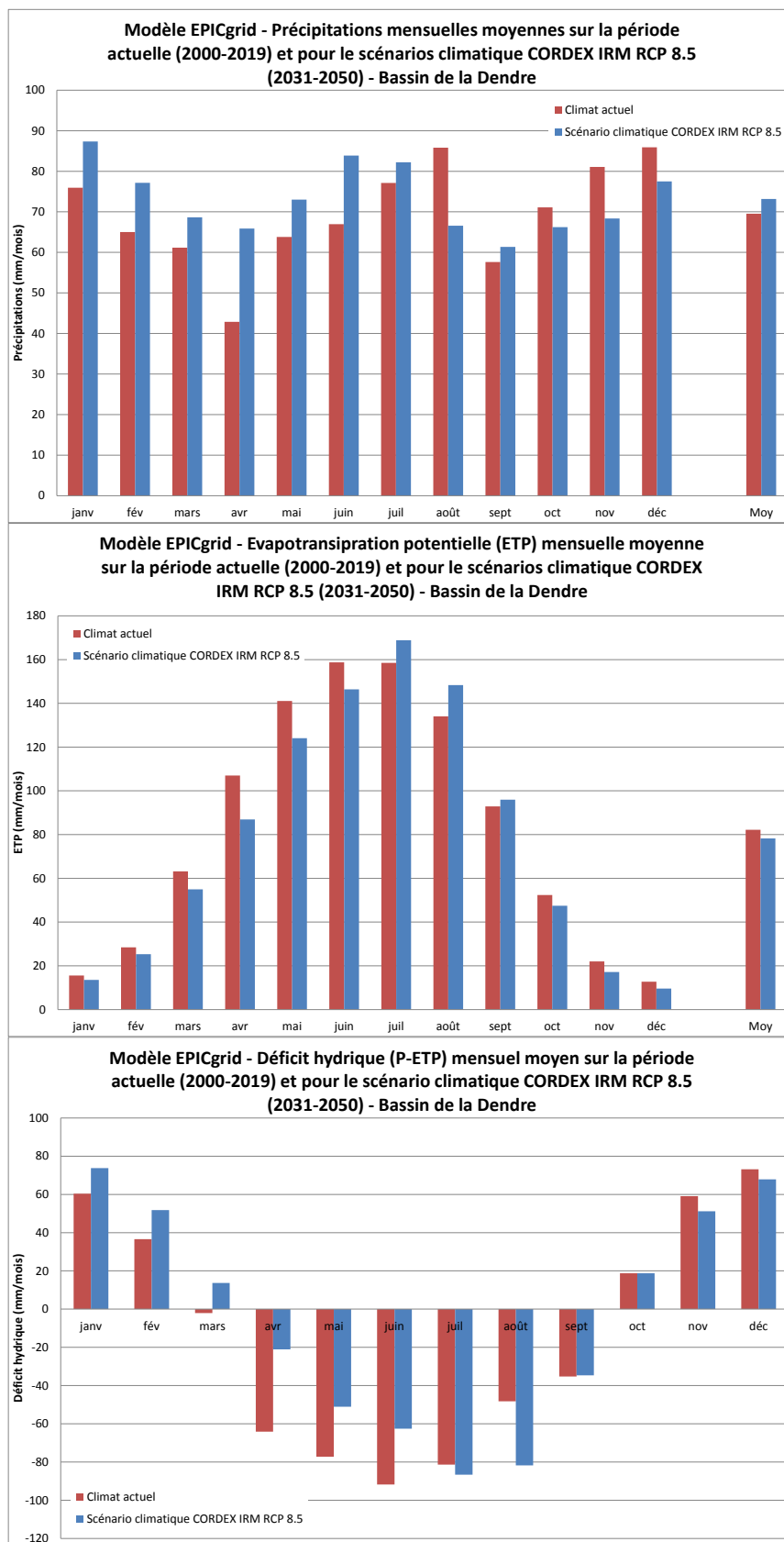


Figure 171 : Modèle EPICgrid – Précipitations (P), évapotranspiration potentielle (ETP) et déficit hydrique (P-ETP) mensuels moyens sur la période actuelle (2000-2019) et pour le scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5 (2031-2050) - Bassin de la Dendre

### 9.5.6.3 Importance du déficit hydrique

Comme indiqué au paragraphe 9.4.6.2, l'importance du déficit hydrique est appréhendé au travers du calcul du déficit hydrique moyen calculé sur la période durant laquelle la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU. Ces déficits hydriques ainsi calculés sont présentés à la Figure 172 pour les principales cultures implantées en Région wallonne sous forme de médiane établie sur les périodes climatiques 1989-2018 et 2021-2050 (scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5).

Tout comme pour la durée du déficit hydrique, les déficits hydriques diminueront dans le futur. Les raisons de cette diminution sont identiques à celles explicitées pour l'indicateur relatif à la durée du déficit hydrique. Ce résultat est à considérer également avec une grande prudence.

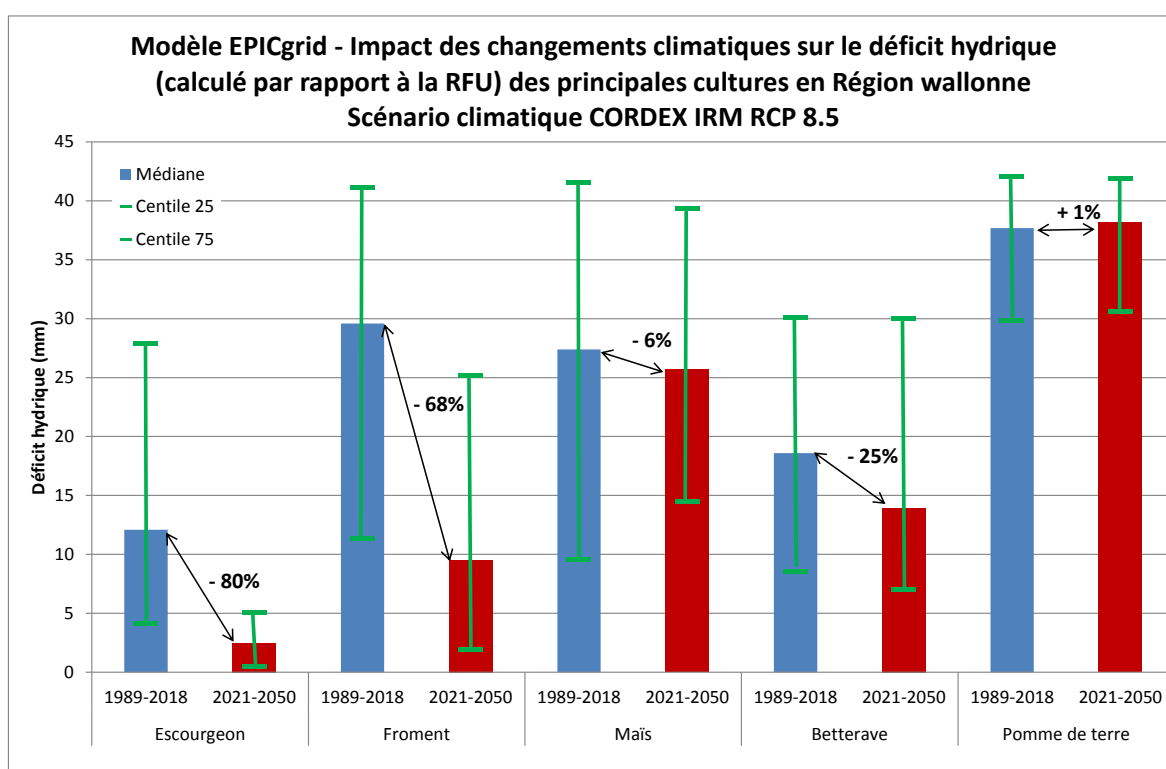


Figure 172 : Modèle EPICgrid - Impact des changements climatiques sur le déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) des principales cultures en Région wallonne Scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5

### 9.5.7 Conclusions

Etant donné la divergence entre les prédictions des GCMs et les prédictions des scénarios CORDEX IRM quant à l'évolution future de l'évapotranspiration potentielle, les résultats présentés ci-avant sont à considérer avec une extrême prudence.

## **9.6 Résultats des simulations prospectives – Scénario de changement climatique CMIP6**

### **9.6.1 Introduction**

Les scénarios climatiques CMIP5 étaient les plus aboutis jusqu'il y a peu. Ceux-ci présentent néanmoins certaines limites qui engendrent des résultats pouvant être jugés interpellant (exemple des déficits hydriques sous culture).

Très récemment, de nouvelles projections climatiques régionales (CMIP6) ont été rendues disponibles. Celles-ci ont été intégrées aux simulations EPICgrid dans le cadre de la prolongation de la Subvention AQUAMOD.

Etant donné l'enjeu concernant la gestion future des ressources en eau de la Wallonie, il semblait opportun de pouvoir disposer de résultats issus des projections climatiques actuellement les plus abouties.

### **9.6.2 Le scénario de changement climatique CMIP6**

Le Laboratoire de Climatologie et Topoclimatologie de L'Université de Liège (Professeur Fettweiss) a développé récemment de nouvelles projections climatiques s'inscrivant dans le CMIP6.

Le modèle climatique régional (RCM) utilisé est le modèle MAR. Ce modèle est un modèle régional du climat simulant, sur un domaine d'intégration restreint, aussi bien l'atmosphère (Gallée et Schayes, 1994) que les processus de surface (manteau neigeux, végétation,...) influençant directement celle-ci. Initialement développé pour les régions polaires (Fettweis et al., 2013), le modèle MAR a été adapté au climat de la Belgique par Wyard et al. (2016). Le modèle MAR a notamment été utilisé pour faire des projections futures sur la Belgique à 5 km de résolution dans le cadre du projet CORDEX.be (<http://www.euro-cordex.be>).

Dans le cadre du CMIP6, le modèle MAR a été forcé par plusieurs GCMs dont le GCM "BCC-CSM2-MR". Des projections climatiques ont été réalisées pour la Wallonie. Les résultats de cette simulation nous ont été fournis par le Laboratoire de Climatologie et Topoclimatologie de L'Université de Liège et ont été intégrés au modèle hydrologique EPICgrid pour la période 2020-2050. Dans la gamme de GCM disponibles sur l'Europe de l'Ouest, BCC-CSM2-MR se situe dans la moyenne au niveau des températures à l'horizon 2100 (autrement dit, il n'est pas le GCM le plus chaud, ni le plus froid).

Très prochainement des résultats complémentaires seront disponibles pour un « GCM chaud » et un « GCM froid ». L'intégration de ces projections climatiques dans la modélisation EPICgrid permettra de prendre en compte l'incertitude qui existe sur l'évolution des émissions des gaz à effet de serre et leurs impacts sur le climat.

Tout comme le modèle ALARO, le modèle MAR introduit un biais entre données observées et simulées. Ce biais a été corrigé par la même méthode que celle utilisée pour les données produites par le modèle ALARO (Maraun et Widmann, 2018).



### **9.6.3 Comparaison des projections climatiques CMIP5 et CMIP6**

Une des grandes différences entre les modèles CMIP5 et CMIP6 est l'amélioration de la simulation de la balance énergétique dans les modèles GCMs du CMIP6 (Wild, 2020). Les RCMs ont également évolué dans la modélisation régionale de ce paramètre.

Comme indiqué au Point 9.2.3.2, les modèles CMIP6 ont également une sensibilité climatique plus élevée que les modèles du CMIP5, avec pour conséquence un réchauffement plus important.

Ainsi, la température moyenne annuelle augmenterait, entre les périodes 2000-2019 et 2031-2050, de 1.4°C pour le scénario MARm alors que cette augmentation de température était estimée à 0.2°C pour le scénario CORDEX IRM RCP 4.5 (scénario CORDEX IRM « moyen »).

L'évolution du rayonnement solaire ainsi que de l'évapotranspiration potentielle telle que prédite par le modèle MARm est en conformité avec les prévisions des GCMs. Ces deux variables devraient augmenter ; cette augmentation (entre les périodes 2000-2019 et 2031-2050) étant de 3.8% pour le rayonnement solaire et de 12.7% pour l'évapotranspiration potentielle.

La Figure 173 présente la comparaison de l'évolution temporelle de ces trois variables pour les scénarios CORDEX IRM et MARm.

En ce qui concerne l'évolution future des précipitations (Figure 174), des différences existent également entre scénarios. Alors que les scénarios CORDEX IRM prédisaient une augmentation des précipitations (entre les horizons 2000-2019 et 2031-2050) (entre 4 et 10% selon le scénario), les simulations réalisées avec le scénario MARm conduisent, quant à elles, à une diminution des précipitations de 3 %.

Les modèles CMIP6 ont permis d'améliorer sensiblement la représentation de certains processus. Les projections climatiques réalisées avec ces modèles présentent de ce fait une robustesse accrue par rapport aux projections réalisées avec les modèles CMIP5. Il s'agit des projections actuellement les plus abouties.

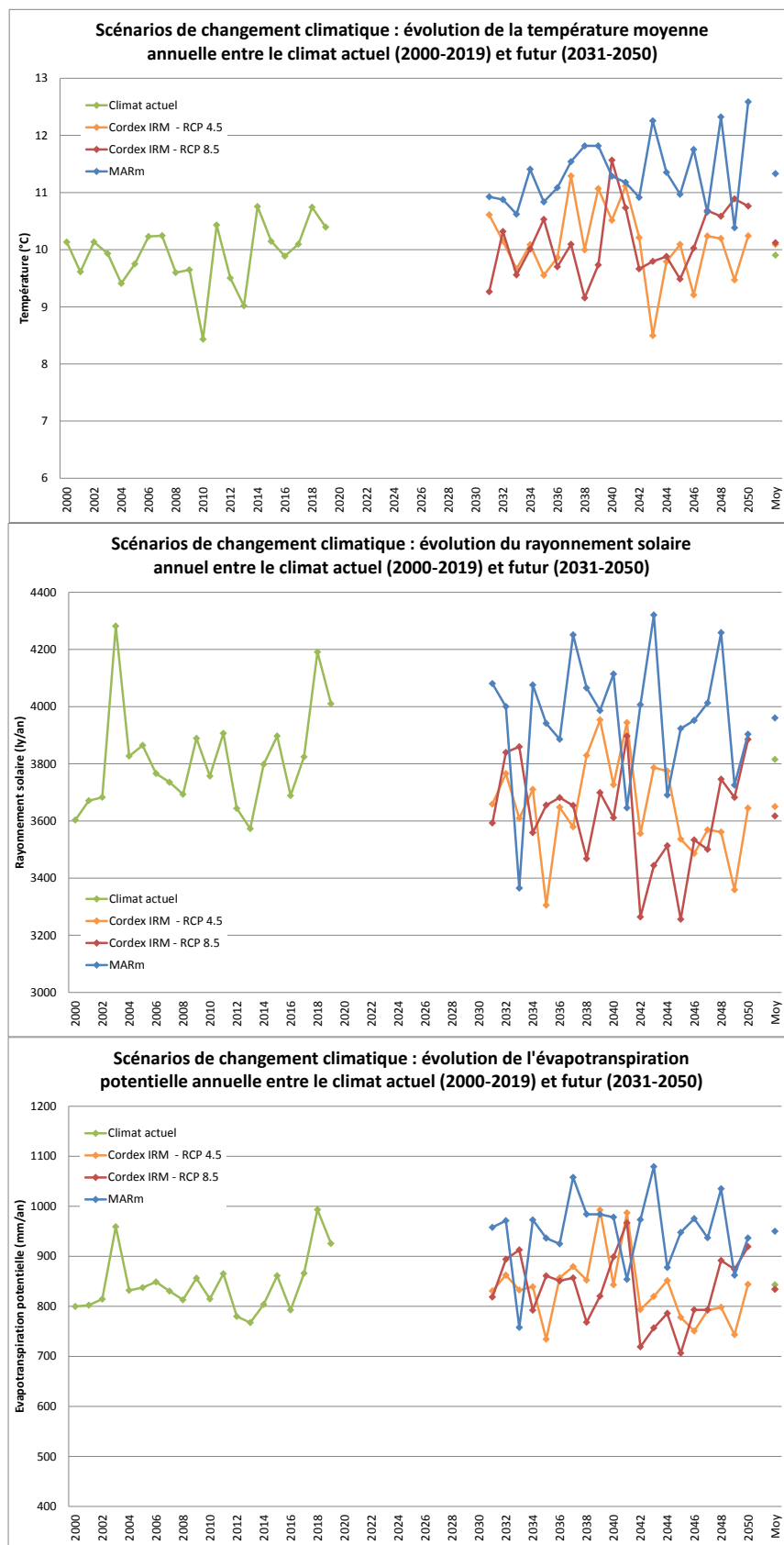


Figure 173 : Scénarios de changement climatique : évolution de la température moyenne, du rayonnement solaire et de l'évapotranspiration potentielle annuels entre le climat actuel (2000-2019) et futur (2031-2050)

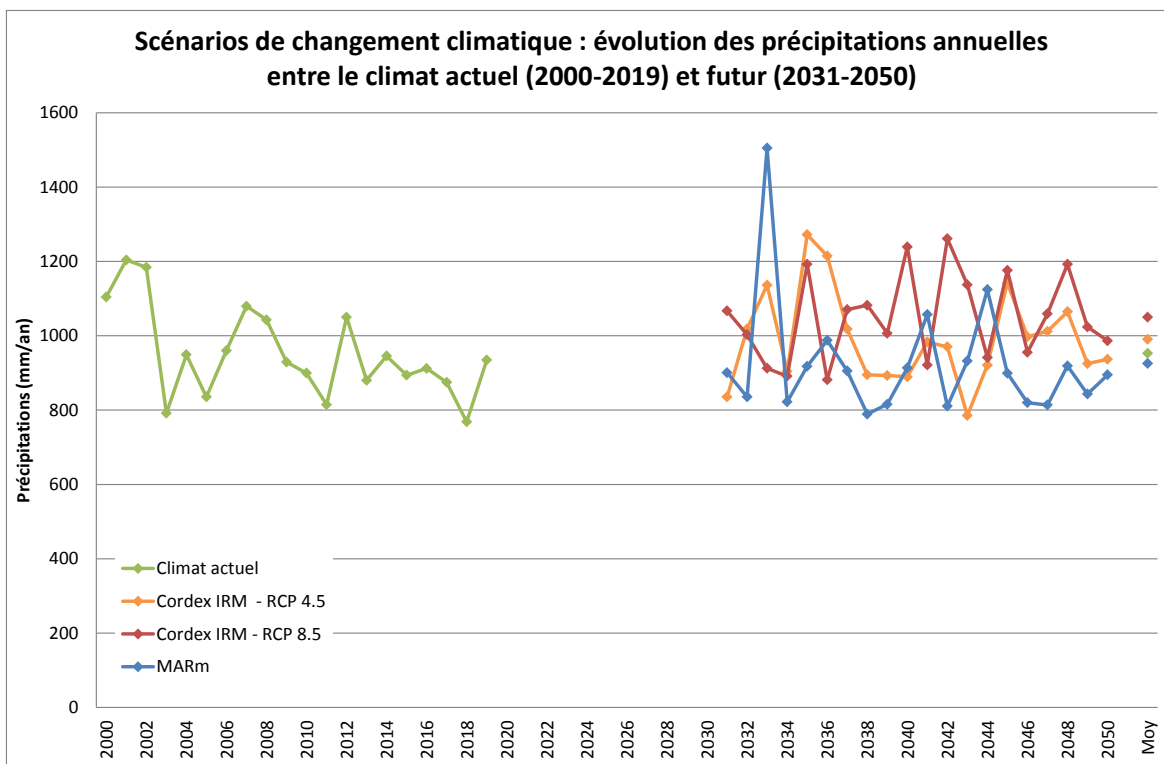


Figure 174 : Scénarios de changement climatique : évolution des précipitations annuelles entre le climat actuel (2000-2019) et futur (2031-2050)

## 9.6.4 Indicateurs quantitatifs

### 9.6.4.1 Bilan hydrologique de la Wallonie

A l'échelle de la Wallonie, le bilan hydrologique simulé à l'horizon 2031-2050 sur base des simulations du modèle MARm (Tableau 85) diffère des simulations CORDEX IRM : les précipitations diminueraient de 3%. Malgré une augmentation de l'évapotranspiration potentielle (cf. Point 9.6.3), l'évapotranspiration réelle diminuerait de 8% du fait d'une disponibilité en eau du sol trop faible pour assurer la demande évapotranspiratoire. L'eau utile disponible pour alimenter les eaux de surface et souterraines serait, à l'échelle annuelle, de 4% supérieure à la valeur actuelle.

Tableau 85 - Modèle EPICgrid - Moyenne interannuelle des précipitations, de l'évapotranspiration réelle (ETR) et de l'eau utile (EU) selon le climat actuel (moyenne 2000-2019) et le scénario de changement climatique MARm (moyenne 2031-2050)

Région Wallonne						
	Précipitations		ETR		EU	
	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm	Mm <sup>3</sup>	mm
<b>Scénario MARm</b>						
Moy 2031-2051	15633	925	8891	526	6742	399
Variation 2000-2019	-3%	-3%	-8%	-8%	4%	4%

#### 9.6.4.2 Ressources en eau souterraine annuellement renouvelables

Selon les simulations réalisées (Tableau 86), le scénario de changement climatique MARM engendrerait une augmentation de 4% (à l'horizon 2031-2050) de l'eau utile en Wallonie. Cette augmentation diffère selon le flux considéré, avec une augmentation respective de 5% pour le ruissellement direct, de 1% pour la recharge des nappes et de 8% pour le flux hypodermique lent (cet aspect étant lié à une disparité spatiale des stress hydriques liée à la diversité spatiale des sols et occupations du sol).

Les ressources en eau souterraine annuellement renouvelables devraient donc rester sensiblement équivalentes aux ressources actuelles. Néanmoins, cet aspect positif est à nuancer en regard des besoins en eau qui risquent d'augmenter (alimentation en eau potable, besoin en eau d'irrigation, ...)

Comme le montre la Figure 175, la tendance observée individuellement à l'échelle des masses d'eau est globalement similaire à celle observée à l'échelle de la Wallonie.

Tableau 86 : Modèle EPICgrid - Recharge annuelle des nappes souterraines au cours des 20 dernières années (2000-2019) et selon le scénario de changement climatique MARM

Région Wallonne				
	EU	RD	RECH	RHL
	Mm <sup>3</sup>	Mm <sup>3</sup>	Mm <sup>3</sup>	Mm <sup>3</sup>
<b>Scénario MARM</b>				
Moy 2031-2051	6742	2034	1840	2848
Variation 2000-2019	4%	5%	1%	8%

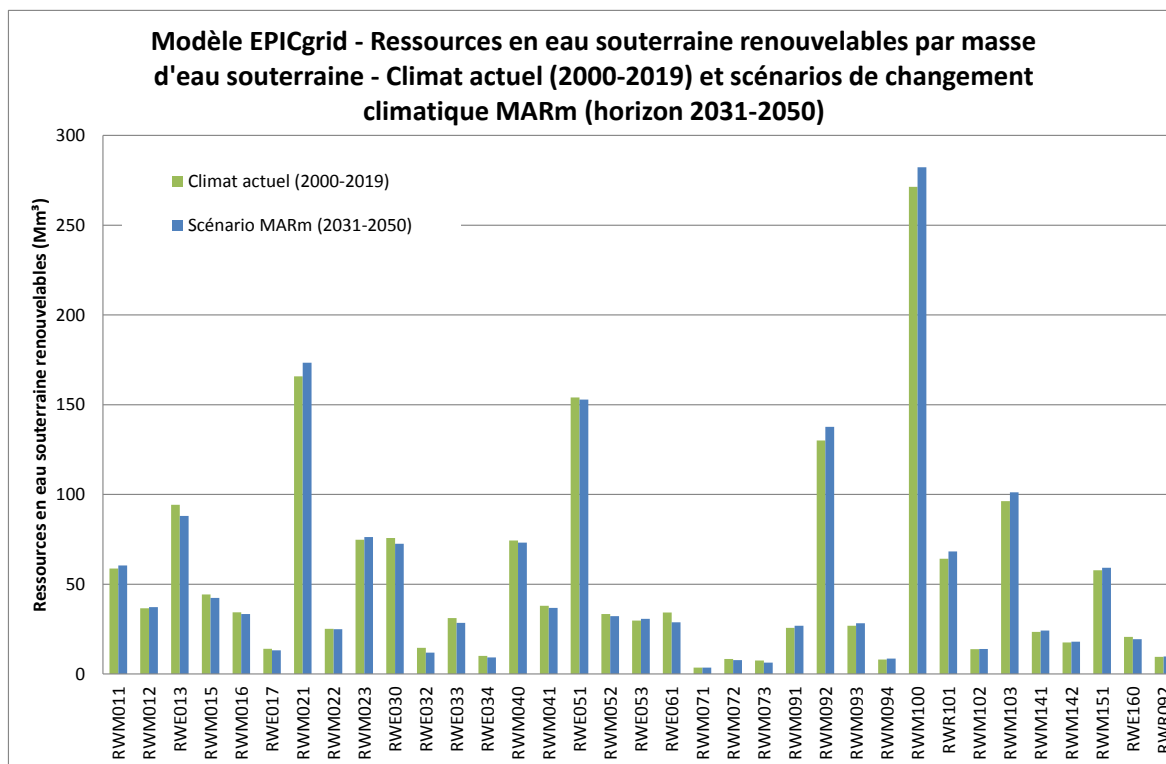


Figure 175 : Modèle EPICgrid - Ressources en eau souterraine renouvelables par masse d'eau souterraine - Climat actuel (1999-2018) et scénario de changement climatique MARM (horizon 2031-2050)

## 9.6.5 Indicateurs qualitatifs – azote

### 9.6.5.1 Evolution des pressions

#### Flux d'azote vers les eaux de surface

L'évolution future des flux d'azote vers les eaux de surface pour la Wallonie selon le scénario de changement climatique MARm est présentée à la Figure 176 et la Figure 177 respectivement pour les scénarios de pratiques agricoles « tendanciel » et « transitoire ».

Les modifications climatiques engendrent une augmentation des flux d'azote vers les eaux de surface quel que soit le scénario agronomique.

Comme le montre la comparaison de la Figure 176 et de la Figure 177, le driver principal qui détermine les pertes d'azote vers les eaux de surface est le climat et non le scénario de pratiques agricoles. Les flux d'azote vers les eaux de surface sont cependant légèrement plus faibles pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.

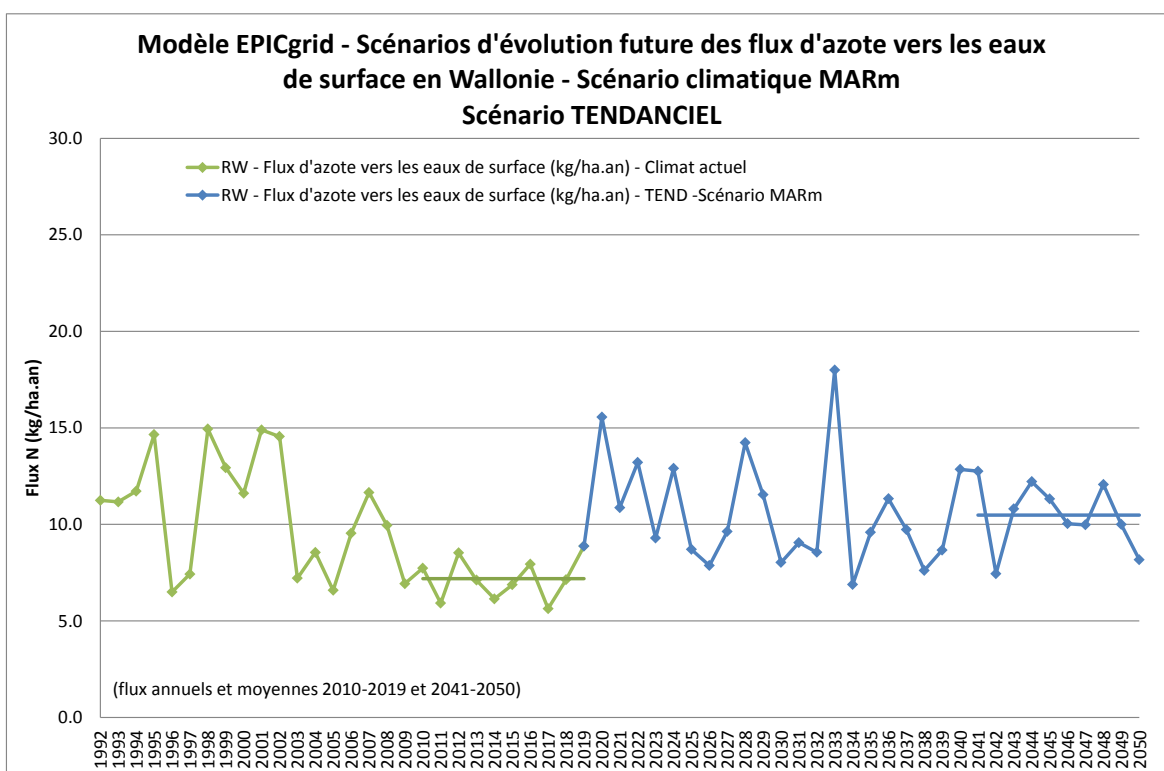


Figure 176 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux de surface en Wallonie - Scénario climatique MARm - Scénario TENDANCIEL

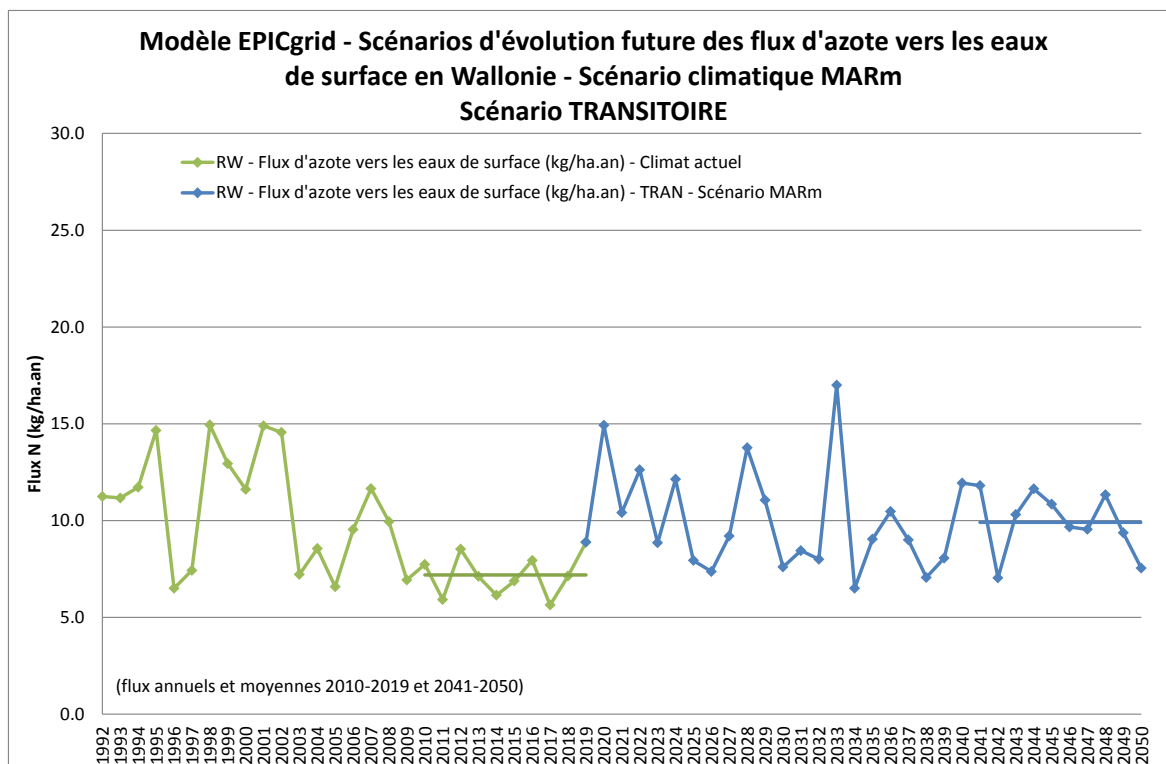


Figure 177 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux de surface en Wallonie - Scénario climatique MARm - Scénario TRANSITOIRE

#### Flux d'azote vers les eaux souterraines

L'évolution future (scénario climatique MARm) des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie est présentée à la Figure 178 pour le scénario tendanciel et à la Figure 179 pour le scénario transitoire.

Les tendances qui se dégagent sont identiques à celles observées pour les eaux de surface :

- une augmentation des flux quel que soit le scénario agronomique ;
- des pertes d'azote principalement influencées par le climat ; le scénario transitoire engendrant des pertes légèrement plus faibles que le scénario tendanciel.

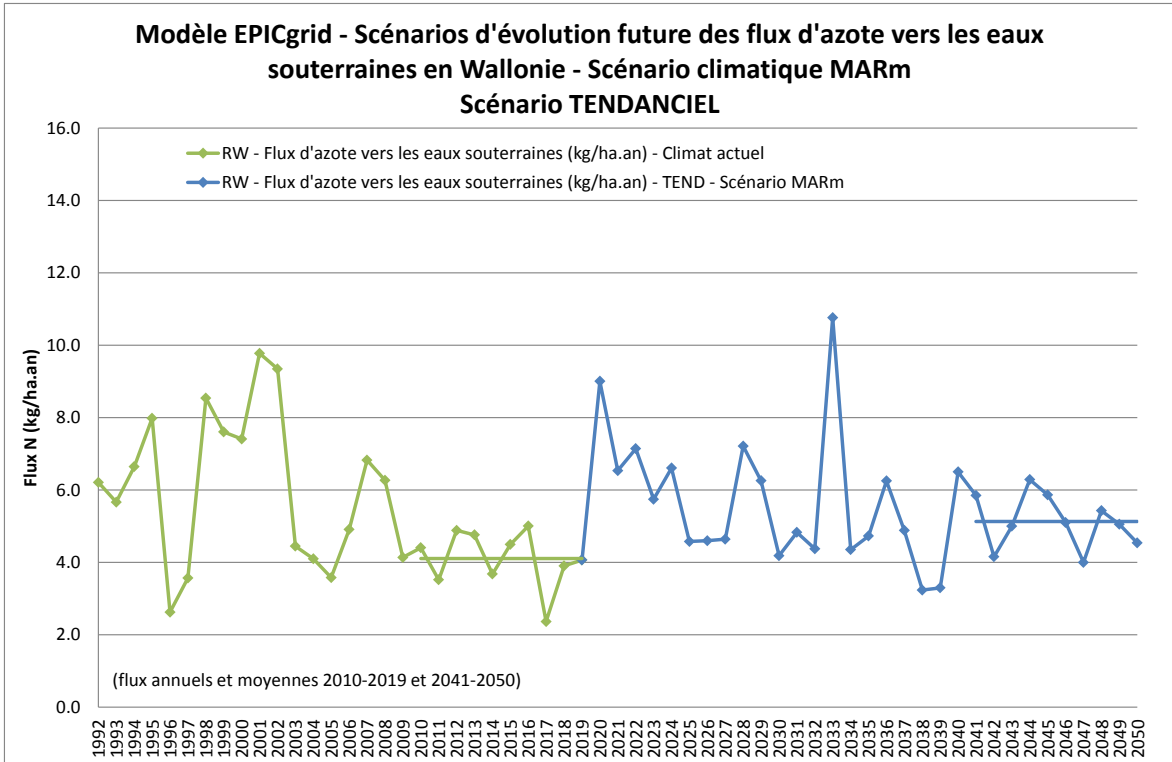


Figure 178 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie - Scénario climatique MARM - Scénario TENDANCIEL

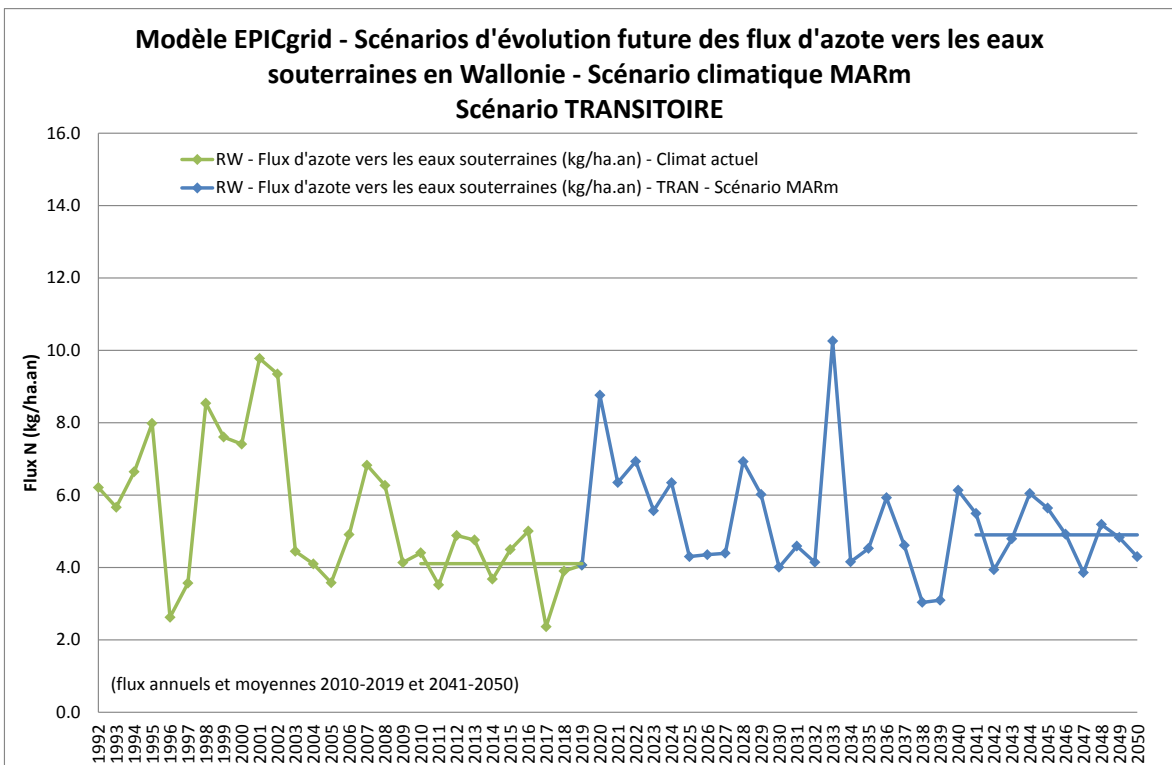


Figure 179 : Modèle EPICgrid - Scénarios d'évolution future des flux d'azote vers les eaux souterraines en Wallonie - Scénario climatique MARM - Scénario TRANSITOIRE

### Concentration en nitrate à la base de la zone racinaire

La Figure 180 et la Figure 181 présentent l'évolution de la concentration en nitrate à la base de la zone racinaire (horizon 2047-2050) respectivement pour le scénario tendanciel et pour le scénario transitoire.

La comparaison entre ces concentrations futures estimées et les concentrations simulées pour la période actuelle (moyenne 2016-2019) montre que le scénario climatique MARm engendrerait une augmentation des concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire tant à l'échelle de la Wallonie qu'à l'échelle des zones vulnérables. Cette augmentation des concentrations en azote est à mettre en relation avec l'accroissement des stress hydriques qui, en perturbent la croissance des plantes, peuvent entraîner des reliquats d'azote plus importants en automne.

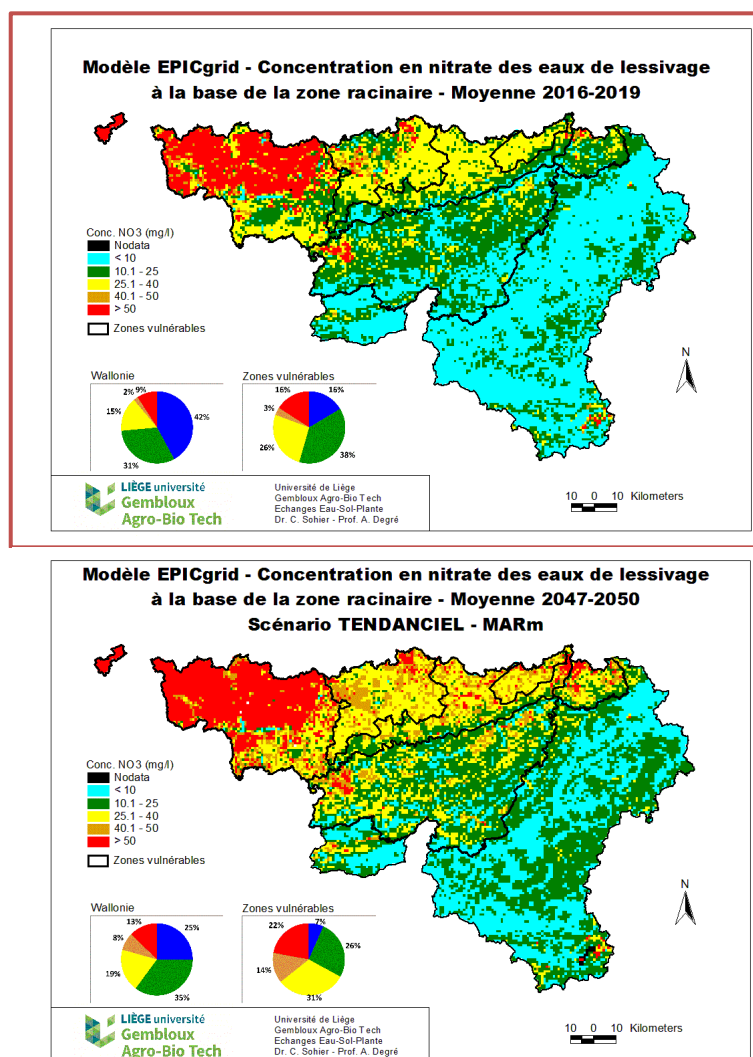


Figure 180 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon le scénario climatique MARm - Scénario TENDANCIEL



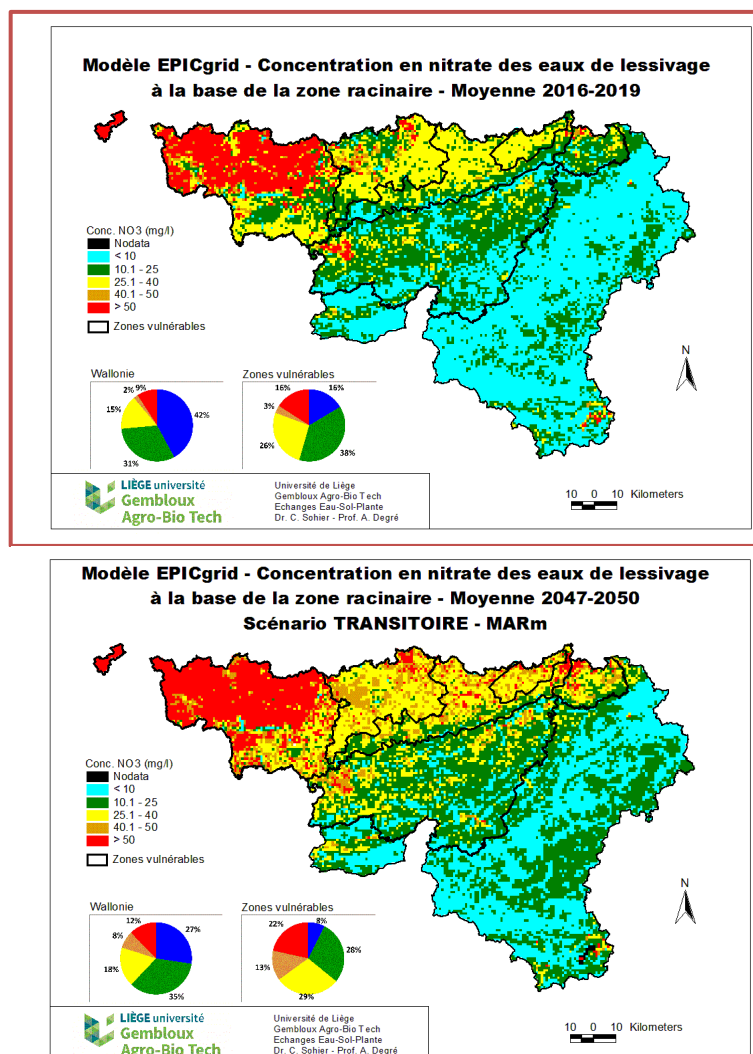


Figure 181 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon le scénario climatique MARM - Scénario TRANSITOIRE

#### 9.6.5.2 Evolution de la qualité de la recharge des nappes de base

La Figure 182 et la Figure 183 présentent respectivement, pour chacun des deux scénarios agronomiques, les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base pour l'horizon 2047-2050 au regard des concentrations actuelles (2016-2019).

Les concentrations estimées avec le scénario MARM à l'horizon 2050 sont globalement plus élevées qu'aujourd'hui sauf pour les nappes présentant un temps de transfert relativement élevé dont la qualité des eaux de lessivage est influencée par l'amélioration des pratiques agricoles engendrées par la mise en œuvre du PGDA.

En ce qui concerne le scénario agronomique, les deux scénarios conduiraient à une évolution relativement semblable des concentrations en nitrate à proximité des nappes de base, ces concentrations étant légèrement plus faibles pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel.

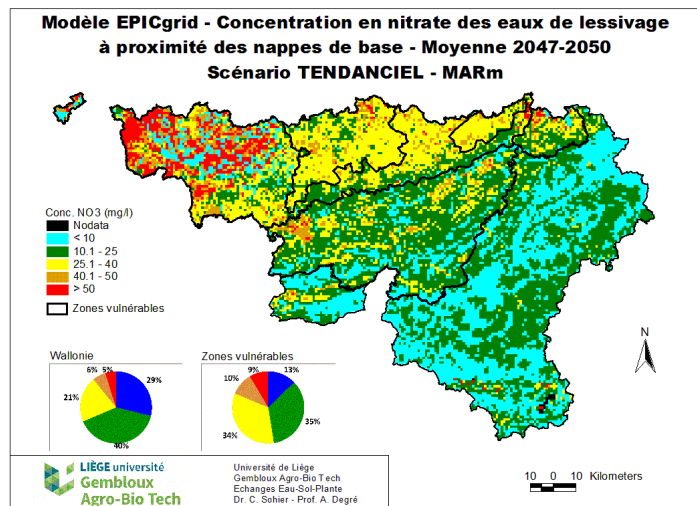
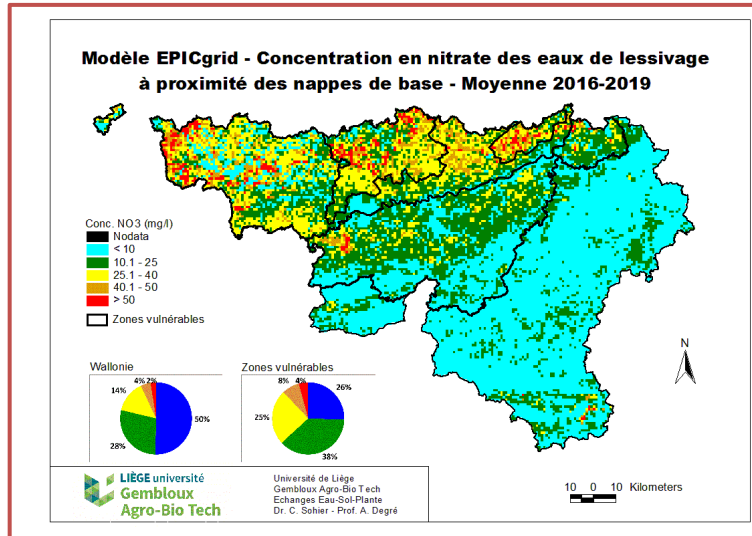


Figure 182 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon le scénario climatique MARM - Scénario TENDANTIEL

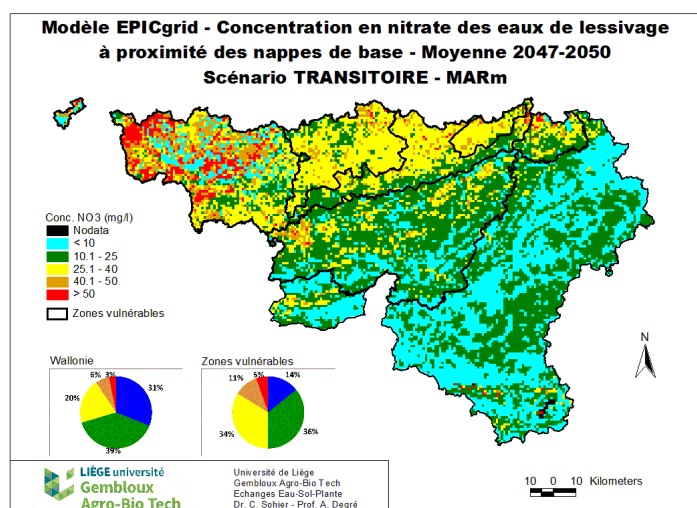
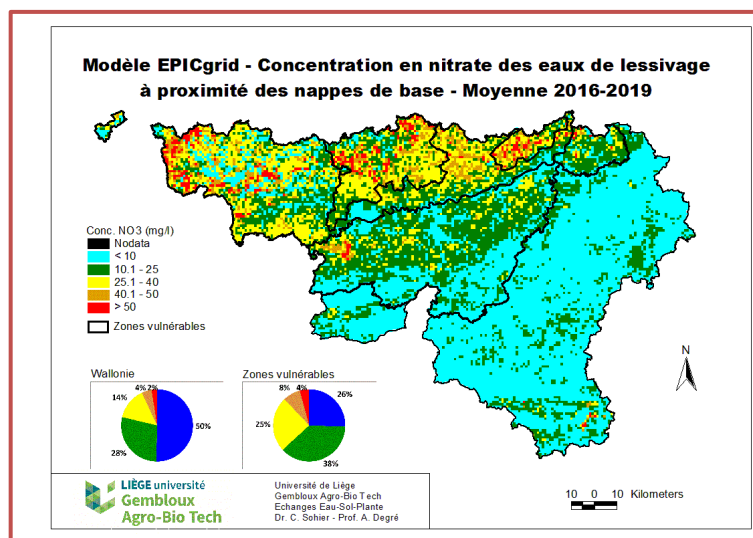


Figure 183 : Modèle EPICgrid : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base - Moyenne 2016-2019 et 2047-2050 selon le scénario climatique MARm – Scénario TRANSITOIRE

## 9.6.6 Indicateurs qualitatifs – pesticides

### 9.6.6.1 Introduction

L'impact de l'évolution de l'utilisation de pesticides couplé aux modifications climatiques est évalué selon la même méthodologie que celle utilisée précédemment pour les scénarios climatiques CORDEX IRM (cf. Point 9.5.4).

Ainsi :

- pour la problématique « eaux de surface », les simulations prospectives ont été réalisées pour le bassin de la Dendre (un des bassins présentant actuellement les concentrations en pesticides dans les eaux de surface les plus élevées) et pour les différents pesticides identifiés comme problématiques pour les eaux de surface par le SPW (chlortoluron, cyperméthrine, diflufenican, flufenacet, métolachlore, métamitronne et terbuthylazine).

- pour la problématique « eaux souterraines », l'impact des scénarios prospectifs sur l'évolution des concentrations en pesticides des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base est évalué pour les pesticides identifiés comme problématiques par le SPW (bentazone, chlorothalonil SA, desphenylChloridazon, metolachlore ESA et metazachlore ESA). Pour évaluer cet impact, la masse d'eau des Sables du Bruxellien (RWE051) a été sélectionnée du fait des concentrations importantes en pesticides qui y sont observées. Pour le metazachlore ESA, c'est la masse d'eau RWM021 qui a été sélectionnée étant donné que le metazachlore est majoritairement appliqué en culture de colza.

#### 9.6.6.2 Concentration en pesticides dans les eaux de surface

L'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux de surface (bassin de la Dendre) est présentée pour les différents scénarios considérés à la Figure 184 pour le chlortoluron, à la Figure 185 pour la cyperméthrine, à la Figure 186 pour le diflufénican, à la Figure 187 pour le flufenacet, à la Figure 188 pour le métolachlore, à la Figure 189 pour la métamitronne et à la Figure 190 pour la terbuthylazine.

Les concentrations en pesticides dans les eaux de surface devraient évoluer différemment selon les molécules et les scénarios considérés. Néanmoins des tendances se dégagent avec :

- globalement une diminution des concentrations en pesticides dans les eaux de surface <sup>8</sup>; cette diminution étant plus importante pour le scénario transitoire que pour le scénario tendanciel ;
- une forte variation interannuelle des concentrations (pour tous les scénarios).

---

<sup>8</sup> Sauf pour le chlortoluron et le diflufénican (scénario tendanciel)

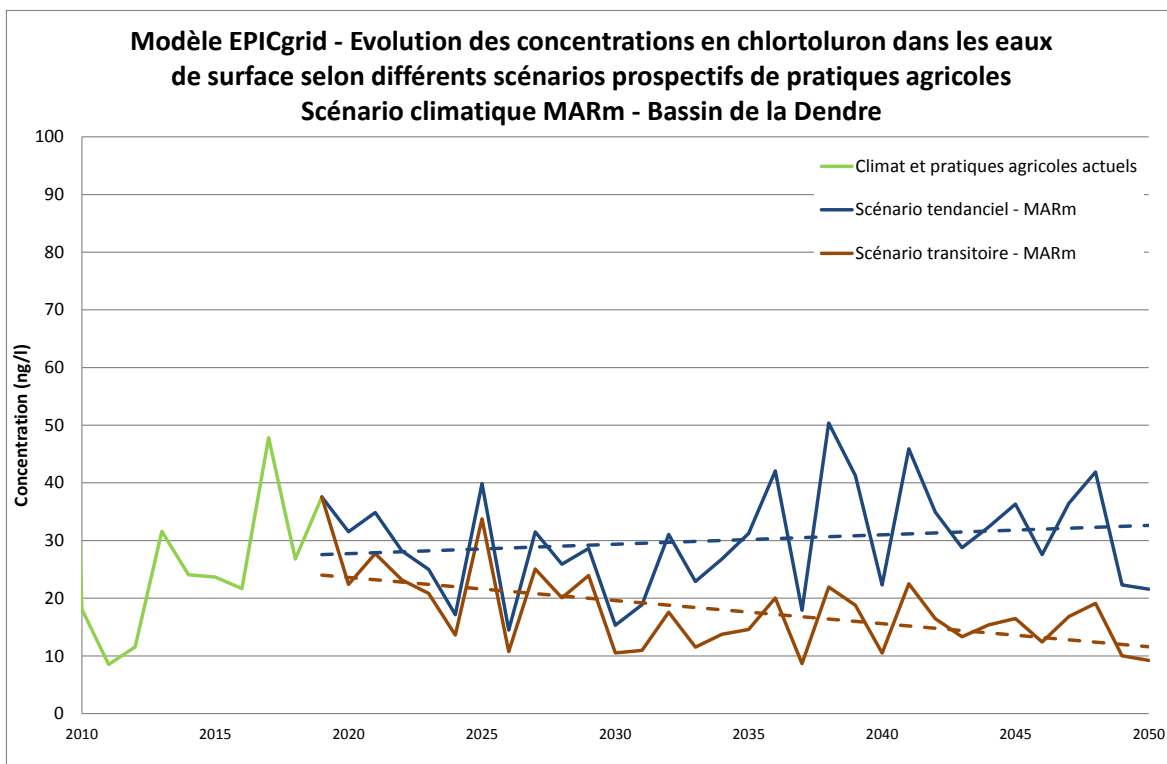


Figure 184 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en chlortoluron dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

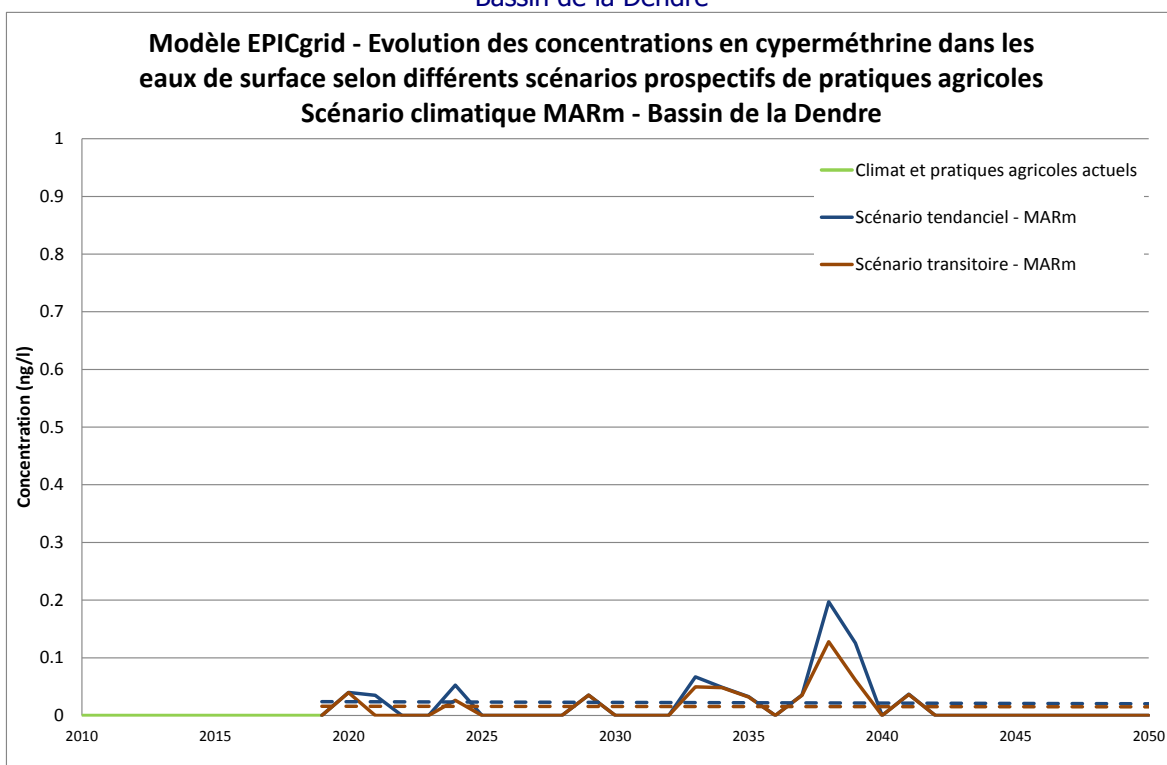


Figure 185 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en cyperméthrine dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

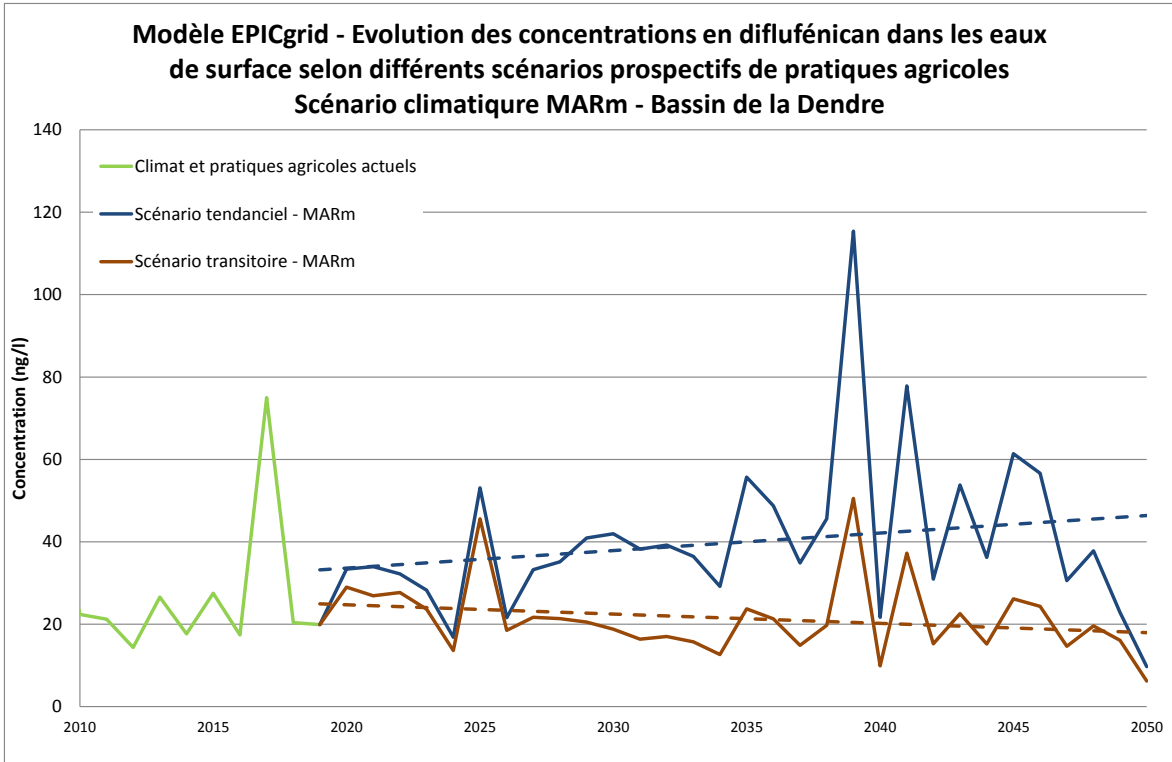


Figure 186 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en diflufenican dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

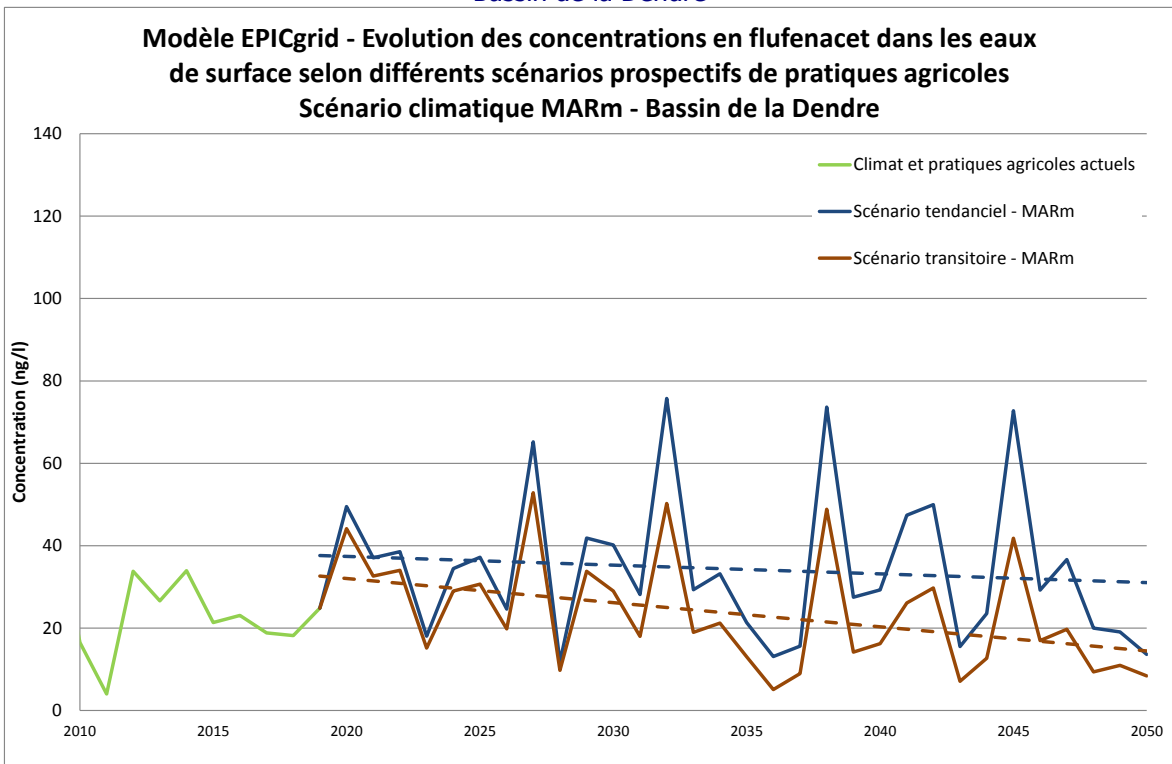


Figure 187 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en flufenacet dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

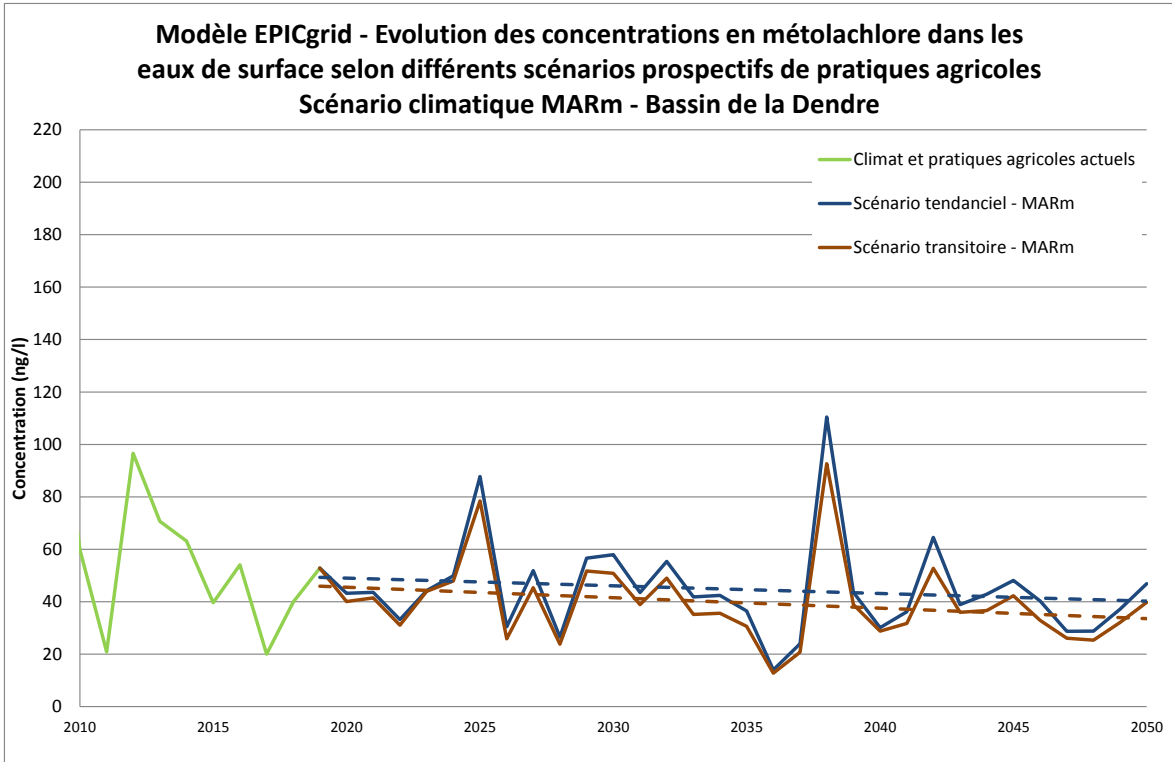


Figure 188 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en métolachlore dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

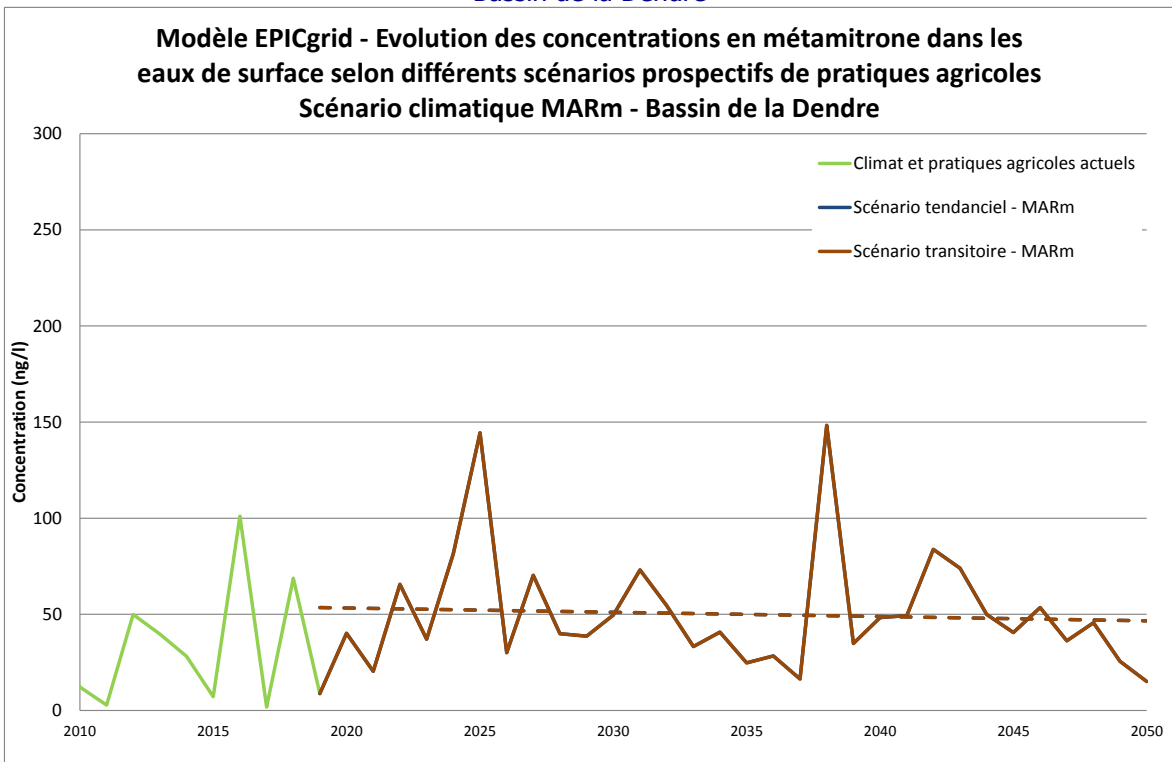


Figure 189 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en métamitronne dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Bassin de la Dendre

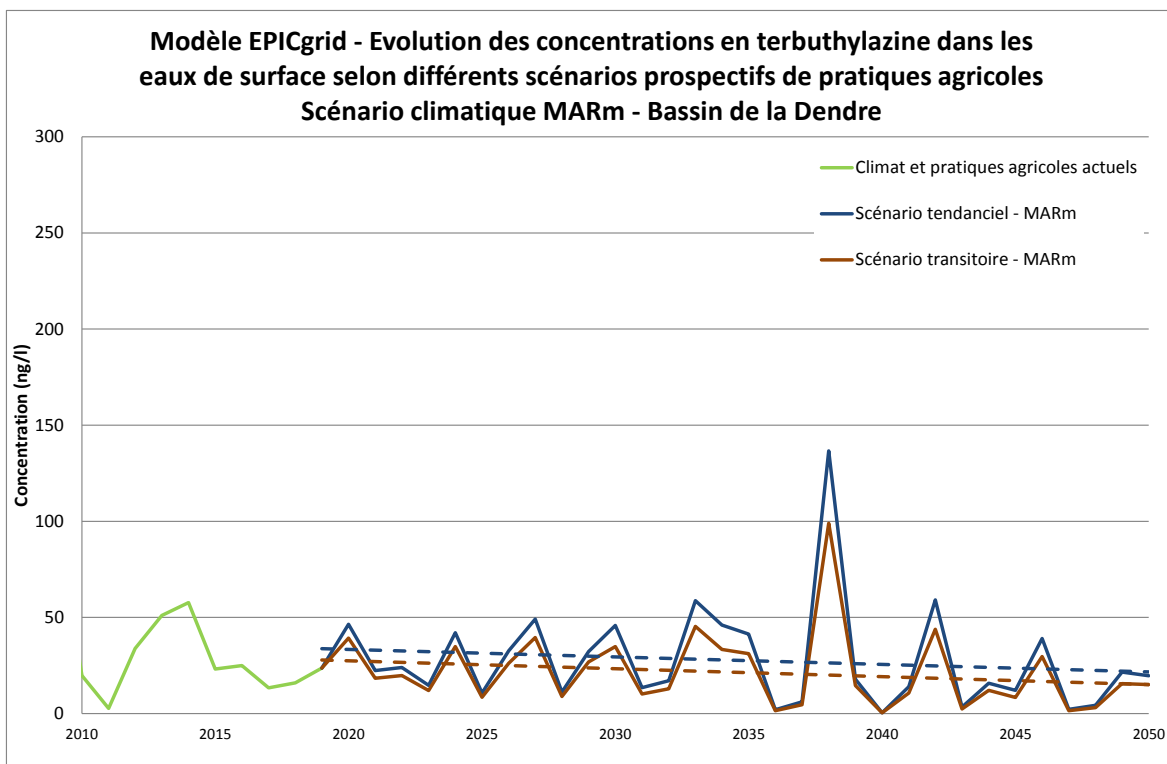


Figure 190 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en terbuthylazine dans les eaux de surface selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARM - Bassin de la Dendre

### 9.6.6.3 Concentration en pesticides dans les eaux souterraines

L'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux souterraines (masse d'eau RWE051 ou RWM021 (metazachlore ESA)) est présentée pour les différents scénarios considérés à la Figure 191 pour la bentazone, à la Figure 192 pour le chlorothalonil SA, à la Figure 193 pour le metolachlore ESA et à la Figure 194 pour le metazachlore ESA.

Tout comme pour les eaux de surface, les concentrations en pesticides ont globalement tendance à diminuer selon les différents scénarios envisagés.



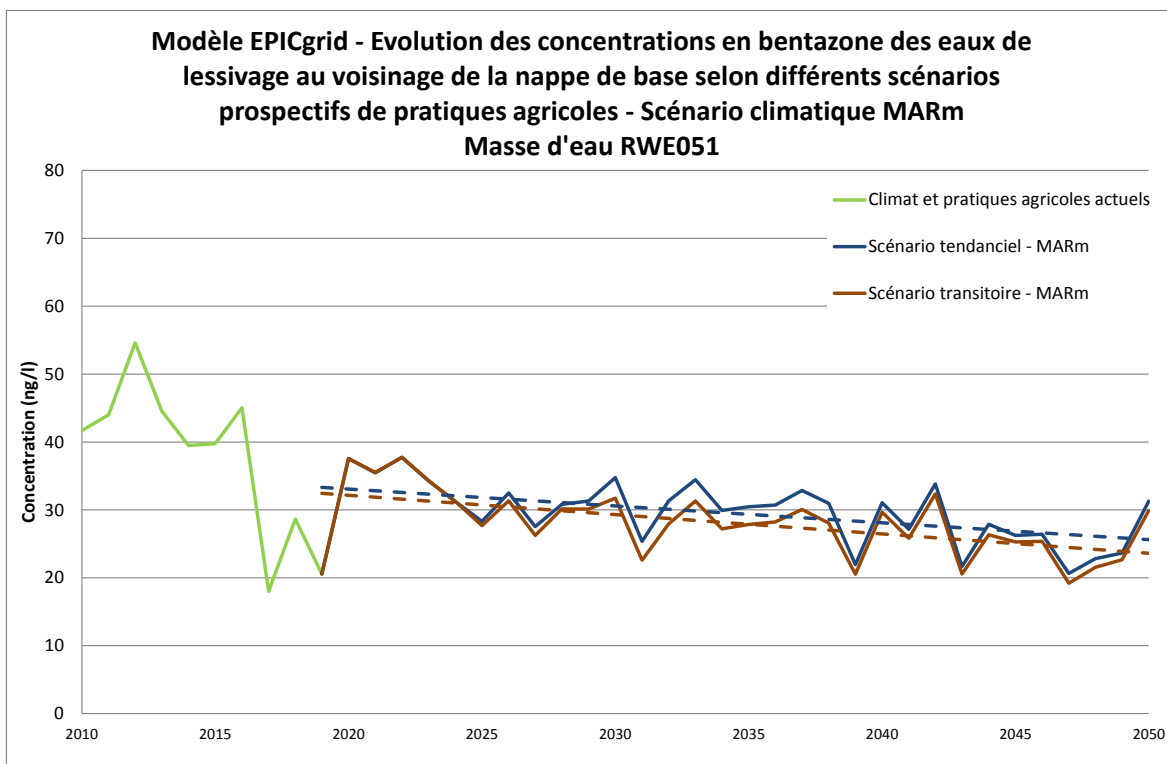


Figure 191 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en bentazone des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Masse d'eau RWE051

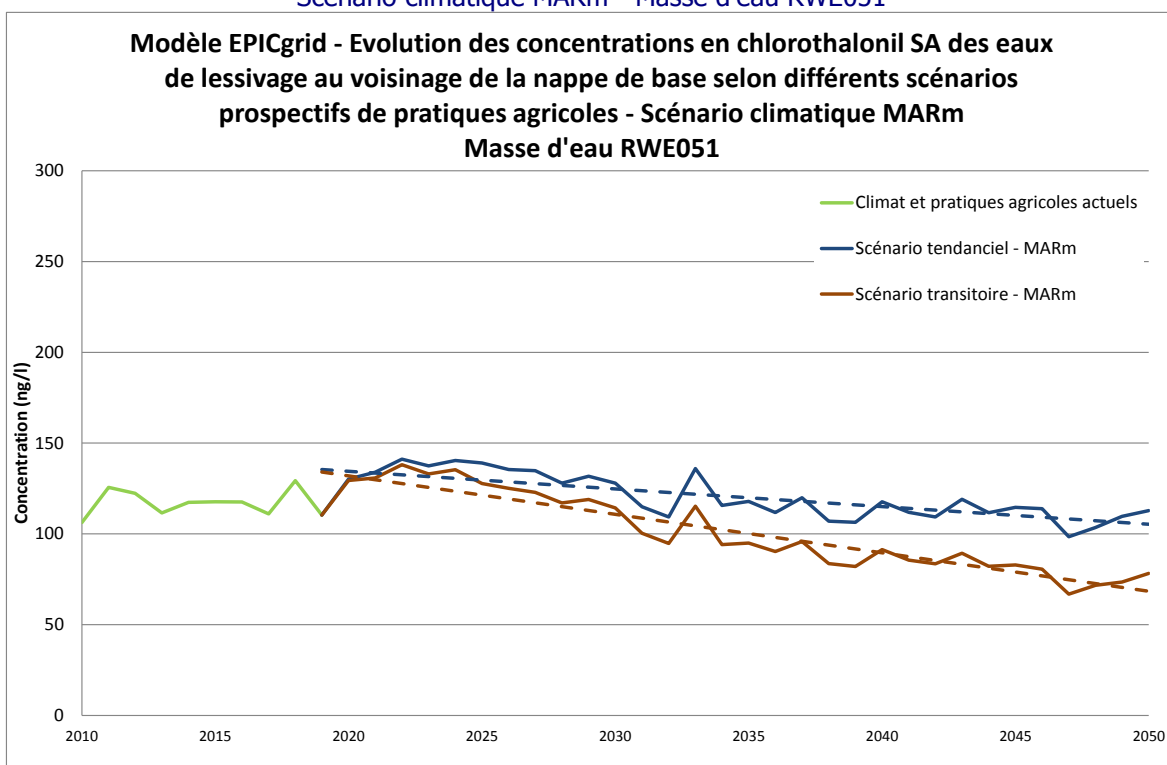


Figure 192 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en chlorothalonil SA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Masse d'eau RWE051

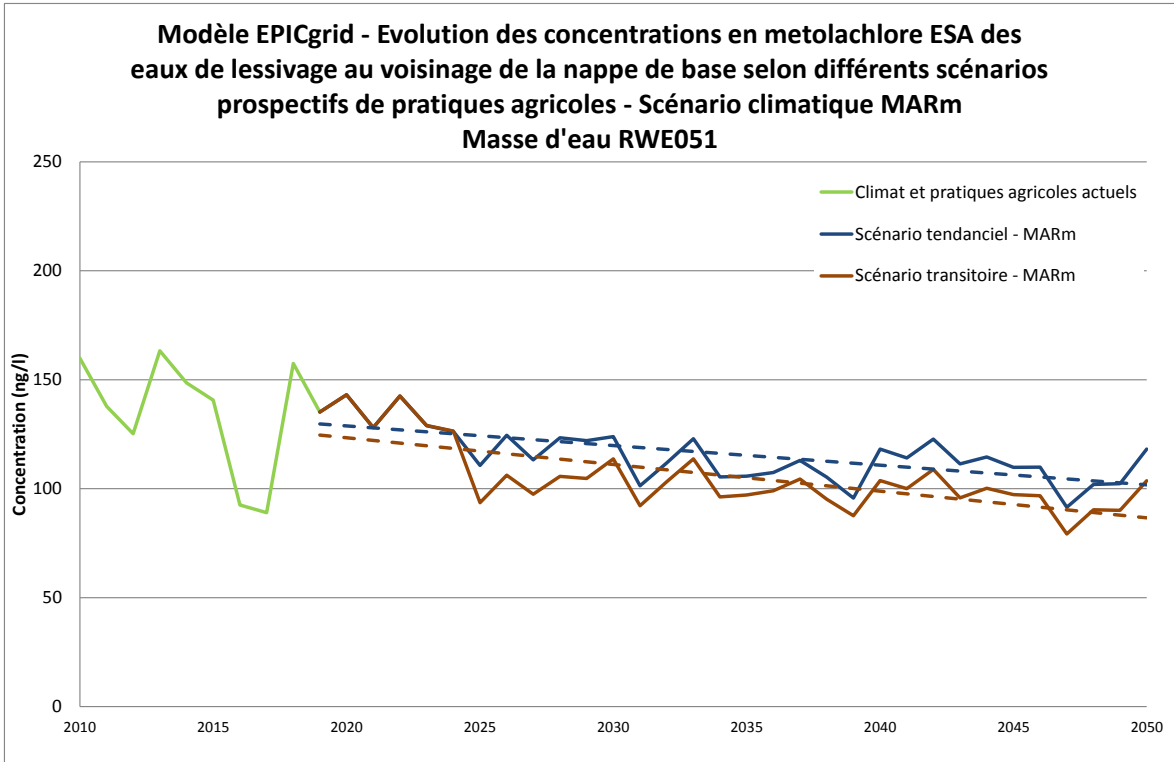


Figure 193 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en metolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Masse d'eau RWE051

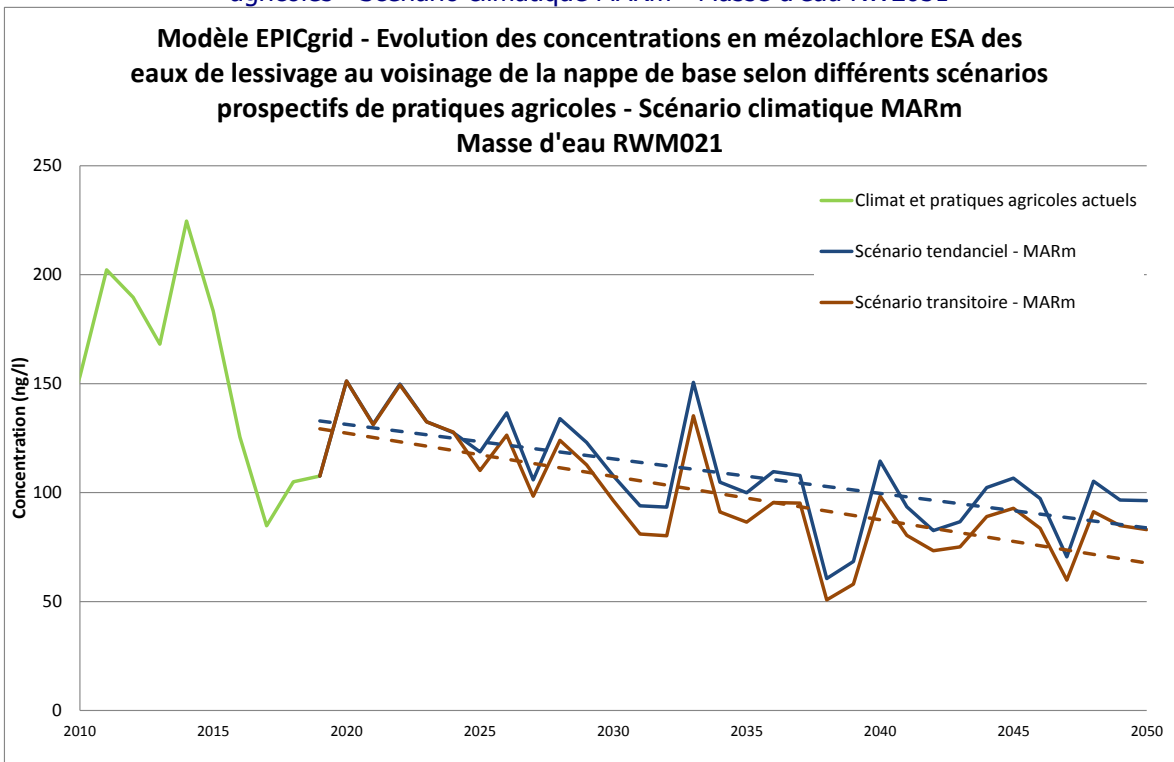


Figure 194 : Modèle EPICgrid - Evolution des concentrations en mézolachlore ESA des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base selon différents scénarios prospectifs de pratiques agricoles - Scénario climatique MARm - Masse d'eau RWM021

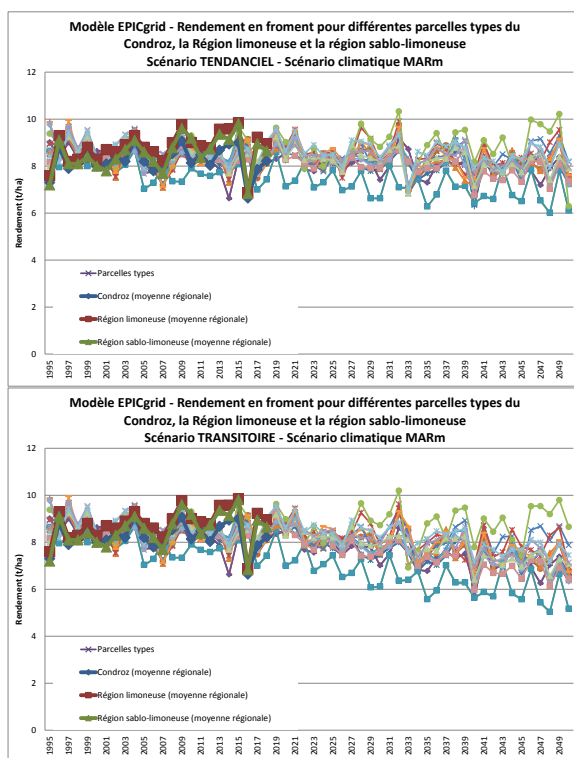
### 9.6.7 Production agricole : Rendements

L'évolution des rendements jusqu'en 2050 selon les différents scénarios de pratiques agricoles est présentée à la Figure 195 pour le froment, à la Figure 196 pour l'escourgeon, à la Figure 197 pour l'épeautre et à la Figure 198 pour la pomme de terre.

De l'analyse de ces résultats, il ressort pour les céréales (froment, escourgeon et épeautre) que :

- les rendements à l'horizon 2050 diminuent quel que soit le scénario de pratiques agricoles ;
- la diminution de rendement est plus accentuée dans le scénario transitoire que dans le scénario tendanciel ;

En ce qui concerne les rendements en pomme de terre, les scénarios tendanciel et transitoire induisent une diminution des rendements (légèrement plus élevée pour le scénario transitoire).



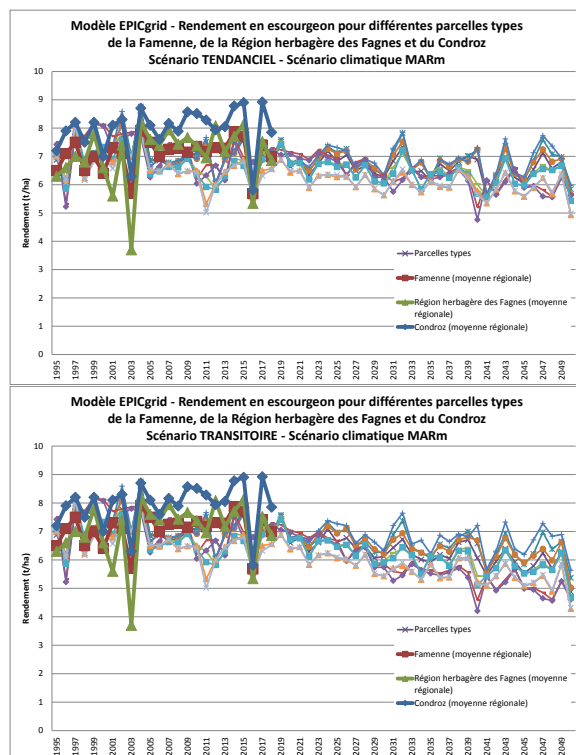


Figure 196 : Modèle EPICgrid - Rendement en escourgeon pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et le scénario de changement climatique MARm

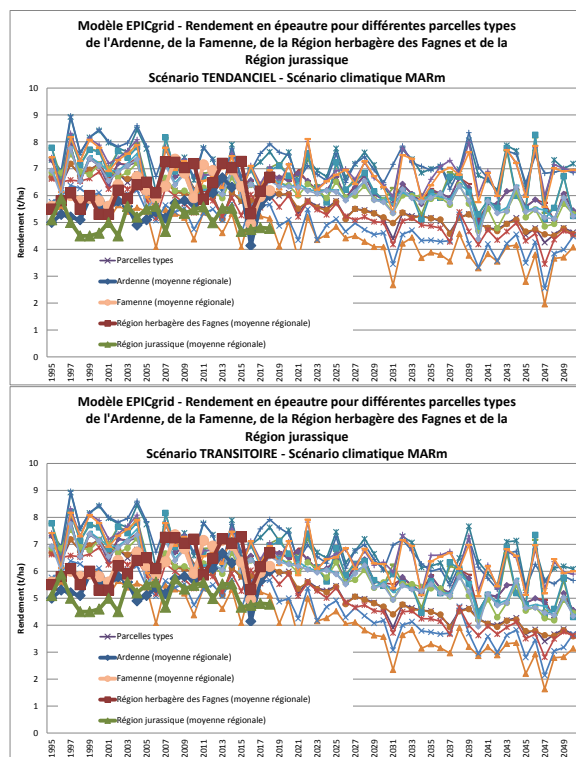


Figure 197 : Modèle EPICgrid - Rendement en épeautre pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et le scénario de changement climatique MARm

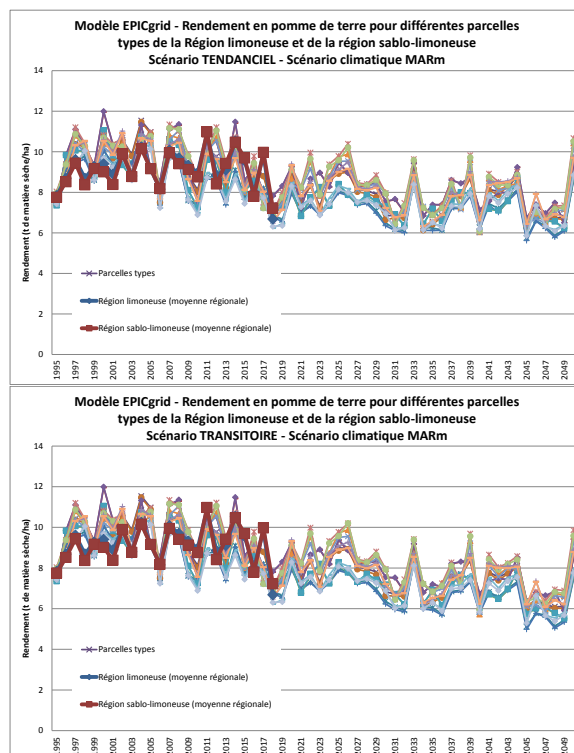


Figure 198 : Modèle EPICgrid - Rendement en pomme de terre pour différentes parcelles types de la Famenne, de la Région herbagère des Fagnes et du Condroz et pour différents scénarios de pratiques culturales et le scénario de changement climatique MARm

### 9.6.8 Déficients hydriques sous culture et besoin en eau d'irrigation

#### 9.6.8.1 Introduction

L'impact des changements climatiques sur les besoins en eau des cultures a été évalué sur base de la méthodologie et des deux indicateurs présentés ci-avant pour les cultures les plus représentées au sein des différentes régions agricoles.

Les besoins en eau en conditions climatiques actuelles et futures ont été simulés pour les cinq cultures principales que sont l'escourgeon, le froment, le maïs, la betterave et la pomme de terre.

#### 9.6.8.2 Durée du déficit hydrique

La Figure 199 présente, pour les principales cultures implantées en Région wallonne, la médiane de la durée du déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) en conditions climatiques actuelles et en climat perturbé (scénario climatique MARm).

Les résultats obtenus avec le scénario climatique MARm divergent totalement de ceux obtenus avec le scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5. Alors que le scénario CORDEX IRM RCP 8.5 engendrait une diminution de la durée du déficit hydrique, le scénario MARm prédit (pour les cinq cultures étudiées) une augmentation de la durée du déficit hydrique.

Cette différence voit son origine dans la différence qu'il existe entre les deux scénarios climatiques au niveau de l'estimation de l'évolution future des variables climatiques de l'évapotranspiration potentielle (ETP) (Figure 200). Pour rappel, les scénarios CORDEX IRM prédisent une légère diminution de l'ETP alors que le scénario MARm prédit une augmentation de cette dernière. De plus, la distribution interannuelle des précipitations est très différente d'un scénario à l'autre. Les précipitations estivales sont beaucoup plus faibles dans le scénario MARm que dans le scénario CORDEX IRM RCP 8.5. Ces précipitations estivales plus faibles couplées à une ETP plus importante induisent un déficit hydrique (P-ETP) d'avril à septembre beaucoup plus important dans le scénario MARm que dans le scénario CORDEX IRM RCP 8.5.

Au vu des considérations énoncées au Point 9.6.3, rappelons que le scénario MARm constitue, à ce jour, le scénario de changement climatique le plus abouti.

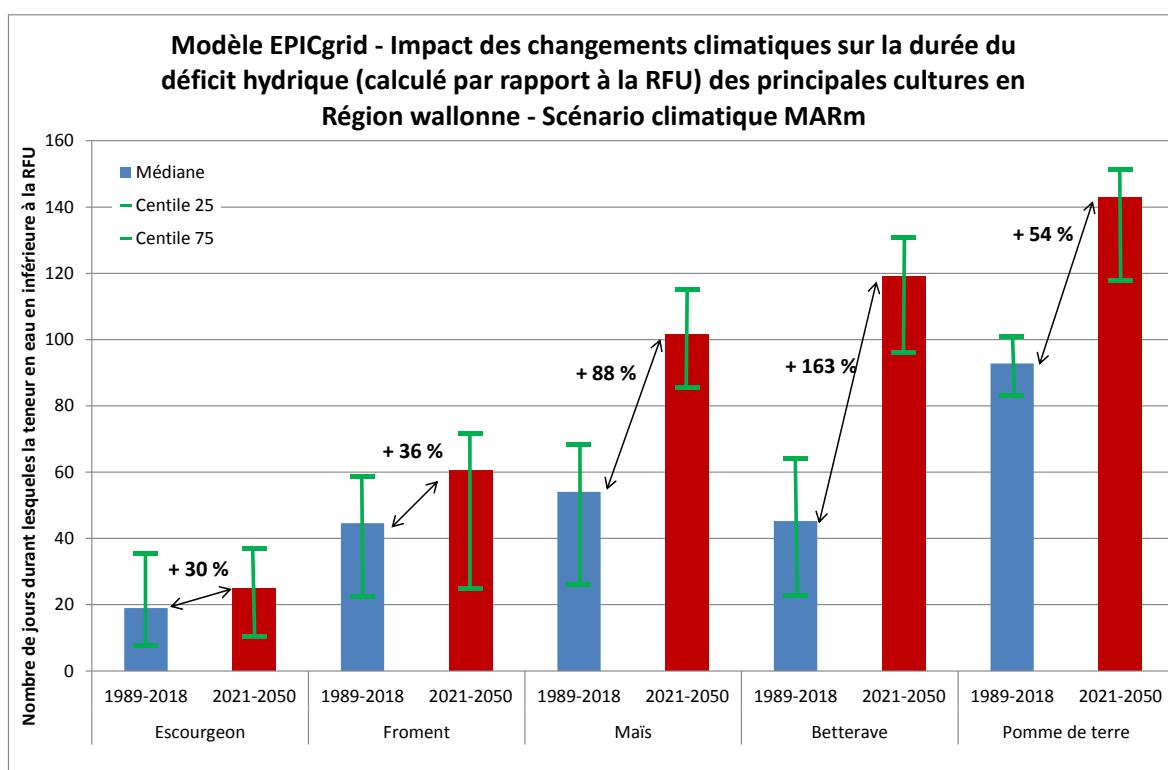


Figure 199 : Modèle EPICgrid - Impact des changements climatiques sur la durée du déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) des principales cultures en Région wallonne - Scénario climatique MARm

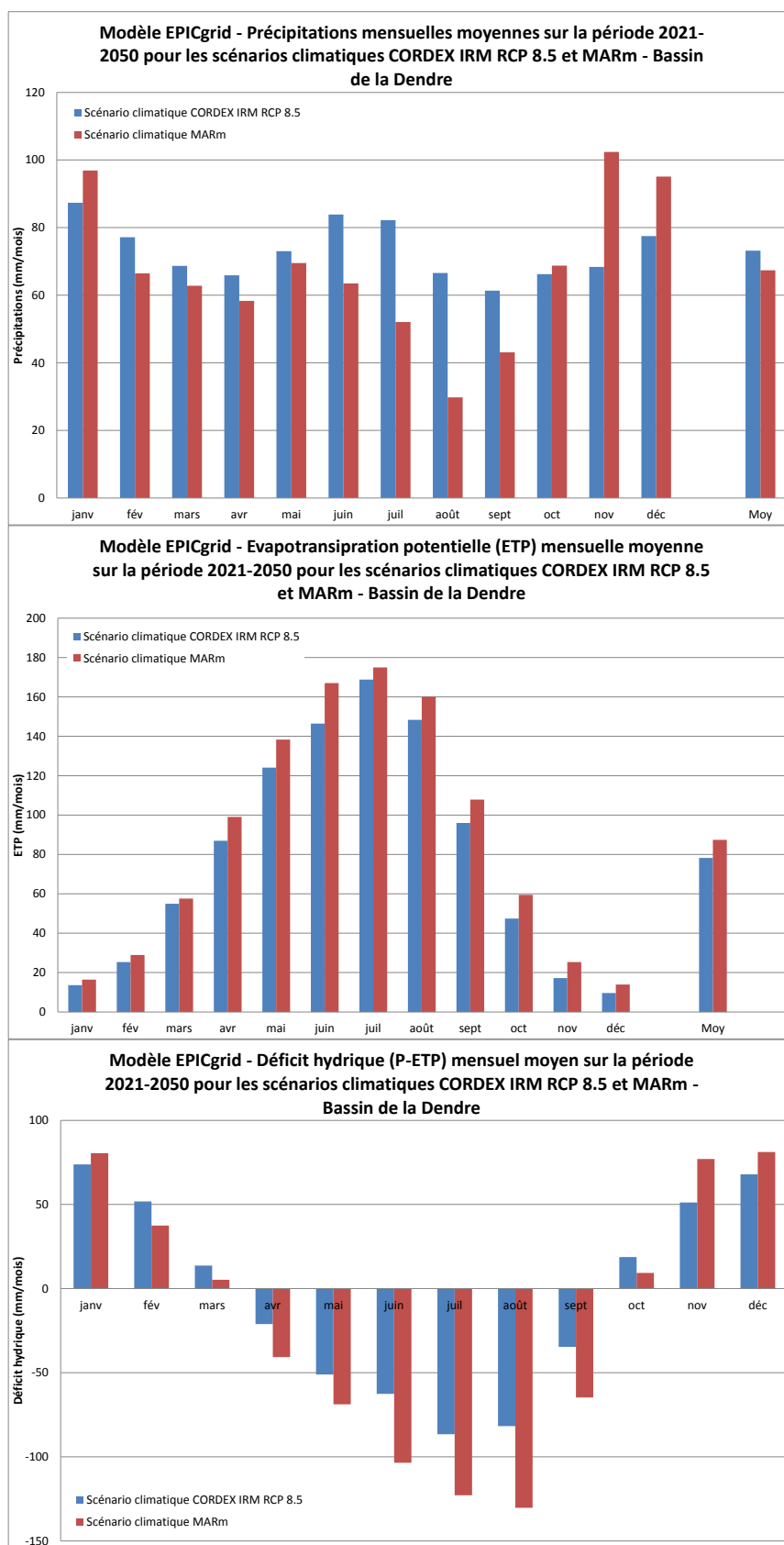


Figure 200 : Modèle EPICgrid – Précipitations (P), évapotranspiration potentielle (ETP) et déficit hydrique (P-ETP) mensuels moyens sur la période 2021-2050 pour les scénarios climatiques CORDEX IRM RCP 8.5 et MARM - Bassin de la Dendre

### 9.6.8.3 Importance du déficit hydrique

Comme indiqué au paragraphe 9.4.6.2, l'importance du déficit hydrique est appréhendé au travers du calcul du déficit hydrique moyen calculé sur la période durant laquelle la teneur en eau de la zone racinaire est inférieure à la RFU. Ces déficits hydriques ainsi calculés sont présentés à la Figure 201 pour les principales cultures implantées en Région wallonne sous forme de médiane établie sur les périodes climatiques 1989-2018 et 2021-2050 (scénario climatique MARm).

Tout comme pour la durée du déficit hydrique, les deux scénarios climatiques engendrent des résultats très différents : les déficits hydriques diminuent pour le scénario climatique CORDEX IRM RCP 8.5 et augmentent pour le Scénario climatique MARm.

Comme rappelé au point précédent, les prévisions du scénario MARm semblent les plus réalistes.

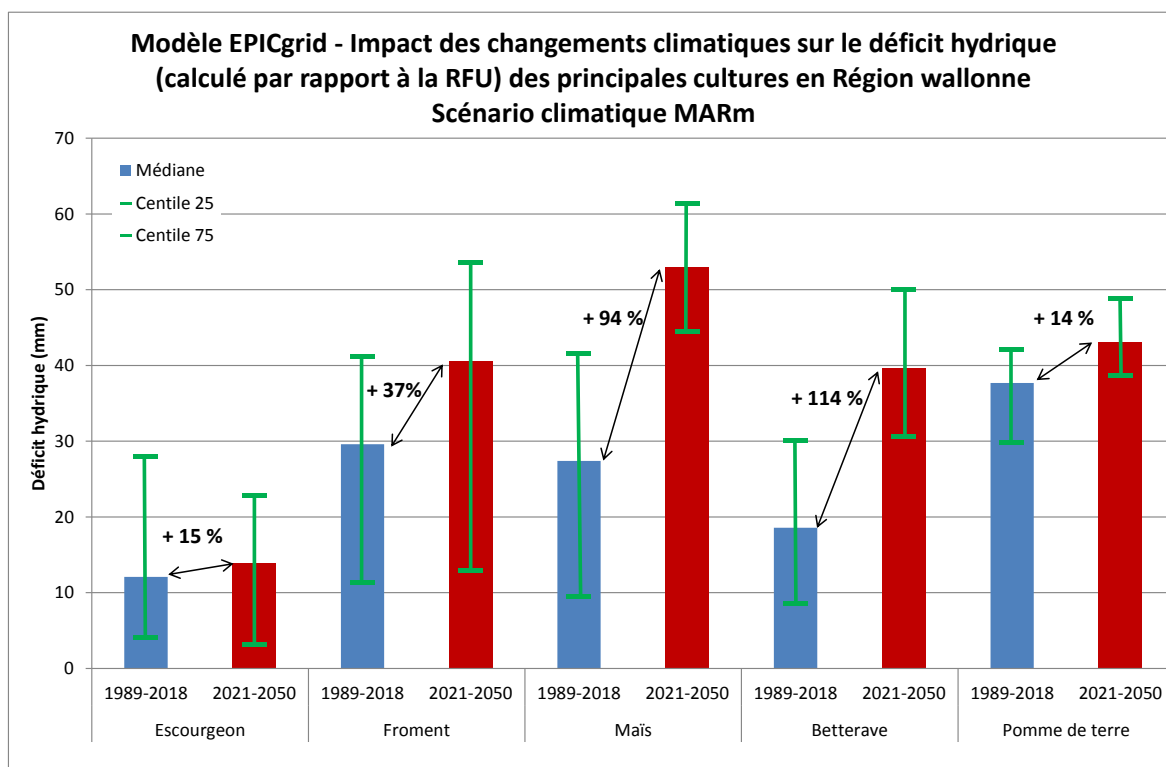


Figure 201 : Modèle EPICgrid - Impact des changements climatiques sur le déficit hydrique (calculé par rapport à la RFU) des principales cultures en Région wallonne Scénario climatique MARm



#### 9.6.8.4 Besoin en eau total

La Figure 202 présente l'estimation du besoin en eau total du secteur agricole wallon établi sur base des calculs individuels des besoins des cinq principales cultures implantées en Région wallonne. La quantité d'eau nécessaire pour combler le déficit hydrique calculé sur la profondeur racinaire et par rapport à la RFU de l'ensemble des cultures (médiane sur la période climatique) est estimée à 870.000 m<sup>3</sup> dans les conditions climatiques actuelles et à 1.4 millions de m<sup>3</sup> (scénario tendanciel) et 1.3 millions de m<sup>3</sup> (scénario transitoire) pour le scénario de changements climatiques MARm, soit une augmentation de l'ordre de 27%.

La Figure 203 et la Figure 204 présentent la distribution spatiale de l'augmentation de la quantité d'eau nécessaire pour combler le déficit hydrique calculé par rapport à la RFU de l'ensemble des cultures, respectivement pour le scénario tendanciel et pour le scénario transitoire. Cet accroissement des besoins est davantage marqué dans les régions avec des sols plus superficiels (Ardenne, notamment).

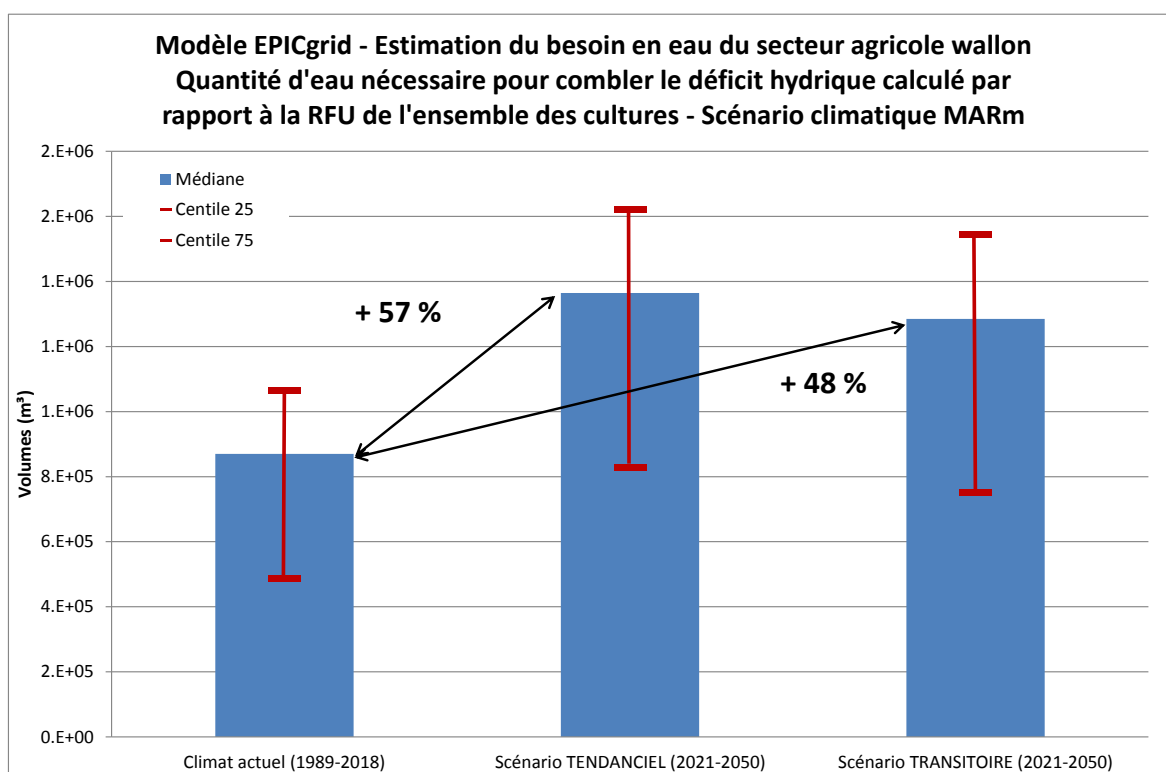


Figure 202 : Modèle EPICgrid - Estimation du besoin en eau du secteur agricole wallon - Quantité d'eau nécessaire pour combler le déficit hydrique calculé par rapport à la RFU de l'ensemble des cultures - Scénario climatique MARm

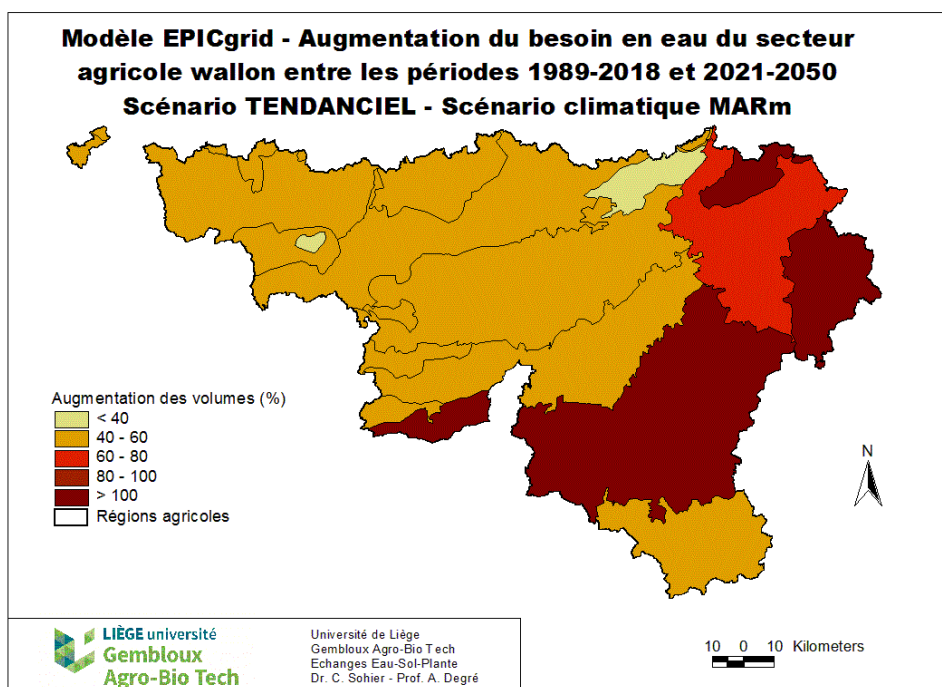


Figure 203 : Modèle EPICgrid - Estimation du besoin en eau du secteur agricole wallon – Augmentation de la quantité d'eau nécessaire pour combler le déficit hydrique calculé par rapport à la RFU de l'ensemble des cultures - Scénario TENDANCIEL - Scénario climatique MARM

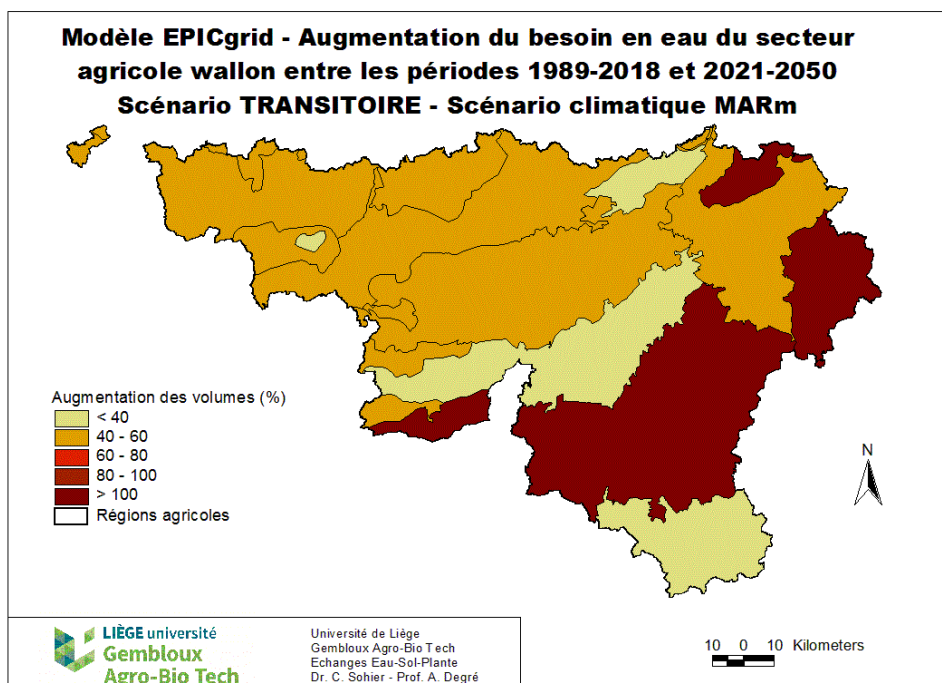


Figure 204 : Modèle EPICgrid - Estimation du besoin en eau du secteur agricole wallon – Augmentation de la quantité d'eau nécessaire pour combler le déficit hydrique calculé par rapport à la RFU de l'ensemble des cultures - Scénario TRANSITOIRE - Scénario climatique MARM

### 9.6.8.5 Stress hydrique en prairie

L'impact du changement climatique sur les stress hydriques en prairie est appréhendé au travers d'un indicateur qui compare la disponibilité en eau et les besoins de la plante, selon l'équation :

$$WS_i = \frac{\sum_{l=1}^M u_{i,l}}{Ep_i}$$

où : WS : stress hydrique  
 u : prélèvement en eau par la plante  
 Ep : transpiration potentielle de la plante  
 l : couche de sol  
 M : nombre de couches de sol  
 I : jour

Plus cet indicateur est faible, plus le stress est élevé et plus la production de biomasse est affectée.

La Figure 205 présente un exemple de résultat pour une parcelle de l'Ardenne pour le climat actuel (moyenne 1990-2019) et pour le scénario de changement climatique MARm (moyenne 2021-2050). La distribution du stress hydrique au cours de l'année est très différente entre les deux situations climatiques. Le changement climatique accentue de manière très importante le stress hydrique durant l'été.

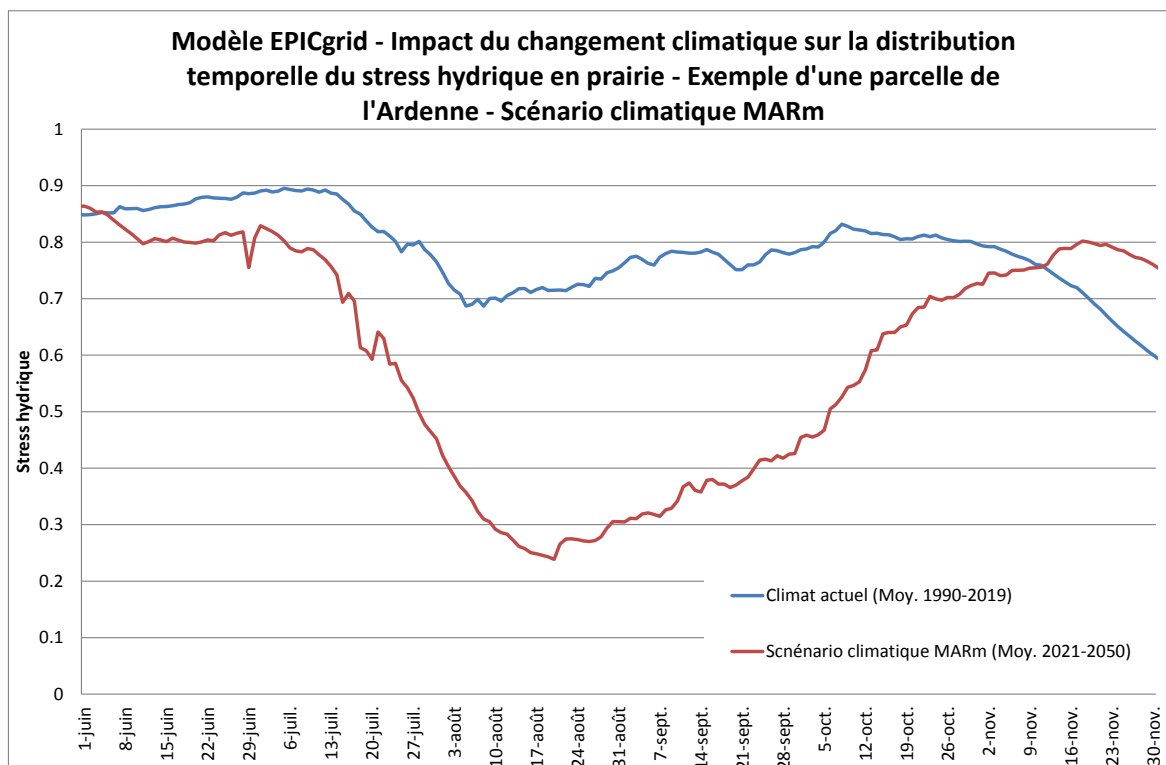


Figure 205 : Modèle EPICgrid - Impact du changement climatique sur la distribution temporelle du stress hydrique en prairie - Exemple d'une parcelle de l'Ardenne - Scénario climatique MARm

### **9.6.9 Conclusions**

La prolongation de la Subvention a permis d'exploiter le dernier scénario climatique disponible pour la Wallonie (le scénario MARm). Ce scénario « moyen » au niveau de l'augmentation des températures prédites par les GCMs a montré les conséquences importantes que pourraient engendrer le changement climatique sur les ressources en eau de la Wallonie et les flux de nutriments (et pesticides) vers les eaux de surface et souterraines.

Très prochainement des résultats complémentaires seront disponibles pour un « GCM chaud » et un « GCM froid ». L'intégration de ces projections climatiques dans la modélisation EPICgrid permettra de prendre en compte l'incertitude qui existe sur l'évolution des émissions des gaz à effet de serre et leurs impacts sur le climat.

## **10 Rapportage de données et d'informations**

### **10.1 Introduction**

Le modèle EPIC permet de produire un certain nombre d'indicateurs permettant au SPW de répondre à ses obligations de rapportage. Quelques exemples de données produites sont présentées ci-après.

### **10.2 Rapportage WISE-3 Water quantity**

Afin que le SPW puisse fournir les données sollicitées dans le cadre du rapportage « WISE-3 Water quantity », les bilans hydrologiques ont été calculés par district hydrographique, par masse d'eau souterraine et par masse d'eau de surface.

### **10.3 Rapport sur l'Etat de l'Environnement wallon**

Afin de permettre la mise à jour de certaines fiches de l'Etat de l'Environnement Wallon, différentes données ont été calculées pour les années 2016, 2017 et 2018 et transmises au SPW :

- les flux de précipitations, de ruissellement et de percolation de base ;
- la balance en phosphore des sols agricoles ;
- les flux d'azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines ;
- les flux de phosphore vers les eaux de surface ;
- la cartographie des concentrations en nitrate dans les eaux de lessivage à la base de la zone racinaire ;
- les pertes en sol et le rendement en sédiments (tous types de surface confondus, hors sols artificialisés) ;
- les superficies totales et superficies agricoles (SAU) réparties par classe de pertes moyennes en sol ;
- la cartographie des pertes moyenne en sol par érosion hydrique (moyenne 2013-2017 par maille de 1 km<sup>2</sup>) ;
- l'indicateur de l'évolution de l'érosivité des pluies ;
- les bilans en eau par sous-bassins jusqu'en 2017 pour l'actualisation de la fiche « Prélèvements en eau » du REEW.

### **10.4 Rapport Directive « Nitrate »**

Le modèle EPICgrid est utilisé pour fournir un certain nombre de données nécessaires pour établir le Rapportage à l'Europe que doit réaliser tous les quatre ans la Wallonie dans le cadre de la Directive Nitrate (91/676).

La modélisation hydrologique EPICgrid est utilisée afin d'alimenter les chapitres 3, 5 et 6 de ce rapport. Le chapitre 3 est consacré à l'évolution, à la promotion et à la mise en œuvre du Programme wallon de Gestion Durable de l'azote en Agriculture (PGDA III), le chapitre 5 vise à évaluer la mise en œuvre et l'impact des actions du PGDA III sur la qualité des eaux et le chapitre 6 doit fournir des prévisions concernant la qualité future des eaux en Wallonie.

Les résultats produits permettent :

- de contribuer à l'évaluation des rejets d'azote en milieu naturel (Chapitre 3 du Rapport à l'Europe) ;
- de contribuer à l'évaluation des effets de la mise en œuvre des mesures de gestion de l'azote en agriculture (PGDA III) (Chapitre 5 du Rapport à l'Europe) ;
- et, d'estimer l'évolution future des pollutions diffuses d'origine agricole sur les eaux de surface et souterraines en Wallonie (Chapitre 6 du Rapport à l'Europe).

Un Rapport présentant la méthodologie utilisée ainsi que les résultats de la modélisation a été fourni au SPW.

## **10.5 Etat des lieux des plans de gestion**

Pour les besoins des plans de gestion par bassins hydrographiques, différents indicateurs ont été calculés via le modèle EPICgrid et transmis à la DGO3.

Pour les besoins du rapportage « eaux souterraines », les indicateurs suivants ont été calculés :

- concentrations moyennes en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base par masse d'eau souterraine ;
- concentrations moyennes en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire (valeurs annuelles par masse d'eau souterraine) ;
- azote issu de la zone vadose perdu vers les eaux souterraines, moyennes annuelles par masse d'eau souterraine;
- stock d'azote dans la zone racinaire, moyennes annuelles par masse d'eau souterraine ;
- évolution de la teneur des sols en phosphore disponible, moyennes annuelles par masse d'eau souterraine ;
- cartographie de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base ;
- cartographie de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire.

Pour les besoins du rapportage « eaux de surface », les indicateurs suivants ont été calculés :

- bilan annuel des pertes d'azote issu de la zone vadose vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines, moyennes par masse d'eau de surface ;
- phosphore perdu vers les eaux de surface par ruissellement et érosion, moyennes annuelles par masse d'eau de surface;
- rendement en sédiments annuel par masse d'eau de surface. Remarque : les mailles dont le rendement en sédiments est supérieur à 10 t/ha.an n'ont pas été prises en considération pour le calcul des moyennes ; ces mailles ont été considérées comme présentant des caractéristiques qui sont hors des limites de validité de la formule du calcul du rendement en sédiments.

Il est à noter que les flux de phosphore vers les eaux souterraines n'ont pu être calculés (ni par masse d'eau de surface ni par masse d'eau souterraine. En effet, la problématique "phosphore" étant essentiellement une problématique liée aux eaux de surface, le module "phosphore" du modèle EPICgrid n'a, jusqu'à présent, pas été développé pour simuler le devenir du phosphore dans la zone vadose. Cet aspect ne peut actuellement pas être développé car il n'existe aucune donnée qui permettrait de valider le modèle.

## 10.6 Convention Weiss

Une série de résultats issus des modélisations EPICgrid ont été fournis au SPW pour alimenter le modèle Weiss (convention entre le SPW, le Vito et le Cebedeau portant sur l'inventaire des émissions dans l'eau).

Les produits cartographiques transmis par maille kilométrique pour l'ensemble de la Wallonie sont :

- le ruissellement direct (ruissellement de surface et flux hypodermique rapide) pour l'année 2015 (mm/an) ;
- le ruissellement direct (ruissellement de surface et flux hypodermique rapide) moyen annuel pour la période 2009-2016 (mm/an) ;
- les précipitations pour l'année 2015 (mm/an) ;
- les précipitations moyennes annuelles pour la période 2009-2016 (mm/an) ;
- le rendement en sédiments pour l'année 2015 (t/ha) ;
- le rendement en sédiments moyen annuel pour la période 2009-2016 (t/ha) ;
- l'érosion diffuse (méthode USLE) pour l'année 2015 (t/ha).

Les bilans hydrologiques par masse d'eau de surface pour les années 2011 à 2013, exprimés en mm/an et en m<sup>3</sup>/an, ont également été calculés et transmis.

## 11 Conclusions

Le modèle hydrologique EPICgrid, développé dans le cadre de précédentes conventions de recherche établies avec le SPW et Gembloux Agro Bio-Tech (ULg) permet de simuler, à l'échelle de la Wallonie, les flux d'eau et de nutriments vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines, en relation avec les pressions exercées.

Dans le cadre de la présente Subvention, des développements complémentaires ont été apportés au modèle EPICgrid afin d'améliorer sa représentativité. Ainsi, l'utilisation des données issues du Système Intégré de Gestion et de Contrôle (SIGEC) a permis d'améliorer de manière notable la caractérisation spatiale des pratiques agricoles.

En outre, la mise à jour des données du modèle a été réalisée afin de permettre une actualisation des données nécessaires pour les différents rapportages.

Le bilan en phosphore du secteur agricole en Wallonie a été mis à jour avec les dernières données disponibles.

Le modèle EPICgrid a été développé pour simuler le transfert des pesticides (substances actives et métabolites) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. Le devenir dans le sol de 11 molécules (bentazone, flufenacet, métamitron, diflufenican, chlortoluron, cyperméthrine, terbuthylazine, chlorothalonil, chloridazon, metazachlore et metolachlore) et 4 métabolites (chlorothalonil SA, desphenyl-chloridazon, metazachlore ESA, metolachlore ESA) a été étudié.

Plusieurs indicateurs de risque de pollution des eaux de surface et des eaux souterraines par les pesticides ont été calculés. Les effets attendus de certaines actions du Programme wallon de réduction des pesticides ont également été testés à l'aide de différents scénarios.

Des scénarios captages couplés azote/pesticides ont été réalisés afin d'évaluer l'impact de scénarios de pratiques agricoles alternatives sur la qualité des eaux. L'impact de la modification des pratiques agricoles (dates de semis, désherbage mécanique, ...) a été évalué à l'échelle de la parcelle agricole. Ces nouveaux schémas culturels ont ensuite été intégrés à l'échelle de la masse d'eau (scénarios spatiaux) afin de prendre en compte la discrétisation spatiale des pratiques agricoles dans la réflexion.

En vue de la réalisation du Water Accounting en Wallonie (évaluation des ressources en eau disponibles et renouvelables), la recherche proposait de valoriser, d'adapter et d'améliorer la modélisation EPIC existante, afin d'affiner le bilan hydrique de la Wallonie à différentes échelles. A cette fin, une validation des bilans hydrologiques simulés par le modèle EPICgrid en tenant compte des volumes d'eau prélevés (et exportés hors bassin) a été réalisée. Une analyse de sensibilité quant à l'influence de la perméabilité des couches géologiques sur la répartition des flux pour les trois masses d'eau traitées dans le projet Synclin'Eau (RWM011, RWM012 et RWM021) est venue compléter cette étude.



Enfin, le modèle EPICgrid a été utilisé pour réaliser des scénarios prospectifs afin d'évaluer l'évolution future de différents indicateurs ayant trait notamment aux ressources en eau (recharge des aquifères, besoin en eau d'irrigation), aux pressions sur les eaux de surface et sur les eaux souterraines (azote, pesticides) et à la production agricole (rendements).

La réalisation de simulations prospectives (jusqu'en 2050) a nécessité de réaliser un certain nombre d'hypothèses liées à l'évolution du climat (hypothèses climatiques) ainsi qu'à l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques agricoles (hypothèses agronomiques).

Les projections climatiques réalisées par les modèles régionaux (RCMs) du CMIP5, de part une représentation du rayonnement solaire non conforme aux modèles globaux (GCMs), ont montré des limites quant à leur utilisation pour réaliser des simulations hydrologiques.

Très récemment, de nouvelles projections climatiques régionales (CMIP6) ont été rendues disponibles. L'amélioration sensible de la représentation de certains processus leur confère une robustesse accrue par rapport aux projections réalisées avec les modèles CMIP5. Ces projections climatiques ont été intégrées aux simulations EPICgrid dans le cadre de la prolongation de la Subvention AQUAMOD et ont ainsi permis de produire une série d'indicateurs quant à l'évolution future des ressources en eau (aspects quantitatifs et qualitatifs).

## Bibliographie

Antier C, Petel T., Baret Ph., 2019. Etat des lieux et scénarios à horizon 2050 de la filière pommes de terre en Région wallonne. Rapport de Convention UCL-SPW. Université Catholique de Louvain. 52p. et annexes.

Antier C, Petel T., Baret Ph., 2019. Etat des lieux et scénarios à horizon 2050 de la filière céréales en Région wallonne. Rapport de Convention UCL-SPW. Université Catholique de Louvain. 62p. et annexes.

Bartók B., Wild M., Folini D., Lüthi D., Kotlarski S., Schär C., Vautard R., Jerez S., Imecs Z., 2016. Projected changes in surface solar radiation in CMIP5 global climate models and in EURO-CORDEX regional climate models for Europe. *Climate Dynamics* (2017) 49:2665–2683.

Bonniver I. et Hallet V., 2013. Convention de recherche d'intérêt général et pluridisciplinaire relative à l'évaluation des ressources en eau souterraine de la Wallonie. Rapport final. 101p. et annexe.

Brouyère S., Gesels J., Jamin P., Robert T., Thomas L., Dassargues A., Bastien J., Van Wittenberghe F., Rorive A., Dossin F., Lacour J-L., Le Madec D., Nogarède P., Hallet V., 2009. Rapport de caractérisation géologique et hydrogéologique des masses d'eau souterraines RWM012 et RWM023. Convention RW et SPGE-Aquapole : Caractérisation hydrogéologique et support à la mise en œuvre de la Directive Européenne 2000/60 sur les masses d'eau souterraine en Wallonie (Projet Synclin'Eau).

Bonniver I. et Hallet V., 2013. Convention de recherche d'intérêt général et pluridisciplinaire relative à l'évaluation des ressources en eau souterraine de la Wallonie. Rapport final. 101p. et annexe.

CMIP, sd. CMIP5 – Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 – Overview, <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/>, (24/07/2012).

Colinet G., Toussaint B., Laroche J., Goffaux M-J., Oger R. (2005). Base de données sols de REQUASUD – 2ème synthèse. 36 p.

EURO-CORDEX guidelines, 2017.

<https://www.euro-cordex.net/imperia/md/content/csc/cordex/euro-cordex-guidelines-version1.0-2017.08.pdf>

Fettweis, X., Franco, B., Tedesco, M., van Angelen, J. H., Lenaerts, J. T. M., van den Broeke, M. R. & Gallée, H., 2013. Estimating the Greenland ice sheet surface mass balance contribution to future sea level rise using the regional atmospheric climate model MAR. *The Cryosphere*, 7, 469-489, doi:10.5194/tc-7-469-2013.

Gailliez Sébastien, 2013. Estimation des débits d'étiage pour des sites non jaugés. Application en Région wallonne. (thèse de doctorat). Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 253 p., 39 tabl., 118 fig.

Gallée, H. et Schayes, G., 1994. Development of a three-dimensional meso-γ primitive equations model. *Mon. Weather Rev.*, 122, 671-685.

Genot V., Renneson M., Colinet G., Goffaux M-J, Cugnon T., Toussaint B., Buffet D., Oger R. (2012). Base de données sols de REQUASUD – 3ème synthèse. 36 p.

GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat), 2000. Rapport spécial du groupe de travail III du GIEC. Scénarios d'émissions. Résumé à l'intention des décideurs. Genève, Suisse : GIEC.

GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat), 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des groupes de travail I, II, III au quatrième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Genève, Suisse : GIEC.

Hallet V. et Barbier F., 2007. Convention de sous-traitance entre la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux et les Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix dénommée : « Etude bibliographique visant à préciser le cadre géologique et hydrogéologique au droit des mailles du modèle EPICgrid ». Département de Géologie. Faculté des sciences. Faculté Notre-Dame de la Paix. 46p. et annexes.

Laroche J., Colinet G., Bock L., 2002. Note de réflexion de l'Unité de Géopédologie de la FUSAGx en matière de choix d'exploitations et de parcelles dans le cadre du Survey Surfaces Agricoles. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. 10pp.

Leonard R.A., Knisel W.G. et Still D.A., 1987. GLEAMS : Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Trans. ASAE* 30(5), 1403-1428.

Maraun D., Widmann M., 2018. Statistical downscaling and bias correction for climate research. Cambridge University Press.

Petel T., Antier C, Baret Ph., 2019. Etat des lieux et scénarios à horizon 2050 de la filière lait en Région wallonne. Rapport de Convention UCL-SPW. Université Catholique de Louvain. 71p. et annexes.

Petel T., Antier C, Baret Ph., 2019. Etat des lieux et scénarios à horizon 2050 de la filière viande bovine en Région wallonne. Rapport de Convention UCL-SPW. Université Catholique de Louvain. 88p. et annexes.

Petel T., Antier C, Baret Ph., 2019. Utilisation d'intrants et de surfaces à l'échelle de quatre filières agricoles wallonnes : état des lieux et scénarios. Rapport de Convention UCL-SPW. Université Catholique de Louvain. 45p. et annexes.

Piazzalunga G., Planchon V., Oger R., 2012. Evaluation des flux d'éléments contaminants liés aux matières fertilisantes épandues sur les sols agricoles en Wallonie. Convention d'appui scientifique et technique entre le SPW et le Centre Wallon de Recherches agronomiques. 167p. et annexes.

Proctect'Eau, 2018. Le Mag n°3. 46p.

Ram-Ses sprl, 2017. Propriétés environnementales et toxicologiques des métabolites principaux du chloridazon, du chlorothalonil, du (S)métolachlore et du métazachlore (Note rédigée dans le cadre du projet sur la Synthèse des Propriétés Environnementales Et Toxicologiques de certaines Molécules Emergentes – SPEETME). Commanditaire : DGO3 – Direction des Eaux Souterraines.

Samouëlian A., Cousin I., Dagès C., Frison A., Richard G., 2011. Determining the effective properties of a highly heterogeneous horizon : estimations by numerical simulations and calculations by analytical equations. *Vadose Zone Journal*, 2011, 10 (1), 450-458.

Sohier C., 2011. Développement d'un modèle hydrologique sol et zone vadose afin d'évaluer l'impact des pollutions diffuses et des mesures d'atténuation sur la qualité des eaux en Région wallonne (thèse de doctorat). Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 338 p., 30 tabl., 146 fig.

Sohier et Degré, 2011. Modélisation pré-normative de pratiques agricoles et agro-environnementales en vue des plans de gestion des eaux de surface et souterraines en Région wallonne à l'aide du modèle EPICgrid-Qualvados. « Projet Qualvados 2 ». Convention SPGE – FUSAGX. Rapport Final, 173p.

Sohier et Degré, 2016. Modélisation hydrologique EPICgrid. Evolution temporelle de la balance en phosphore des sols agricoles en Wallonie. Rapport de Convention ULg-SPW. 28 p.

Sohier et Degré, 2017. Modélisation prospective des impacts des pratiques agricoles sur la qualité du cycle de l'eau en Wallonie. « Programme de recherche AQUAMOD ». Subvention SPW-GxABT, Rapport d'avancement de la 1ère année, 73p. et annexes.

Sohier et Degré, 2018. Modélisation prospective des impacts des pratiques agricoles sur la qualité du cycle de l'eau en Wallonie. « Programme de recherche AQUAMOD ». Subvention SPW-GxABT, Rapport d'avancement de la 2ème année, 120p. et annexes.

Sohier et Degré, 2020. Modélisation hydrologique EPICgrid. Rapportage Directive « Nitrate ». Rapport réalisé dans le cadre de la Subvention SPW-GxABT AQUAMOD, 37p.

Tabari H., Taye M.T., Willems P., 2015. Water availability change in central Belgium for the 21<sup>st</sup> century. *Global and Planetary Change*, 131, 115-123.

Wild M., 2020. The global energy balance as represented in CMIP6 climate models. *Climate Dynamics* (2020) 55:553–577.

Williams J.R., Jones C.A., Dyke P.T., 1984. A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*. 27, 129-144.

Wyard, C., Scholzen, C., Fettweis, X., Van Campenhout, J. & François, L., 2016. Decrease in climatic conditions favouring floods in the south-east of Belgium over 1959-2010 using the regional climate model MAR. *Int. J. Climatol.* doi:10.1002/joc.4879