CONVENTION SPGE – GXABT

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 »

Rapport Final Septembre 2008 – Août 2011

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

Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech Unité d'Hydrologie & Hydraulique Agricole Gestionnaire : Prof. M-F Destain Génie Rural & Environnemental 2, Passage des Déportés B-5030 GEMBLOUX Tél. : 081/62.21.87 ; Fax : 081/62.21.81 e-mail : aurore.degre@ulg.ac.be, mfdestain@ulg.ac.be





Table des matières

1	INTRODUCTION	5
2	LE MODÈLE EPICGRID	
-		
3	DÉVELOPPEMENTS COMPLÉMENTAIRES DU MODÈLE EPICGRID	11
	3.1 INTRODUCTION	
	3.2 PRISE EN COMPTE DE LA CNOSW	11
	3.2.1 Introduction	11
	3.2.2 Caractérisation de l'occupation du sol des zones non cadastrées	12
	3.2.2.1 Introduction	
	3.2.2.2 Données de base	
	3.2.2.3 Procedure	
	3.2.2.4 Resultats	13
	3.2.5 Modification de la base de données « occupation du sol » du modele El Tegria	1J 1 issue
	de la CNOSW	15 <i>15</i>
	3 2 5 Actualisation des résultats OUALVADOSI	
	3 3 PRISE EN COMPTE DES RÉSULTATS RÉCENTS DES CAMPAGNES APL	20
	3 3 1 Données APL	20
	3.3.1.1 Introduction	
	3.3.1.2 Analyse des données disponibles	20
	3.3.1.3 Mise en œuvre des simulations	
	3.3.1.4 Comparaison entre APL mesurés et APL simulés par EPICgrid	
	3.3.1.5 Conclusion	
	5.4 PRISE EN COMPTE DES INTERCULTURES	
	3.4.2 Amélioration das paramètras culturaux	
	3.4.2 Amerior atton des parametres cutturaux	
	3.4.2.2 Etude bibliographique	
	3.4.2.3 Ajustement des paramètres aux spécificités régionales : Essai CIPAN de Gerpinnes	30
	3.4.2.4 Validation : Essai CIPAN de Malèves-Sainte-Marie	32
	3.4.3 Destruction du couvert par le gel	36
	3.5 MISE À JOUR DES BASES DE DONNÉES	
	3.5.1 Introduction	
	3.5.2 Données relatives aux pratiques agricoles	
	3.5.3 Données météorologiques	
4	DÉVELOPPEMENT D'UN MODULE « BANDES ENHERBÉES »	39
	4.1 INTRODUCTION	
	4.2 LES MODÈLES EXISTANTS	40
	4.3 MODÉLISATION DES BANDES ENHERBÉES DANS EPICGRID	41
	4.3.1 Méthodologie adoptée	41
	4.3.2 Modélisation des processus	42
	4.3.2.1 Modélisation de la bande enherbée	
	4.3.2.2 Module « Sedimentation »	
	4.5.2.5 Module « Infinitiation »	
	433 Caractérisation des bandes enherbées et du bassin versant afférent	47
	4.3.3.1 Introduction	
	4.3.3.2 Caractérisation des bandes enherbées	
	4.3.3.3 Caractérisation des bassins versants d'alimentation des bandes enherbées	49
	4.3.3.4 Synthèse des informations par maille	
	4.5.5.5 Production des flux sur le bassin versant amont	
	4.4 APPLICATION DU SOUS-MODELE « BANDES ENHERBEES »	
	4.4.2 Example de végultate à l'échalle de la bande enhandée	
	4.4.2 Exemple ae resultais à l'ecnelle ae la Danae ennerdee	

4421 Rilan - Frosion	54
4 4 2 2 Bilan - Flux d'eau	55
4 4 2 3 Bilan - Flux d'azote	55
4 4 3 Analyse de sensibilité avant aux facteurs influencant l'efficacité d	les handes enherbées 56
4.4.3 1 Facteurs influencent l'efficacité d'une hande enherbée	56 56 56
4 4 3 2 Analyse de sensibilité	56
4 4 A Application à l'échelle de la Région wallonne	61
4.4.5 Application du module « bandos onbouhées », au bassin versant d	a l'Our
4.4.5 Application au moaule « bundes ennerbees » au bussin versant au	21 Our
4.4.5.1 Introduction	
4.4.5.2 Etablissement des bases de données	
4.4.6 Evaluation de l'afficacité de l'implantation de handes anharbées	à l'échelle de la masse d'equ
4.4.0 Evaluation de l'efficacité de l'implantation de bandes ennerbées	u i echelle de la masse a edu
	72
4.4.6.1 Introduction	
4.4.6.2 Choix de la masse d'édu	
4.4.0.3 Modelisation EPICgrid	
5 AMÉLIORATION DE LA PRISE EN COMPTE DU PHOSPHORE	PAR LE MODÈLE
EPICGRID : SYNTHÈSE DES DONNÉES NÉCESSAIRES	
5.1 LE CYCLE DU PHOSPHORE DANS LE MODÈLE EPICGRID	
5.2 LA REPRÉSENTATION DES PROCESSUS	
5.2.1 Introduction	
5.2.2 La Nutrition des plantes en phosphore	
5.2.3 Les pertes de phosphore soluble dans le ruissellement de surface.	
5.2.4 Perte de phosphore dans les sédiments	
5.2.5 La minéralisation	82
5.2.6 L'immobilisation	83
5.2.0 Le cycle du phosphore minéral	83
5.2.7 Le cycle uu phosphore nunerui	
5.5 LES DUNNEES REQUISES	
5.3.1 Introduction	
5.3.2 La parametrisation du modele	
5.3.3 La validation du modèle	
5.3.4 Liens avec des projets existants	
5.3.5 Conclusion	
6 ETUDE DE SENSIDII ITÉ DES MESUDES ACDICOLES DDÉCON	JISÉES DANS LES DLANS
0 ET UDE DE SENSIDILITE DES MESURES AGRICOLES I RECON	(ISEES DAINS LES I LAINS
DE GESTION DCE	••••••••••••••••••••••••••••••••••••••
6.1 SIMULATION DE L'IMPACT DES MESURES PRISES POUR RÉDUIRE LES IN	VIDENCES DE LA POLLUTION
DIFFUSE D'ORIGINE AGRICOLE SUR LA OUALITÉ DES EAUX DE SURFACE ET DES	EAUX SOUTERRAINES
611 Introduction	87
6.1.2 Transposition des obligations du PGDA dans les simulations FP	ICorid 87
6.1.2 Prise on compte des MAE	<i>Q</i>
6.1.4 Drige en compte des handes subsubées	
6.1.5 Unpethoses	
0.1.5 Hypotneses	
0.1.5.1 Hypotneses agronomiques	
6.1.5.2 Hypotneses climatiques	
0.1.0 Mise en œuvre des simulations	
6.1./ Resultats	
6.1.7.1 Impact sur les eaux souterraines	
0.1./.2 Impact sur les eaux de surface	
6.1.8 Conclusion	
6.2 SIMULATION D'UN SCENARIO 100 % CIPAN EN ZONES VULNÉRABLES	3
6.2.1 Introduction	
6.2.2 Hypothèses	
6.2.3 Mise en œuvre des simulations	
6.2.4 Résultats	
6.2.5 Conclusion	
6.3 SIMULATION DE SCÉNARIOS D'EXTENSION DES ZONES VULNÉRABLES	
6.3.1 Introduction	
632 Résultats des simulations	110
6321 Introduction	119

6.3.2.2 Bilans par masses d'eau souterraine	
6.3.2.3 Bilans par masse d'eau de surface	
6.3.3 Conclusion	
6.4 ETUDE DE SENSIBILITÉ QUANT À L'INFLUENCE DES SUCCESSIONS CULTURALES SUR I	LES PERTES EN
AZOTE 133	
6.4.1 Introduction	
6.4.2 Mise en œuvre des scénarios	
6.4.2.1 Scénario « modification des successions culturales »	
6.4.2.2 Scénario « reconversion des terres de culture en prairie de fauche »	
6.4.3 Résultats	
6.4.4 Conclusion	
7 APPLICATION DU MODÈLE EPICGRID À UNE ZONE DE PROTECTION DE 144	CAPTAGE

7.1 INTRODUCTION	
7.2 MODÉLISATION CIBLÉE « ZONE DE PROTECTION DE CAPTAGE »	
7.2.1 Construction des bases de données	
7.2.1.1 Les données bio-physiques : occupation du sol, sol, topographie, sous-sol	
7.2.1.2 Les données climatiques	
7.2.1.3 Les pratiques agricoles	
7.2.1.4 Synthèse	
7.2.2 Validation complémentaire du modèle EPICgrid	
7.2.3 Résultats des simulations	
7.2.4 Discussions des résultats	
7.3 MODÉLISATION DE SCÉNARIOS DE MODIFICATION DES PRATIQUES AGRICOLES	
7.3.1 Construction des scénarios	
7.3.2 <i>Résultats</i>	
7.3.3 Combinaison des scénarios	
7.4 CONCLUSION ET PERSPECTIVES	
8 FOURNITURE DE DONNÉES	
8.1 ETATS DES LIEUX	
8.2 RAPPORTAGE EIONET-WISE	
8.3 RAPPORT À L'EUROPE	
8.4 PRÉPARATION DE DONNÉES D'ENTRÉE (EAU ET NITRATE) POUR LA MODÉLISATIO	ON « EAUX
SOUTERRAINES » RÉALISÉES DANS LE CADRE DU PROJET SYNCLIN'EAU	
9 CONCLUSION	
BIBLIOGRAPHIE	170

1 Introduction

Le présent Rapport synthétise et conclut les travaux réalisés dans le cadre de la Convention Qualvados 2 (Convention SPGE - ULg GxABT) : « 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 ».

Cette étude, qui s'est étalée sur 3 ans (1^{er} septembre 2008 – 31 août 2011), avait pour objectif principal de développer et d'utiliser le modèle EPICgrid en tant qu'appui à l'élaboration des plans de gestion des eaux de surface et souterraines de la Région wallonne.

Les tâches à réaliser concernaient :

- l'intégration dans le modèle EPICgrid de la carte numérique des sols de Wallonie pour améliorer la spatialisation de l'occupation du sol ;
- l'intégration dans le modèle EPICgrid des mesures agri-environnementales (intercultures et bandes enherbées riveraines);
- l'introduction dans le modèle EPICgrid du phosphore d'origine urbaine et agricole ;
- l'analyse de sensibilité des mesures mises en œuvre dans le cadre du plan de gestion durable de l'azote en agriculture ;
- l'analyse de sensibilité de mesures complémentaires prénormatives de protection des eaux souterraines ;
- le développement d'un outil simplifié d'aide au conseil de fertilisation sur base des mesures APL réalisées en automne et des conditions hivernales observées ;
- la prise en compte des programmes d'investissement de la SPGE visant l'assainissement des eaux usées urbaines ;
- la maintenance, la mise à jour du modèle EPICgrid en vue de la fourniture régulière de données nécessaires aux rapportages (Directive cadre eau, Directive Nitrate, Etat de l'Environnement wallon);
- les résultats du modèle EPICgrid seront fournis sous un format compatible avec celui du modèle PEGASE ;
- la conception et le développement d'une application simplifiée basée sur EPICgrid à destination de la SPGE ;

Le programme détaillé de la mission ainsi que le planning, tels qu'approuvés lors de la 1^{ère} Réunion du Comité d'accompagnement, sont présentés au Tableau 1.

Le programme de travail initialement prévu a été amendé en cours de mission par le Comité d'Accompagnement. Ainsi, il a été noté que les tâches suivantes ne pourraient être réalisées. Il s'agit des tâches relatives :

- à l'amélioration de la prise en compte dans le modèle du phosphore d'origine agricole. Cette tâche n'a pu être réalisée en raison d'un manque de données de validation. Une identification des données qui seraient nécessaires a néanmoins été réalisée ;
- au développement d'un outil simplifié d'aide au conseil de fertilisation sur base des mesures APL réalisées en automne et des conditions hivernales observées. Cette tâche a été proposée comme TFE mais n'a trouvé aucun candidat ;
- à la prise en compte dans le modèle du phosphore des eaux usées et la gestion de l'historique de l'assainissement.

En outre, le temps dévolu à la réalisation d'une application simplifiée a été consacré, en concertation avec la SPGE, au développement plus approfondi de la tâche relative à la réalisation d'un scénario « captages ».

Echéances	Développement	Durée estimée (homme / mois)
	Amélioration de système :	0.5
Court terme	 mise a jour des données metéo ; mise à jour des statistiques agricoles ; rapportage TBE ; prise en compte de la carte d'occupation des sols ; 	0.5 0.5 1 2 1
	 diminution du pas de temps pour la mise à jour des pratiques agricoles ; prise en compte des APL ; prise en compte des bandes enherbées ; amélioration des intercultures. 	2 6 3
Moyen terme	<i>Phosphore :</i> - amélioration de la prise en compte du phosphore d'origine agricole.	5
	 <i>Etude de sensibilité des mesures agricoles préconisées dans les plans de gestion DCE :</i> bande enherbées ; amélioration intercultures ; mesures agri-environnementales ; scénarios captages ; sensibilité PGDA ; 	6
	 - <i>Rapportage TBE</i>	1
	Aide au conseil de fertilisation sur base des APL	TFE
	Phosphore eaux usées + gestion de l'historique	
Long terme	Application simplifiée Lien avec Pégase	8
	Rapportage TBE, NO3 Rapport Final	j

Tableau 1 : Planning et programme détaillé de la mission

2 Le modèle EPICgrid

Le modèle EPICgrid est un modèle hydrologique de basin versant développé par l'Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique agricole de Gembloux Agro-Bio Tech (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.

Le modèle EPICgrid simule, jour après jour, pour chaque maille du bassin versant (Figure 1) pondérée de ses composantes, 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 (Figure 2) :

- d'évapotranspiration réelle ;
- de flux 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 »).

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.

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 3 présente très schématiquement l'essentiel des flux simulés au sein d'EPICgrid.

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

- données météorologiques journalières (précipitations, données de l'évapotranspiration potentielle, température de l'air, CO2);
- 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, ;
- ...



Figure 1 : Structure du modèle EPICgrid



Figure 2 : Structure de la simulation des flux hydriques au sein d'un élément de maille du modèle EPICgrid



Figure 3 : EPICgrid : Flux d'azote associés aux flux d'eau

3 Développements complémentaires du modèle EPICgrid

3.1 Introduction

Le modèle EPICgrid est en perpétuelle évolution. Au cours de la présente Convention, plusieurs développements lui ont été apportés au travers de :

- l'amélioration de la caractérisation de l'occupation du sol ;
- la prise en compte des résultats récents des campagnes APL ;
- le développement d'un module « bandes enherbées » ;
- l'amélioration de la prise en compte des intercultures ;
- la mise à jour des bases de données.

3.2 Prise en compte de la CNOSW

3.2.1 Introduction

La carte d'occupation des sols utilisée jusqu'en 2008 pour la modélisation EPICgrid était la carte d'occupation des sols CARHY (Laime et Dautrebande, 1995) qui repose sur l'analyse d'images satellitaires Landsat et reflète l'occupation du sol des années '90.

Or, récemment, le Projet de Cartographie Numérique de l'Occupation du Sol en Wallonie (PCNOSW) initié par la DGO3 a permis de produire une base de données cartographique et numérique relative à l'occupation/utilisation du sol sur l'entièreté du territoire wallon (la CNOSW). Cette nouvelle carte d'occupation du sol a été élaborée avec des données cartographiques vectorielles ou des bases de données disponibles au niveau des administrations de la Région wallonne. L'échelle de référence de la CNOSW a été fixée au 1/10.000ème. La légende de la CNOSW est structurée en 5 niveaux de détails. Le niveau 1, le plus global, comporte 6 classes d'occupation du sol et le niveau 5, le plus détaillé, en contient 97.

La version utilisée pour constituer la base de données « occupation du sol » du modèle EPICgrid est la version 1_05 qui reflète l'occupation du sol de l'année 2005.

3.2.2 Caractérisation de l'occupation du sol des zones non cadastrées

3.2.2.1 Introduction

Une des difficultés pour l'intégration de cette nouvelle couche d'information dans le modèle réside dans le fait que la CNOSW ne précise pas l'occupation du sol dans les zones non cadastrées (une méthodologie visant à la compléter sur les parties non cadastrées du territoire est en cours d'élaboration et devrait permettre à terme de produire une CNOSW – version 2 couvrant l'ensemble du territoire régional).

La version 1 de la CNOSW couvre 95 % de la Wallonie. Les 5 % restants représentent la partie non-cadastrée du territoire qui comprend notamment le réseau routier et ferroviaire et leurs accotements ainsi que le réseau hydrographique.

Pour la modélisation EPICgrid, l'identification du réseau hydrographique est indispensable que ce soit pour modéliser le comportement hydrologique de ce biotope mais également pour identifier le caractère riverain ou non des bandes enherbées. Une procédure simplifiée permettant d'adjoindre à la CNOSW une information du type « réseau hydrographique » a donc été développée.

3.2.2.2 Données de base

L'information relative au réseau hydrographique a été extraite de la base de données TOP10V-GIS.

TOP10V-GIS est la base de données géographiques vectorielles de l'IGN à l'échelle du 1/10000^{ème}. L'information spatiale de cette base de données est représentée sous forme de points, de lignes ou de polygones stockés dans différentes couches d'informations relatives notamment à l'utilisation du sol, l'hydrographie, le réseau routier et de chemin de fer, le paysage, les structures, ...

3.2.2.3 Procédure

Les bases de données CNOSW et TOP10V-GIS ayant été construites à partir de données de base différentes ayant leur propre référentiel, il s'avère que leur intégration n'est pas immédiate (pas de superposition des limites de classes).

Une procédure simplifiée a donc été développée afin d'adjoindre à la CNOSW une information du type « réseau hydrographique » sur base des données TOP10V-GIS.

Cette procédure est basée sur une analyse pixel par pixel (raster de résolution 1m au sol) entre l'information fournie par la CNOSW et le TOP10V-GIS. Les étapes sont les suivantes :

 dans le TOP10V-GIS, sélection des polygones de type « réseau hydrographique » et création d'un « buffer » de 25m autour de ces polygones ;

- dans le TOP10V-GIS, sélection des polygones de type « routes et chemin de fer » et création d'un « buffer » de 5m autour de ces polygones ;
- conversion en raster de résolution 1m au sol de ces deux couches ainsi que de la CNOSW ;
- remplacement des pixels NODATA de la CNOSW par une valeur « hors réseau hydro » si la couche « routes et chemin de fer » buffer compris du TOP10V-GIS est non nulle ;
- remplacement dans cette dernière couche ainsi crée des pixels NODATA par une valeur « réseau hydro » si la couche « réseau hydrographique » est non nulle ;
- surimposition du réseau hydrographique navigable (Atlas CENN) ;
- les pixels NODATA restants sont affectés par une valeur « hors réseau hydro ».

Les polygones « réseau hydrographique » et « routes et chemin de fer » ont été élargis pour tenir compte des différences de limites de classes existant entre la CNOSW et la TOP10V-GIS. Les valeurs utilisées pour les buffers résultent d'une analyse visuelle de ces différences (plus importantes en ce qui concerne le réseau hydrographique, notamment au niveau des méandres, ce qui nécessite l'utilisation d'un buffer plus important).

3.2.2.4 Résultats

La Figure 4 et la Figure 5 montrent deux exemples de résultats quant à l'introduction d'une information de type « réseau hydrographique » dans la CNOSW sur base des données du TOP10V-GIS.



Figure 4 : Modèle EPICgrid – Procédure d'introduction d'une couche d'information de type « réseau hydrographique » à la CNOSW : exemple 1



Figure 5 : Modèle EPICgrid – Procédure d'introduction d'une couche d'information de type « réseau hydrographique » à la CNOSW : exemple 2

3.2.3 Modification de la base de données « occupation du sol » du modèle EPICgrid

Pour rappel, jusqu'à présent, la carte d'occupation du sol du modèle EPICgrid, issue du projet CARHY, permettait de distinguer 7 types d'occupation du sol :

- les plans d'eau ;
- les forêts de feuillus ;
- les forêts de résineux ;
- les zones habitat ;
- les prairies ;
- les cultures sarclées ;
- les cultures non sarclées.

Du fait du caractère satellitaire de cette base de données, les milieux naturels (landes, broussailles, pâturage naturel, ...) n'avaient pu être identifiés en tant que tels.

Dans la présente base de données, issue de la CNOSW, ceux-ci ont été ajoutés en tant que classe d'occupation du sol à part entière.

Les différentes classes de la CNOSW (niveau 5) ont donc été reclassées en 7 classes d'occupation du sol (cultures sarclées et non sarclées étant regroupées puisque la gestion des pratiques agricoles est réalisée dans EPICgrid par le biais des successions culturales au travers desquelles leurs proportions respectives seront prises en considération).

3.2.4 Comparaison entre la carte d'occupation du sol CARHY et la carte d'occupation du sol issue de la CNOSW

La comparaison des cartes d'occupation du sol CARHY et issue de la CNOSW (Tableau 2) montre que globalement au niveau de l'ensemble du territoire wallon la répartition entre classes d'occupation du sol est relativement semblable. Néanmoins, le pourcentage de zones urbaines est supérieur dans la cartographie issue de la CNOSW ce qui s'explique par le caractère satellitaire de la cartographie CARHY qui, étant donné sa résolution (30 x 30m) permettait d'identifier uniquement les noyaux d'habitat et non les habitats dispersés.

Tableau Z . Pourcentage u occupa	ation du sol en Region Wallonne	- Cartographie CARITY et CNOSW
	CARHY	CNOSW
Cultures	27 %	25 %
Prairies	31 %	29 %
Milieux naturels	-	3 %
Forêts	34 %	29 %
Urbain	8 %	14 %
Eau	0 %	0 %

Tableau 2 : Pourcentage d'occupation du sol en Région wallonne - Cartographie CARHY et CNOSW

La classe urbaine de la carte issue de la CNOSW reprend toutes les zones d'habitat quelle que soit leur densité et donc la proportion d'espaces imperméabilisés. Afin de prendre cet aspect en considération, les zones d'habitat de la carte issue de la CNOSW ont été scindées en 2 classes : « habitat dense » et « habitat peu dense » ; les zones d'habitat dense étant identifiées comme étant les zones d'habitat reprises dans la carte CARHY.

Les différences au niveau local peuvent quant à elles s'avérer très variables. Un exemple est donné ci-dessous pour les masses d'eau de surface de la Moselle. Ainsi, si pour certaines masses d'eau les différences sont relativement faibles, celles-ci peuvent s'avérer beaucoup plus élevées pour d'autres (exemples pour les masses d'eau de surface ML14R et ML11R au Tableau 3, illustrés à la Figure 6 et à la Figure 7). Ces modifications d'occupation du sol entre les modèles EPICgrid_Qulavados1 et EPICgrid_Qualvados2 auront bien entendu des conséquences sur les résultats de la modélisation.

Tableau 3 : Comparaison de l'occupation du sol entre CARHY et CNOSW – Exemple des masses d'eau de surface ML14R et ML11R du bassin de la Moselle

	ML14R	ML11R			
Cultures – CARHY	13 %	9 %			
Cultures – CNOSW	30 %	9 %			
Prairie – CARHY	47 %	42 %			
Prairie – CNOSW	21 %	41 %			
Forêts – CARHY	39 %	49 %			
Forêts – CNOSW	38 %	42 %			
Urbain – CARHY	1 %	0 %			
Urbain – CNOSW	6 %	4 %			



Figure 6 : Modèle EPICgrid – Comparaison de l'occupation du sol – CARHY – CNOSW – PPNC – Masse d'eau de surface ML14R (bassin de la Moselle)



Figure 7 : Modèle EPICgrid – Comparaison de l'occupation du sol – CARHY – CNOSW – PPNC – Masse d'eau de surface ML11R (bassin de la Moselle)

3.2.5 Actualisation des résultats QUALVADOS1

Les résultats obtenus dans Qualvados1 ont été actualisés sur base de l'introduction dans le modèle de la carte d'occupation des sols issue de la CNOSW.

Un exemple de résultats actualisés est présenté à la Figure 8 en ce qui concerne les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire (période 2000-2005).



Figure 8 : Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire (période 2000-2005) – Résultats EPICgrid_Qualvados 1 et EPICgrid_Qualvados 2

3.3 Prise en compte des résultats récents des campagnes APL

3.3.1 Données APL

3.3.1.1 Introduction

Le PGDA 2 (2007) a mis en place, en zone vulnérable, un contrôle des APL (Azote Potentiellement Lessivable). Ainsi, chaque année, au minimum 3 % des exploitations dont 20 % au moins de la SAU sont situés en zone vulnérable sont sélectionnées et contrôlées par l'Administration. La mesure réalisée dans ces exploitations est comparée à une valeur de référence.

Ce pool de mesures APL constitue une source de données non négligeable (plus de 700 APL par an) pouvant être utilisées pour appréhender la représentativité du modèle EPICgrid quant à la simulation du stock d'azote en automne.

3.3.1.2 Analyse des données disponibles

Les APL de contrôle aléatoire des campagnes 2007, 2008 et 2009 ont été synthétisées par région agricole et par culture. La comparaison entre APL observés et simulés a porté sur les années 2007 et 2008. Ces simulations ont nécessité l'encodage manuel des données météorologiques des années 2007 et 2008 sur base des bulletins papiers publiés par l'IRM pour les stations principales. Les données de la campagne 2009 n'ont pu être utilisées faute de données météorologiques nécessaires à la réalisation des simulations, les publications papiers ayant un retard de quelques mois.

L'analyse des données montre que la méthodologie relative au choix des parcelles n'est pas constante au cours du temps avec pour conséquence un échantillon par culture fortement variable dans le temps. Ainsi, par exemple, pour la Région limoneuse centre (Tableau 4), l'échantillon relatif aux cultures de maïs et de pommes de terre est relativement important pour les années 2007 et 2008, mais très restreint pour l'année 2009.

Afin de valoriser au mieux les données APL résultant du contrôle pour la validation EPICgrid, il serait important de pouvoir comparer les APL sur plusieurs années consécutives et donc de disposer d'un échantillon suffisamment représentatif pour chaque culture au cours du temps.

pour la region limoneuse centre				
	2007	2008	2009	
Betterave sucrière	8	16	12	
Froment	16	37	32	
Maïs	71	50	8	
Pomme de terre	69	13	7	

Tableau 4 : Nombre de parcelles échantillonnées, en 2007, 2008 et 2009, par culture (sans CIPAN) pour la Région limoneuse centre

3.3.1.3 Mise en œuvre des simulations

La méthodologie proposée repose sur une comparaison, par culture et par région agricole, des APL mesurés avec les APL simulés pour une parcelle-type représentative des conditions pédo-géologiques, topographiques et climatiques de la région agricole considérée et pour différentes successions culturales (déterminées sur base des données SIGEC récoltées par GRENeRA).

Les caractéristiques des parcelles-types sont déterminées de la manière suivante :

- le critère de base retenu est le contexte pédologique. Une analyse de la carte pédologie (carte des sols au 1/500000^{ème} (Etude CARHY)) permet de déterminer la distribution des classes de sols sous les terres de cultures. Le type de sol de la parcelle-type est choisi comme étant le type de sol majoritaire de la région considérée (Tableau 5);
- une analyse des données géologiques permet ensuite de déterminer le type de soussol en contact avec la zone racinaire (condition limite) ;
- la parcelle-type ainsi caractérisée est affectée d'une pente choisie comme la moyenne des pentes des terres de cultures pour le sol considéré ;
- enfin, les données climatiques proviennent du réseau IRM ; priorité étant accordée aux stations principales ou, à défaut, aux stations présentant un historique le plus complet possible ¹.

Tableau 5 : Importance des différents types de sol sur terres de culture. Exemple pour la Région limoneuse ouest, la Région limoneuse centre, la Région limoneuse est et le Condroz

Région limoneuse ouest	
Type de sol	Pourcentage
sols limoneux à horizon B textural (association modérément humide)	40%
sols sablo-limoneux à horizon B textural ou à horizon B textural morcelé (humides)	12%
sols limoneux à horizon B textural (association normale)	11%
Région limoneuse centre	
Type de sol	Pourcentage
sols limoneux	26%
sols limoneux à horizon B textural (association normale)	22%
sols limoneux à horizon B textural (association modérément humide)	16%
sols limoneux à horizon B textural (association sèche)	12%
Région limoneuse est	
Type de sol	Pourcentage
sols limoneux à horizon B textural (association sèche)	78%
sols limoneux à horizon B textural (association normale)	11%
Condroz	
Type de sol	Pourcentage
sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de calcaire	24%
sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de psammite	13%
sols limoneux à horizon B textural (association modérément sèche)	13%
sols limoneux à horizon B textural (association modérément humide)	12%

¹ Notons qu'en raison de la limitation des données climatiques disponibles, les stations utilisées peuvent dans certains cas être relativement éloignées des zones de mesure.

3.3.1.4 Comparaison entre APL mesurés et APL simulés par EPICgrid

Les mesures APL étant influencées par la date d'échantillonnage, il a été décidé de focaliser la comparaison entre APL mesurés et simulés sur le mois de novembre. Les APL mesurés en novembre ont donc été extraits des bases de données issues du contrôle APL. Les valeurs caractéristiques de l'échantillon : médiane, centile 25 et 75, minimum et maximum ont été calculées par culture et par région agricole.

A titre indicatif, les résultats des observations du Survey Surfaces Agricoles (SSA) ont également été utilisés pour la comparaison. Les données utilisées sont des moyennes régionales établies par culture (Vandenberghe et al., 2008 ; Vandenberghe et Marcoen, 2008).

Ces valeurs sont comparées aux résultats des simulations EPICgrid (moyennes des reliquats journaliers sur le mois de novembre). Les reliquats azotés étant influencés par les pratiques culturales antérieures, plusieurs simulations prenant en compte différents précédents culturaux ont été réalisées. Ces résultats ont ensuite été synthétisés dans un APL « moyen » en pondérant les résultats de chaque simulation par l'importance respective de la succession culturale au sein de la région agricole considérée.

La comparaison entre APL observés et simulés par le modèle EPICgrid est présentée à la Figure 9 pour le maïs, à la Figure 10 pour le froment, à la Figure 11 pour la pomme de terre et à la Figure 12 pour la betterave. Chaque Figure reprend, pour les années 2007 et 2008, les résultats du SSA (moyenne régionale) ainsi que, par région agricole, les résultats des contrôles APL ainsi que les APL « moyens » simulés ; les résultats ne sont présentés que lorsque le nombre d'APL de contrôle est supérieur ou égal à 5.



Figure 9 : Comparaison entre APL mesurés (SSA et contrôles APL) et simulés par le modèle EPICgrid - Maïs

Pour le maïs (Figure 9), l'APL moyen simulé est situé, à la fois pour 2007 et pour 2008, entre les centiles 25 et 75 des données du contrôle pour trois régions agricoles : la région limoneuse centre, la région sablo-limoneuse et la Famenne. Les APL observés sont plus faibles en 2008 qu'en 2007 ; pour ces trois régions, les APL simulés indiquent la même tendance.

Pour la région limoneuse ouest, l'APL médian observé sur base des données du contrôle est largement supérieur à l'APL médian du SSA, à la fois pour 2007 et 2008 ; les valeurs médianes étant de l'ordre de grandeur du seuil d'intervention. Les APL simulés sont, par contre, plus proches de la médiane du SSA.

Pour le Condroz, les valeurs observées sur base du contrôle sont très contrastées entre 2007 et 2008 ; elles sont supérieures au seuil d'intervention en 2007 mais largement inférieures à la médiane du SSA pour 2008. La différence entre les APL mesurés en 2007 et 2008 est beaucoup plus importante que pour les autres régions agricoles. Les résultats du modèle EPIC sont quant à eux plus proches des données du SSA.



Figure 10 : Comparaison entre APL mesurés (SSA et contrôles APL) et simulés par le modèle EPICgrid – Froment sans CIPAN

Pour le froment (sans CIPAN) (Figure 10), l'APL moyen simulé se situe entre les centiles 25 et 75 des observations sauf pour la Région sablo-limoneuse en 2007 et pour le Condroz en 2007. On notera, cependant, que pour ces deux situations, le nombre d'APL observés est relativement faible (respectivement 6 et 5 observations) pouvant mettre en cause la représentativité de l'échantillon.



Figure 11 : Comparaison entre APL mesurés (SSA et contrôles APL) et simulés par le modèle EPICgrid – Pomme de terre

En ce qui concerne la pomme de terre (Figure 11), la comparaison entre APL simulés et observés n'a pu être réalisée, faute d'un échantillon suffisant, que pour la Région limoneuse ouest et pour la Région limoneuse centre. Les APL simulés pour la Région limoneuse centre sont compris entre les centiles 25 et 75 des observations. Ceux simulés pour la Région limoneuse ouest sont, sur base des pratiques moyennes établies pour cette Région (issues des statistiques agricoles), inférieures aux APL observés mais du même ordre de grandeur de ceux de la Région limoneuse centre. On notera que les APL observés dans la Région limoneuse ouest sont, tout comme pour le maïs et le froment, supérieurs à la médiane régionale établie sur base du SSA.



Figure 12 : Comparaison entre APL mesurés (SSA et contrôles APL) et simulés par le modèle EPICgrid - Betterave

Pour la betterave (Figure 12), le nombre de parcelles échantillonnées est relativement faible et ne permet une comparaison que pour les régions limoneuses ouest (2007) et centre (2007 et 2008). Pour l'année 2008, les APL simulés sont très proches des APL observés. Pour 2007, la seule comparaison ayant pu être tentée porte sur la Région limoneuse centre. Néanmoins, l'APL médian issu des observations et établi sur un nombre très limité de parcelles (5), n'est vraisemblablement pas représentatif des APL de la Région ; celui-ci est en effet largement supérieur au seuil d'intervention établi sur base du SSA. L'APL moyen simulé est quant à lui proche de la médiane du SSA.

3.3.1.5 Conclusion

Au vu de la comparaison entre APL simulés et observés (contrôle et SSA) pour les années 2007 et 2008, les résultats fournis par le modèle EPCgrid semblent réalistes. Cette comparaison ne semble donc pas devoir remettre en question les paramètres actuellement utilisés par le modèle.

On notera toutefois que :

- les APL observés en Région limoneuse ouest sont relativement élevés pour plusieurs cultures (maïs et froment), signes possibles de pratiques agricoles défavorables non représentées dans le modèle ;
- les APL observés dans le Condroz sont très contrastés d'une année à l'autre. On peut à ce niveau s'interroger sur la représentativité de l'échantillon ou un éventuel aléa climatique local non perçu par les données météorologiques utilisées.

Les APL constituent une source intéressante de données pour éprouver la représentativité du modèle EPICgrid. Il sera important dans les années à venir de régulièrement réitérer ce type d'analyse. Au stade actuel, le manque de constance au cours du temps du nombre de parcelles échantillonnées par type de culture limite quelque peu l'utilisation de ce pool de données.

3.4 Prise en compte des intercultures

3.4.1 Introduction

Les CIPAN (Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrate) sont des cultures temporaires de plantes à croissance rapide qui s'intercalent généralement après une culture d'été et avant la culture de printemps suivante et évitent ainsi que les sols restent nus pendant l'hiver.

L'intérêt majeur des CIPAN est leur propriété à retenir l'azote dans les couches supérieures du sol. En effet, après les récoltes d'été, le reliquat azoté, la minéralisation de l'humus qui se poursuit, ainsi que les apports de déjections animales peuvent constituer un stock important d'azote minéral dans le sol en début d'automne. Les pluies de l'automne et de l'hiver qui traversent les horizons du sol, se chargent d'une partie de cet azote (lessivage). Le but de ces couverts est de réduire la quantité d'azote nitrique dans le sol avant la période du drainage en hiver et donc de piéger l'azote au niveau de leurs parties racinaires et aériennes ce qui permet de limiter la concentration en nitrate de l'eau drainante.

Les CIPAN, en plus de leur rôle de piège à nitrate, remplissent un ensemble de fonctions intéressantes pour les cultures : protection du sol, lutte contre l'érosion, lutte contre les adventices, production de fourrage ...

Le choix de l'espèce doit être fait en fonction des avantages que l'on cherche à en tirer mais également en tenant compte d'un certain nombre de contraintes plus générales liées à la rotation, au coût, au matériel disponible dans l'exploitation, au type de sol et à la réglementation.

Le Tableau 6 présente les caractéristiques des principaux couverts utilisés comme CIPAN en Région wallonne ainsi que leurs avantages et inconvénients (Source : Nitrawal).

La moutarde et la phacélie font partie des principales plantes de couverture actuellement utilisées en région wallonne.

Le modèle EPICgrid permet de prendre en compte l'impact des CIPAN sur le cycle de l'azote. Les CIPAN pris en compte à ce jour sont les couverts de céréales, la moutarde et le ray-grass.

Dans le cadre de la présente étude, l'objectif est d'améliorer la prise en compte des intercultures par le modèle EPICgrid de part :

- l'introduction dans le modèle, de la culture de la phacélie (culture non modélisée actuellement par EPICgrid) ;
- l'amélioration de la représentation des principales autres intercultures utilisées en Région wallonne (moutarde et ray-grass) sur base, à la fois, de recherches bibliographiques et de résultats d'essais;
- la validation de la modélisation réalisée ;
- le développement d'un module permettant de prendre en compte de manière implicite le caractère gélif de certains CIPAN comme la moutarde ou la phacélie.

	Avoine de printemps	Seigle/Triticale	Moutarde	Phacélie	Ray grass italien	Repousses de céréales
					ALL AND	
Densité de semis	60-80 kg/ha	80-100 kg / ha	10-15 kg/ha	8-10 kg / ha	20-40 kg / ha	80-100 kg/ha
Coût des semences (2006) € / 100 kg € / ha	10-20 € <u>6-16</u> €	20 € 16-20 €	65 € 6,5 - 10 €	235€ 19 - 23€	125-185 € 25-74 €	o€
Facilité d'implantation	moyenne	moyenne	bonne	faible	faible à moyenne	bonne
Couverture du sol	rapide	lent	très rapide	rapide	rapide	moyen
Sensibilité au gel	gélif	non gélif	gélif	gélif	non gélif	non gélif
Apport d'humus	+	++	+	+	++	+
Piégeage de l'azote	+	+	++	+	+	+
Espèce autorisée pour la mesure agri-environnementale	oui	oui	oui	oui	oui	non
Effet sur la structure du sol	20100	tuès inconstant		important	important	movon
- superficiel	moyen	tres important	moyen	important	important	moyen
- en profondeur	important	important	moyen	moyen	faible	moyen
- en profondeur Avantages	 important important pas de transmission du piétain possibilité d'utilisation de semences fermières possibilité de production d'un fourrage de qualité 	 important important possibilité d'implanta- tion tardive possibilité d'utilisation de semences fermières possibilité de production d'un fourrage de qualité 	- système racinaire profond (80 cm)	rapide du sol	- effet très positif sur la structure du sol - possibilité de production d'un fourrage de qualité	faible coût

Tableau 6 : Caractéristiques, avantages et inconvénients des principaux couverts utilisés comme CIPAN en RW (Source : Nitrawal)

3.4.2 Amélioration des paramètres culturaux

3.4.2.1 Méthodologie

Les différentes cultures sont modélisées par EPICgrid sur base d'une quarantaine de paramètres culturaux permettant notamment de décrire :

- la croissance végétale (LAI, hauteur, rendement, ...);
- le prélèvement de nutriments (azote, phosphore) ;
- le comportement hydrologique de la culture.

L'ajustement de ces paramètres culturaux pour la moutarde et leur détermination pour la phacélie a été réalisé sur base d'une étude bibliographique. Les paramètres ainsi déterminés doivent ensuite être ajustés afin notamment de tenir compte des spécificités régionales ; cet ajustement a été réalisé sur base des résultats de l'essai CIPAN de Gerpinnes mené en 2008 par Nitrawal.

Enfin, une validation a été réalisée sur base des résultats de l'essai CIPAN de Malèves-Sainte-Marie mené en 2007 par Nitrawal.

REMARQUES IMPORTANTES :

Le modèle EPICgrid permet de travailler non seulement à l'échelle de la maille du bassin versant mais permet également une simulation à l'échelle de la parcelle agricole.

Dans le cas de l'application du modèle à l'échelle de la Région wallonne, des statistiques régionales sont utilisées pour retracer l'évolution des pratiques agricoles.

Dans le cas d'une application du modèle à l'échelle parcellaire, il est indispensable pour pouvoir comparer les résultats EPICgrid avec des observations réalisées à la parcelle de connaître les pratiques culturales relatives à ces parcelles : non seulement l'itinéraire technique de la culture en place (dates de semis, dates et quantités de fertilisants apportés, travail du sol, ...) mais également l'historique complet de la parcelle (successions culturales, importance et fréquence des apports de matières organiques, ...).

Lorsque certains de ces éléments ne sont pas connus, ils devront être estimés ce qui entraîne une plus grande incertitude dans les résultats fournis par le modèle.

Il est important de prendre en considération cette remarque lors de la comparaison des résultats du modèle avec les observations réalisées dans le cadre des essais CIPAN.

De plus, ces essais ont été réalisés en 2007 et 2008, années pour lesquelles l'ensemble des données météorologiques ne sont pas encore disponibles. Les données météorologiques nécessaires pour réaliser les simulations pour les sites des essais ont été encodées sur base des données publiées par l'IRM (stations principales) ; les stations utilisées pour reproduire la météo des sites d'essais sont parfois relativement éloignées de ces sites.

3.4.2.2 Etude bibliographique

Une étude bibliographique a permis de rassembler un certain nombre d'informations permettant de caractériser les différents paramètres culturaux relatifs à la moutarde et à la phacélie.

Parmi les différents éléments bibliographiques consultés, on citera, entre autres :

- l'article de Duval (1992) qui réalise une synthèse des différents paramètres relatifs à la phytotechnie de la phacélie ;
- l'étude de Laurent et al. (1995), citée par Besnard et Le Gall (2000), qui a permis d'établir une relation entre la biomasse aérienne produite et la somme de températures pour 6 cultures intermédiaires (seigle, blé, colza, phacélie, moutarde et ray-grass)
- la synthèse de différents résultats d'essais réalisée dans le cadre du projet européen InteregIII MESAM. Cette synthèse présente notamment des résultats quant à l'évolution de la couverture du sol par les engrais verts, le potentiel de développement des couverts (biomasse aérienne et racinaire), la relation entre développement des engrais verts et azote absorbé.

L'étude bibliographique ainsi menée a permis de déterminer un premier jeu de paramètres culturaux pour la moutarde et la phacélie.

3.4.2.3 Ajustement des paramètres aux spécificités régionales : Essai CIPAN de Gerpinnes

3.4.2.3.a Introduction

Les paramètres culturaux déterminés pour la moutarde et la phacélie sur base de l'étude bibliographique ont ensuite été ajustés sur base des résultats de l'essai réalisé par Nitrawal en 2008 à Gerpinnes. Cet ajustement est nécessaire afin de transposer les paramètres culturaux collectés dans la littérature aux conditions culturales wallonnes.

3.4.2.3.b <u>Description de l'essai</u>

L'essai CIPAN réalisé à Gerpinnes avait pour objectif de comparer le prélèvement d'azote de plusieurs couverts d'interculture pour deux dates et deux densités de semis (normale et -30 %). Les CIPAN utilisés sont le chou, le radis, la moutarde, la phacélie, le ray-grass et l'avoine. Les deux dates de semis sont le 26 août et le 11 septembre.

L'implantation du CIPAN a lieu après une culture de froment (variété : Centenaire). L'itinéraire cultural est le suivant :

- semis du froment : 16 octobre 2007;
- fumure minérale azotée : 195 kg/ha (70-60-65) ;

- rendement : 9.5 t/ha (pailles récoltées) ;
- fumure organique épandue après froment : 40 t/ha de fumier de bovins apportés le 23 août 2008 ;
- travail du sol : déchaumage avant l'implantation du CIPAN.

3.4.2.3.c <u>Résultats</u>

c.1. Observations

Une analyse d'APL (Azote Potentiellement Lessivable) a été effectuée directement après la récolte ; celui-ci avait une valeur de 44 kg N/ha.

Une autre analyse APL a eu lieu sur les différents couverts végétaux le 3 novembre. Les valeurs de ces APL sont présentées pour la moutarde et la phacélie respectivement au Tableau 7 pour la moutarde et au Tableau 8 pour la phacélie.

c.2. Simulations EPICgrid

La valeur d'APL post-récolte simulée par EPICgrid s'élève à 52 kg N/ha. Les valeurs simulées pour l'interculture de moutarde et de phacélie sont présentées, en regard des valeurs observées, au Tableau 7 pour la moutarde et au Tableau 8 pour la phacélie, en fonction de la date de semis.

L'APL mesuré en début de période de lessivage est influencé par plusieurs facteurs dont un des principaux est la minéralisation automnale, elle-même fonction du climat, du statut organique du sol, et des matières organiques apportées et restituées par la (voire les) culture(s) précédente(s) (résidus de culture). La présence d'une interculture permet de piéger, en fonction de l'espèce choisie, une fraction plus ou moins importante de cet azote minéralisé.

Une étude récente menée par Nitrawal a montré la variabilité importante entre les quantités d'azote estimées et réellement apportées lors d'un épandage de matières organiques. Cet aspect a été pris en considération dans les simulations. Celles-ci ont été réalisées en considérant 3 doses d'apport d'engrais organiques, soit 30, 35 et 40 t de fumier de bovins (à 5.9 kg/t) soit un apport de 177, 206 et 236 N.

Les APL simulés par EPICgrid tant pour la moutarde que pour la phacélie montrent :

- pour une même date de semis, une variabilité fonction de la quantité d'azote organique apportée avant l'implantation de l'interculture ;
- des APL plus élevés pour les dates de semis les plus tardives. Les simulations indiquent la même tendance que les observations : les quantités d'azote piégées par l'interculture sont maximales pour des semis précoces ;
- globalement les APL observés sont dans la gamme de valeurs des APL simulés par le modèle (rappelons que les simulations ont été réalisées sur base d'un certain nombre d'hypothèses concernant notamment l'historique de la parcelle).

Essai CIPAN de Gerpinnes (2008) (Source : Nitrawal)					
Semis 26/08 Semis 11/09					
Observations	21	48			
Simulations EPICgrid - 30 t de fumier (177 N)	5	41			
- 35 t de fumier (206 N)	11	51			
- 40 t de fumier (236 N)	22	63			

Tableau 7 : APL observé et simulé par EPICgrid au 3 novembre – Interculture de moutarde

Tableau 8 : APL observé et simulé par EPICgrid au 3 novembre – Interculture de phacélie

Essai CIPAN de Gerpinnes (2008) (Source : Nitrawal)					
Semis 26/08 Semis 11/09					
Observations	31	57			
Simulations EPICgrid - 30 t de fumier (177 N)	12	55			
- 35 t de fumier (206 N)	23	66			
- 40 t de fumier (236 N)	34	77			

3.4.2.4 Validation : Essai CIPAN de Malèves-Sainte-Marie

3.4.2.4.a Introduction

La validation quant à la simulation par EPICgrid de la moutarde et de la phacélie a été réalisée à partir des résultats de l'essai CIPAN mené en 2007 par Nitrawal à Malèves-Sainte-Marie.

En plus de ces deux intercultures pour lesquels les paramètres culturaux ont été déterminés ou ajustés, une validation est également présentée pour l'interculture de raygrass.

3.4.2.4.b <u>Description de l'essai</u>

En 2007, deux essais démonstratifs ont été implantés par Nitrawal chez un agriculteur de Malèves-Sainte-Marie.

Le premier essai avait pour but d'observer la capacité de prélèvement d'azote de différentes CIPAN selon la date de semis, le second de visualiser le développement de différentes espèces en mélange sous forme de damier. Dans le cas de la présente étude nous nous sommes intéressés au premier essai et plus particulièrement à l'essai après escourgeon.

Cinq espèces différentes ont été considérées (moutarde, phacélie, nyger, avoine, raygrass) ; celles-ci ont été implantées à trois dates différentes (31 juillet, 21 août et 11 septembre) après épandage de fumier.

3.4.2.4.c <u>Résultats</u>

c.1. Observations

Une mesure d'APL a été réalisée le 22 octobre pour les différents couverts (cf.Figure 13, Figure 14 et Figure 15).

c.2. Simulations EPICgrid

Les simulations réalisées pour l'essai de Gerpinnes ayant montré une variabilité des APL en fonction des quantités d'azote organique apportées avant l'implantation du CIPAN, les simulations ont été réalisées de la même manière pour différents apports de matière organique (allant de 177 N à 236 N).

La Figure 13, la Figure 14 et la Figure 15 présentent la comparaison entre APL observés et simulés par EPICgrid respectivement pour la moutarde, la phacélie et le ray-grass.

Sur ces Figures, les APL sont reportés en fonction du nombre de jours d'implantation du CIPAN de manière à mettre en évidence l'impact de la date de semis du CIPAN sur l'APL mesuré/simulé. Pour ce faire, ces Figures combinent les résultats de plusieurs simulations incluant le niveau de fertilisation organique ainsi que la date de semis du CIPAN ; de même, les APL observés sont les APL observés sur 3 parcelles en fonction de la date de semis.

On constate que :

- la date de semis du CIPAN et donc le nombre de jours d'implantation du CIPAN a une influence relativement importante sur l'APL mesuré au début de la période de lessivage ; les APL les plus faibles, et donc le piégeage maximum d'azote par le CIPAN, sont obtenus pour les dates de semis les plus précoces ;
- si l'APL diminue en fonction du nombre de jours d'implantation du CIPAN, cette décroissance n'est pas linéaire. Les trois dates de semis sont distantes chacune de 10 jours ; néanmoins le décalage de la date de semis de 10 jours engendre une augmentation de l'APL résiduel d'autant plus importante que la date de semis est tardive (pente de la droite supérieure entre APL au 21/8 et 11/9 par rapport à la pente de la droite entre APL au 31/7 et 21/8). Cette constatation tend à conseiller une date de semis la plus précoce possible pour un piégeage maximum de l'azote.

Les simulations EPICgrid indiquent ces mêmes tendances pour les 3 intercultures représentées : la moutarde, la phacélie et le ray-grass.











Figure 15 : Modèle EPICgrid - APL au 22/10 après Ray-grass - Essai CIPAN à Malèves-Sainte-Marie

Sur base de cette validation des intercultures du modèle EPICgrid, on peut analyser l'évolution temporelle des APL ; un exemple est présenté à la Figure 16. Celle-ci illustre l'évolution journalière des APL pour une interculture de ray-grass implantée après récolte du froment, en fonction de la date d'implantation du CIPAN ; cette Figure présente également l'évolution temporelle du LAI (Leaf Area Index) de l'interculture de ray-grass. On observera que :

- le stock d'azote dans le sol (APL) augmente jusqu'au semis de l'interculture du fait notamment de la minéralisation des matières organiques apportées et des résidus de culture. A la date de semis du CIPAN, le stock d'azote est donc maximal pour les semis les plus tardifs;
- l'évolution des APL après le semis du CIPAN est également influencée par la vitesse de développement de l'interculture (représentée par l'évolution du LAI), elle-même dépendante de la date de semis. En effet, la Figure 16 montre une installation plus rapide du CIPAN pour les semis précoces avec pour conséquence un prélèvement d'azote plus important et donc une diminution plus rapide du stock d'azote dans le sol;
- le prélèvement d'azote (et donc la diminution de l'APL) est à mettre en relation avec le stade de développement de l'interculture ; maximal durant la phase de croissance active, il décroît ensuite lorsque la plante arrive à maturité.

Les APL au début de la période de lessivage sont donc influencés par la date de semis de l'interculture du fait que cette date de semis influence non seulement les stocks d'azote de départ mais également la vitesse de croissance de l'interculture et donc la dynamique de prélèvement de l'azote de cette dernière.



Figure 16 : Modèle EPICgrid - Evolution des APL et du LAI pour une interculture de Ray-grass Essai CIPAN à Malèves-Sainte-Marie

3.4.3 Destruction du couvert par le gel

La sensibilité des cultures intermédiaires au gel est relativement variable selon les espèces (cf. Tableau 9).

Tableau 9 : Sensibilité au gel des cultures intermédiaires	(Source : LabreucheJ., Arvalis Institut du
Végétal, 2008)	

vegetal, 2000)	
Espèce	Température (sous abri à 2m) conduisant à
	la destruction totale du couvert
Nyger, sarrasin, sorgho	0°C à -2°C
Tournesol	-4°C
Moutarde	-5°C à -7°C
Phacélie	-7°C à -13°C
Radis, avoine d'hiver, ray-grass	-13°C
Colza, navette, seigle	< -13°C

Dans la version de base du modèle EPIC, les dates des opérations culturales (dont la destruction du couvert) doivent être spécifiées par l'utilisateur ; le modèle ne permet donc pas de détruire un couvert végétal sur base de critères, par exemple, d'ordre météorologique.

Une sous-routine a donc été développée afin d'ajuster dans les fichiers d'entrée du modèle la date de destruction du couvert.
Le critère retenu pour la destruction de l'interculture est un critère de température et, plus précisément, un critère basé sur le calcul d'une somme de températures négatives.

Cette somme de températures négatives est calculée sur une période de 5 jours, le seuil est fixé pour chaque type d'interculture en fonction des valeurs présentées au Tableau 9.

La sous-routine développée permet de calculer en pré-processing, année après année, pour chaque interculture et pour chaque maille du domaine de simulation la date de destruction du couvert. Une fois ces dates déterminées, les fichiers d'entrée du modèle sont modifiés.

3.5 Mise à jour des bases de données

3.5.1 Introduction

Une mise à jour périodique des bases de données est nécessaire afin d'actualiser les résultats fournis par le modèle EPICgrid. Cette mise à jour concerne principalement l'évolution spatiale et temporelle des pratiques agricoles ainsi que les données météorologiques.

Cette tâche a été réalisée en fin de projet. La plupart des résultats présentés dans ce Rapport ont donc été établis sur base des données de la période 1960-2005.

3.5.2 Données relatives aux pratiques agricoles

Les simulations réalisées par le modèle EPICgrid repose sur une base de données agronomiques permettant de retracer, pour chaque région agricole, l'évolution des pratiques agricoles au cours du temps et, notamment, l'évolution :

- des types de cultures et des successions culturales ;
- des apports azotés (minéraux et organiques) sur le domaine agricole.

Ces bases de données, établies dans le cadre des projets PIRENE et Qualvados1, pour la période 1960-2005, ont été mises à jour pour tenir compte de l'évolution récente de ces pratiques. Les données de base utilisées sont le recensement agricole et horticole du 15 mai 2010 ainsi que les statistiques régionales annuelles (2006-2009) d'utilisation des engrais minéraux établies par la DAEA (Direction de l'Analyse économique agricole) du SPW.

3.5.3 Données météorologiques

Les données climatiques nécessaires au modèle EPICgrid sont des données journalières de précipitations, températures (minimales et maximales), rayonnement solaire, humidité relative et vitesse du vent.

Suite aux projets PIRENE et Qualvados1, ces bases de données ont été établies pour la période 1961-2005.

Les données climatiques pour la période 2006-2009 ont été commandées dans le cadre de Qualvados2 afin d'actualiser les résultats du modèle EPICgrid.

Les données pluviométriques journalières ont été commandées auprès du SETHY et réceptionnées pour la période complète en ce qui concerne les stations gérées par le SETHY et pour la période janvier 2006 – juin 2009 pour les données provenant des stations gérées par l'IRM (le SETHY ne pouvant délivrer les données de l'IRM postérieure à cette date).

Les données de rayonnement solaire journalier ont été acquises auprès de l'IRM pour 7 stations pour la période 2006-2010. Par contre, les autres données (températures, vitesse du vent et humidité relative) commandées auprès de l'IRM (par l'intermédiaire de Mr. De Thysebaert (DGARNE)) n'ont pas été reçues.

Afin de pallier ce manque de données, les bases de données climatiques du modèle EPICgrid ont été complétées provisoirement sur base des données papier publiées dans les bulletins mensuels de l'IRM. On notera cependant que le nombre de stations dont les données sont publiées est relativement faible au regard de la base de données sur laquelle repose les simulations pour la période 1961-2005 ; ceci pouvant affecter, dans certaines situations, la qualité des simulations réalisées par le modèle après 2005.

4 Développement d'un module « bandes enherbées »

4.1 Introduction

Les bandes enherbées relèvent de deux types d'aménagement :

- les bandes enherbées de bordure, qui sont des bandes végétales denses et permanentes établies le long d'un ou de plusieurs côtés d'un champ (bandes enherbées proprement dites);
- les bandes enherbées riveraines, qui sont des bandes de végétation permanentes à couvert d'herbage, établies aux abords de cours d'eau, plans d'eau, sources ou zones humides.

Pour qu'elles jouent un rôle de sédimentation, elles doivent être établies perpendiculairement au sens des écoulements diffus et suivant des critères adéquats liés aux sols, aux pentes, à l'occupation du sol et aux pluies. Dans ce cas, les bandes enherbées favorisent trois types de processus hydrologiques :

- le ralentissement du ruissellement diffus de surface qui les traverse par augmentation de la rugosité de la végétation de la bande enherbée ;
- la diminution éventuelle de ce flux de ruissellement diffus, par infiltration accrue due à la présence d'une végétation dense ;
- le <u>dépôt de sédiments</u> qui découle des phénomènes précédents et de la diminution conjointe de la capacité de transport solide du ruissellement.

Les bandes enherbées peuvent contribuer de ce fait à la protection des eaux en agissant comme un filtre contre les nutriments et les polluants (pesticides, produits phytopharmaceutiques) et en réduisant la quantité de sédiments arrivant dans les fossés, ruisseaux et rivières.

L'action des bandes enherbées sur l'azote s'exerce de deux manières : l'<u>absorption par la</u> <u>végétation</u> et la <u>dénitrification</u> (réduction du nitrate en composés gazeux azotés). De la même façon, une partie du phosphore est assimilée par la végétation de la bande enherbée.

Les bandes enherbées peuvent également jouer un rôle important dans la protection des eaux contre la contamination par certains pesticides.

Entre autres, les bandes enherbées présentent en outre d'autres intérêts :

- <u>pour la biodiversité</u> : ce sont des zones de refuge pour les insectes et les petits mammifères, elles constituent un réservoir alimentaire pour les oiseaux et abritent ceux qui nichent au sol. Ce sont des zones favorables à la diversité végétale ;
- <u>pour les paysages</u> : elles créent des liens entre le milieu naturel et les cultures, surtout en période de floraison.

Quant aux bandes riveraines, on peut ajouter les rôles importants suivants : écran contre le réchauffement des eaux, stabilisation des berges, brise-vent naturel, ...

4.2 Les modèles existants

Plusieurs modèles ont été développés pour simuler l'efficacité des bandes enherbées quant à la réduction de pollution diffuse vers les eaux. Ainsi, les chercheurs de l'Université du Kentucky ont développé et testé un modèle (GRASSF) pour estimer la sédimentation de solides en suspension par des matériaux artificiels de type herbacé. Ce modèle a été incorporé dans un modèle dynamique complexe (VFSMOD-W) par Munoz-Carpena et al. (1999) et validé avec succès pour certaines conditions à l'échelle de la parcelle agricole. Le principal reproche formulé quant à ce modèle est qu'il ne considère pas la distribution des classes de particules mais travaille avec une taille médiane de particule. Or, l'estimation du devenir des nutriments est fortement dépendante de l'estimation de la distribution des tailles de particules puisque les nutriments sont attachés sur des fractions spécifiques du sédiment.

Le modèle REMM (Riparian Ecosystem Management Model) a été développé plus récemment par l'USDA (United States Departement of Agriculture) (Lowrance et al., 2000). Ce modèle simule l'hydrologie, la dynamique du carbone, de l'azote, du phosphore ainsi que la croissance végétale dans les bandes riveraines. C'est un modèle bidimensionnel (profondeur et distance au cours d'eau), travaillant au pas de temps journalier et qui subdivise la zone riparienne horizontalement en 3 parties. Chaque partie étant subdivisée verticalement en un horizon de litière et 3 couches de sol. REMM requiert un grand nombre de paramètres décrivant la végétation, l'hydrologie et les caractéristiques du sol. Les données d'entrée incluent des données climatiques journalières, les flux de ruissellement et la concentration en sédiment arrivant de l'amont. Ce modèle a notamment été utilisé avec SWAT pour simuler l'impact des bandes riveraines sur l'hydrologie de sous-bassins (Singh et al., 2007).

Parmi les autres modèles également développés pour simuler le comportement hydrologique des bandes riveraines, citons les modèles RPM (Newham et al., 2005) et RNM (Rassam et al., 2005).

Certains modèles de bassin versant, comme le modèle SWAT (Neitsch et al., 2002) incluent un module permettant de simuler le comportement des bandes riveraines. La représentation des bandes riveraines y est extrêmement simplifiée. SWAT calcule l'efficacité de rétention pour les bactéries, les sédiments, les nutriments et les pesticides sur base d'une relation fonction uniquement de la largeur de la bande sans aucune considération pour les autres caractéristiques (pente, type de sol, type de végétation, …).

4.3 Modélisation des bandes enherbées dans EPICgrid

4.3.1 Méthodologie adoptée

Le module « bandes enherbées » adjoint au modèle EPICgrid doit inclure la modélisation des processus suivants (Figure 17) :

- croissance végétale, cycle de l'eau, cycle des nutriments et des pesticides, dans la bande enherbée ;
- sédimentation (sol et particules adsorbées (nutriments, pesticides)) ;
- infiltration (eau, azote, phosphore, pesticides);
- dénitrification éventuelle (bande enherbée riveraine).



Figure 17 : Schéma des processus à prendre en compte par le module « bandes enherbées » du modèle EPICgrid

Deux options sont possibles :

- adjoindre au modèle EPICgrid un modèle existant de simulation des bandes enherbées;
- construire un module « bandes enherbées » à partir du modèle de base EPIC qui permet de modéliser les flux quantitatifs et qualitatifs pour une parcelle (en l'occurrence, la bande enherbée) et d'y adjoindre des fonctions nécessaires pour simuler l'infiltration des flux du bassin amont, la sédimentation et la dénitrification.

Sur base de l'analyse des avantages et inconvénients de ces deux options (Tableau 10), l'option 2 (module construit à partir du modèle EPIC de base) a été retenue.

Tableau 10 : Avantages et inconvénients du choix du type de module « Bandes enherbées » à adjoindre au modèle EPICgrid

	Avantages	Inconvénients
Module sur base d'un modèle « bandes riveraines » existants	 Modèle « bandes riveraines » validé mais souvent pas dans les conditions pour lesquelles il serait utilisé (le plus souvent, parcelles 	Grand nombre d'inputs, pas nécessairement produits par EPICgrid Validation nécessaire des sous-
	expérimentales et non bassins versants comme dans la présente application)	modèles « croissance végétale », « cycle de l'eau » et « cycle des nutriments »
Module sur base du module EPIC de base	 Modèle validé quant à la l'estimation de la croissance végétale, des flux d'eau et de nutriments 	Nécessité de construire les modules « Sédimentation » et « Dénitrification »
	• Inputs du même type que les inputs nécessaires à EPICgrid	

4.3.2 Modélisation des processus

4.3.2.1 Modélisation de la bande enherbée

La bande enherbée est considérée comme une occupation du sol à part entière. Elle fait donc l'objet d'une simulation EPIC afin de déterminer, jour après jour, la croissance végétale, les flux d'eau, de particules et de nutriments vers les eaux de surface et les eaux souterraines profondes.

4.3.2.2 Module « Sédimentation »

4.3.2.2.a Introduction

Plusieurs algorithmes permettant d'estimer le taux de sédimentation au sein d'une bande enherbée existent dans la littérature. Le niveau de complexité est très variable : du très simplifié (ex : modèle SWAT) au très sophistiqué impliquant un nombre de paramètres relativement important avec souvent la nécessité de réaliser une calibration sur base de données mesurées.

4.3.2.2.b Evaluation de la composition des sédiments

Afin d'être à même d'évaluer la sédimentation des nutriments associés aux sédiments, il est nécessaire que la méthodologie retenue prenne en considération la granulométrie des sédiments entrant dans la bande enherbée.

La méthodologie utilisée pour évaluer la granulométrie des sédiments arrivant au cours d'eau est basée sur l'approche développée par Foster et al. (1985). Foster et al. distribuent les sédiments en cinq classes sur base de la taille des particules érodées. Ces cinq classes sont les suivantes : argile, limon, sable, fin agrégat et agrégat grossier.

4.3.2.2.c Estimation du taux de sédimentation

Le module de sédimentation qui a été implémenté dans le code source du modèle EPICgrid se base sur les travaux de Deletic (2001). Cette approche a également été utilisée par Holvoet (2006) pour améliorer le module de sédimentation de SWAT.

Deletic (2001) a trouvé une corrélation entre l'efficacité de rétention pour la fraction s des sédiments (particules de diamètre d_s), $T_{r,s}$, et le « particle fall number » $N_{f,s}$:

$$T_{r,s} = \frac{N_{f,s}^{0.69}}{N_{f,s}^{0.69} + 4.95}$$
$$N_{f,s} = \frac{b \cdot v_s}{h \cdot v_m}$$

Avec :

b : la largeur de la bande enherbée (m)

v_s : la vitesse de sédimentation de Stokes pour la particule d_s (m/s)

h : la hauteur du flux (m)

 v_m : la vitesse moyenne du flux entre les brins d'herbe (m/s)

La vitesse moyenne du ruissellement de surface est calculée dans EPICgrid comme suit :

$$\nu_m = \frac{q_{ov}^{0.4} \cdot s^{0.3}}{n^{0.6}}$$

Avec q_{ov} : le taux de ruissellement de surface considérant une bande de 1 m perpendiculairement à la pente (m²/s)

s : la pente de la bande enherbée (m/m)

n : le coefficient de Manning

Le paramètre q_{ov} est calculé en divisant le débit de pointe q_{peak} par la longueur de la bande enherbée. Le débit de pointe est calculé par le modèle EPICgrid sur base notamment des caractéristiques du bassin versant amont.

Les équations présentées ci-dessus sont basée sur l'hypothèse qu'il n'y a pas de remise en suspension et que le flux traversant la bande enherbée est superficiel.

4.3.2.2.d Sédimentation des nutriments et pesticides

Le taux de sédimentation des nutriments et pesticides est fortement dépendant de la composition des sédiments. En effet, la concentration en nutriments est la plus élevée sur les particules argileuses. L'argile des agrégats fins et grossiers peut se déposer car les agrégats fins et grossiers sédimentent facilement. Par contre, l'argile en tant que particule primaire ne sédimente pas facilement.

Le modèle EPICgrid estime les quantités de nutriments associés aux sédiments entrant dans la bande enherbée sur base d'un coefficient d'enrichissement. Les nutriments sont ensuite répartis entre les différentes classes de particules sur base de la teneur en argile des particules (Foster et al., 1985). Les quantités de nutriments et pesticides sédimentées sont ensuite estimées via le module de sédimentation présenté ci-avant.

4.3.2.3 Module « Infiltration »

Le ruissellement superficiel produit sur le bassin versant amont, ainsi que les nutriments et pesticides qu'il véhicule sont susceptibles de s'infiltrer en traversant la bande enherbée.

De même les nutriments et pesticides sédimentés doivent être intégrés dans le cycle biochimique de la bande enherbée.

Le module « infiltration » de la bande enherbée est construit sur base d'une simulation EPIC avec un certain nombre d'entrées supplémentaires. Les flux (eau, nutriments, pesticides) entrant dans le système « bande enherbée » depuis la surface du sol sont les suivants :

- ruissellement de surface ;
- nutriments et pesticides transportés par le ruissellement de surface ;
- nutriments et pesticides associés aux sédiments déposés lors de la traversée de la bande enherbée.

Ces flux sont intégrés jour après jour dans les simulations de la manière suivante :

- ajout du ruissellement de surface au volume des précipitations ;
- ajout de la quantité d'azote et de phosphore aux contenus en azote et en phosphore de la première couche de sol ;
- ajout de la quantité de pesticides au contenu en pesticides de la première couche de sol.

Les flux ainsi pris en considération participeront au fonctionnement de la bande enherbée et pourront soit percoler ou être prélevés par les végétaux de la bande enherbée.

4.3.2.4 Module « Dénitrification »

4.3.2.4.a Introduction

La dénitrification est la réduction du nitrate en azote gazeux par des bactéries en situation d'anoxie. Ainsi, en présence de matières organiques, certains micro-organismes anaérobies transforment le nitrate en nitrite puis parfois en oxydes d'azote voir même en azote gazeux qui retourne dans l'atmosphère.

La dénitrification est fonction de la température, de la teneur en eau, de la présence d'une source de carbone et de nitrate.

4.3.2.4.b Modélisation

L'estimation de la dénitrification dans les modèles mathématiques est réalisée selon plusieurs approches.

Les modèles REMM (Altier et al., 2002) et NEMIS (Hénault et Germon, 2000) utilisent le principe des fonctions de réduction de la dénitrification potentielle.

Dans ces modèles, la mesure de dénitrification potentielle est réalisée en conditions favorables de teneur en eau, substrat, nitrate et température. L'influence de ces paramètres sur la dénitrification est décrite par des modèles empiriques existants selon une fonction f_i allant de 0 à 1 pour chaque paramètre (une valeur de $f_i=0$ inhibant la dénitrification). La dénitrification réelle est calculée en multipliant la dénitrification potentielle par ces fonctions, de la manière suivante :

$$D_a = D_p \cdot f_T \cdot f_A \cdot f_N \cdot f_C$$

- où : D_a : dénitrification réelle (kg/ha)
 - D_p : dénitrification potentielle (kg/ha)
 - f_T : fonction de la température
 - f_A : fonction d'anaérobiose, s'écrit en fonction de la teneur en eau
 - f_N : fonction de la teneur en nitrate
 - f_C : fonction de la teneur en carbone

Ces modèles nécessitent une mesure de la dénitrification potentielle (sur colonne de sol non remanié).

L'approche généralement utilisée par les modèles développés pour appréhender la problématique de la pollution diffuse (EPIC, SWAT, CREAMS, NLEAP, ...) se base sur l'utilisation d'équations déterministes dans lesquelles la quantité de N-NO3 perdue vers l'atmosphère par dénitrification est proportionnelle à la teneur en nitrate du sol.

Marchetti et al. (1997) ont testé et comparé les formulations utilisées par 6 de ces modèles (CERES-N, CREAMS, CropSyst, EPIC, GLEAMS et NLEAP). Cependant, la formulation testée dans cet article pour l'estimation de la dénitrification par le modèle EPIC n'est pas conforme à la formulation du code source, ce qui rend les conclusions de cet article non exploitables.

Nous avons donc reproduit l'analyse de sensibilité entre les différents modèles proposée par cet article en utilisant la formulation telle que réellement utilisée par EPIC afin de comparer les résultats du modèle EPIC avec ceux fournis par les autres modèles.

Les paramètres pris en compte par l'étude de sensibilité sont les suivants : la teneur en N-NO3 du sol, la température du sol, le teneur en matière organique du sol et la teneur en eau du sol. Ces facteurs sont croisés pour obtenir un jeu de 16 scénarios (Tableau 11) pour lesquels la dénitrification est estimée par les différents modèles. La Figure 18 présente pour chacun de ces scénarios (dont les paramètres sont présentés au Tableau 11), les taux de dénitrification estimés par les différents modèles. Si les modèles CREAMS et GLEAMS semblent décrocher pour certaines combinaisons de facteurs, les autres modèles se situent dans la même gamme de valeurs.

		Facte	urs sol	
Condition	N-NO3 (mg/kg)	Température (°C)	Carbone organique	Teneur en eau
			(%)	(m³/m³)
1	6	5	0.5	0.33
2	34	5	0.5	0.33
3	6	25	0.5	0.33
4	34	25	0.5	0.33
5	6	5	3	0.33
6	34	5	3	0.33
7	6	25	3	0.33
8	34	25	3	0.33
9	6	5	0.5	0.5
10	34	5	0.5	0.5
11	6	25	0.5	0.5
12	34	25	0.5	0.5
13	6	5	3	0.5
14	34	5	3	0.5
15	6	25	3	0.5
16	34	25	3	0.5

Tableau 11 : Facteurs utilisés pour réaliser l'étude de sensibilité quant à l'estimation de la dénitrification par différents modèles (Source : Marchetti et al., 1997)



Figure 18 : Comparaison de du taux de dénitrification estimés par les différents modèles pour les scénarios dont les paramètres sont présentés au Tableau 11.

En ce qui concerne le modèle SWAT, plusieurs études ont montré que ce modèle, dans sa formulation actuelle, surestimait la dénitrification (notamment dans Pohlert et al., 2005).

Au vu de ces considérations, et à défaut de mesures de terrain exploitables prises dans des conditions de la Région wallonne ou dans des conditions comparables, le module « dénitrification » du sous-modèle « bandes enherbées » du modèle EPICgrid a été construit sur base de la formulation EPIC.

4.3.3 Caractérisation des bandes enherbées et du bassin versant afférent

4.3.3.1 Introduction

La modélisation des processus se déroulant au sein des bandes enherbées nécessite de caractériser :

- la bande enherbée (localisation, caractère rivulaire, longueur, largeur, pente, itinéraire technique);
- le bassin versant situé en amont de la bande enherbée (superficie, occupation du sol, pente, temps de concentration);
- les flux entrant dans la bande enherbée.

4.3.3.2 Caractérisation des bandes enherbées

4.3.3.2.a Localisation

Les bandes enherbées peuvent être localisées soit à partir de la CNOSW (situation 2005), soit à partir de la couche cartographique reprenant les mesures agri-environnementales 3a et 9 c.-à-d. les tournières enherbées (MAE 3a) et les bandes de parcelles aménagées (MAE 9) installées (situation 2007, 2008 bientôt disponible).

Selon la CNOSW, le nombre d'hectares de bandes enherbées en Région wallonne est de 5415 ha (en 2005) alors que selon les données MAE, il serait de 4998 ha (en 2007), soit une différence de +- 10 %. Cette différence est plus que vraisemblablement à imputer, outre à la différence de référentiel temporel, au fait que les données MAE ne reprennent que les bandes enherbées qui ont été implantées dans le cadre du programme agrienvironnemental alors que la CNOSW reprend toutes les bandes enherbées (mesure « agri » ou non).

Afin de prendre en considération l'ensemble des bandes enherbées mais également afin de conserver une cohérence au niveau des pourcentages d'occupation du sol au sein de la maille, ce sont les données de la CNOSW qui ont été utilisées.

4.3.3.2.b Identification des bandes enherbées riveraines et non riveraines

Une distinction est faite entre bande enherbée riveraine et non riveraine étant donné que les processus à prendre en considération sont légèrement différents en fonction du caractère rivulaire ou non de la bande enherbée (dénitrification possible pour les bandes enherbées riveraines).

L'identification des bandes enherbées riveraines est réalisée par analyse de la position de la bande enherbée par rapport au cours d'eau.

4.3.3.2.c <u>Pente</u>

La pente moyenne des bandes enherbées est déterminée à partir de la carte des pentes du projet ERRUISSOL (Demarcin et al., 2009).

4.3.3.2.d Conduite de la bande enherbée

Dans le modèle EPICgrid, chaque occupation du sol est caractérisée notamment par un fichier reprenant les modalités de conduite de la culture (semis, fertilisation, travail du sol,...). Un fichier similaire a été construit pour l'occupation du sol « bandes enherbées ». On considère une bande enherbée entretenue (rugosité de la végétation non affectée par le dépôt de sédiments).

4.3.3.3 Caractérisation des bassins versants d'alimentation des bandes enherbées

4.3.3.3.a Introduction

La bande enherbée située en bordure de parcelle peut avoir un impact sur une part plus ou moins importante des flux produits au sein de cette parcelle voire sur des flux produits au delà de cette parcelle. L'approche la plus judicieuse pour déterminer les superficies impliquées est donc une approche de type bassin versant. Cette approche permet de déterminer les flux (eau, sédiments, nutriments) entrant réellement dans la bande enherbée.

4.3.3.3.b <u>Délimitation</u>

La délimitation du bassin versant amont est basée sur la carte des directions d'écoulement produites dans le cadre du projet ERRUISSOL (Demarcin et al., 2009).

Pour prendre en considération les modifications de directions d'écoulement engendrées par les ouvrages telles que les routes et chemins de fer, la carte des flux d'écoulement a préalablement été coupée par les routes et le réseau de chemin de fer extraits du TOP10V-GIS.

4.3.3.3.c Erosion concentrée et Erosion diffuse

Le flux de sédiments arrivant dans une bande enherbée située en bas de pente peut être de type diffus ou concentré ; l'efficacité de la bande enherbée sera fonction du type d'écoulement intercepté. En effet, en cas de ruissellement concentré, le flux unitaire de sédiments traversant les bandes enherbées au niveau des axes de concentration est tel que la capacité de rétention de la bande enherbée sera faible. Par contre, en cas de ruissellement diffus, les taux de sédimentation pourront être importants.

Un exemple de bande enherbée traversée par un flux de ruissellement concentré est présenté à la Figure 19.



Figure 19 : Exemple de ruissellement et d'érosion concentrée traversant une bande enherbée (Photos E. Oblin)

Le bassin amont d'une bande enherbée peut contenir à la fois des zones de ruissellement et d'érosion concentrée et des zones de ruissellement et d'érosion diffuse.

Afin de prendre en compte cet aspect dans la modélisation, le bassin versant amont de la bande enherbée est scindé en 2 selon le type d'écoulement rencontré. Les axes de concentration du ruissellement sont définis sur base de la topographie. Le seuil de 1 ha de bassin d'alimentation a été retenu pour la détermination des axes de concentration ; cette valeur est à mettre en relation avec les taux de sédimentation calculés par Cordonnier et Bielders (2008) en fonction de la superficie contributive (1ha correspondant à une inflexion franche de la courbe de sédimentation). Ce seuil est en outre cohérent avec la carte des axes de concentration du ruissellement produite dans le cadre du projet Erruissol (Demarcin et al., 2009).

Un exemple est présenté en Figure 20.



Figure 20 : Modèle EPICgrid : Caractérisation des bassins versants en amont des bandes enherbées

4.3.3.3.d Temps de concentration

Le temps de concentration des eaux sur un bassin versant se définit comme le temps nécessaire pour que tous les points du bassin versant participent à l'écoulement à l'exutoire. L'estimation de ce temps est nécessaire au calcul du débit de pointe qui sera réalisé par le modèle.

La formulation utilisée, dans EPICgrid, est la suivante :

$$TCS = \frac{(L \cdot n)^{0.6}}{18 \cdot s^{0.3}}$$

Avec TCS : temps de concentration (h)

- L : longueur maximale d'écoulement (m)
- n : coefficient de rugosité de Manning
- s : pente moyenne du bassin versant (m/m)

La pente moyenne du bassin versant d'alimentation est déterminée à partir de la carte des pentes du projet ERRUISSOL (Demarcin et al., 2009).

Le coefficient de rugosité de Manning est calculé sur base des pourcentages d'occupation du sol du bassin pondérés par la valeur de rugosité respective de chaque type d'occupation. La longueur maximale d'écoulement est déduite du bassin versant identifié pour la bande enherbée. Pour le ruissellement concentré, on considère la plus grande longueur d'écoulement ; pour le ruissellement diffus, on considère la longueur moyenne.

Ces estimations sont réalisées pour les 2 bassins versants amont des bandes enherbées.

4.3.3.4 Synthèse des informations par maille

Afin de rester cohérant avec la résolution du modèle, on définit, par maille kilométrique, une bande enherbée riveraine et une bande enherbée non-riveraine représentatives des bandes enherbées présentes au sein de chaque maille kilométrique.

4.3.3.5 Production des flux sur le bassin versant amont

Les flux d'eau, de nutriments, de sédiments et de pesticides sont calculés, jour par jour, pour chaque maille kilométrique par le modèle EPICgrid. Les flux entrant dans la bande enherbée sont calculés en rapportant le flux total produit à la taille du bassin versant alimentant la bande enherbée en prenant pour hypothèse que les caractéristiques du bassin amont sont semblables à celles de la maille.

Afin de s'assurer de la pertinence de cette hypothèse, une comparaison a été réalisée entre le potentiel de ruissellement du bassin amont et celui de la maille par confrontation des CN moyens ('Curve number'). Les différences moyennes sont très faibles (de l'ordre de 1 unité de CN), ce qui avalise cette hypothèse.

4.4 Application du sous-modèle « Bandes enherbées »

4.4.1 Comparaison avec le modèle VFSMOD

Dans le cadre de la Convention ELIPSOL (Convention DGO3-UCL), des simulations avec le modèle VFSmod ont été réalisées avec pour objectif d'évaluer l'efficacité de bandes enherbées de 12m de large sur la sédimentation des particules érodées (Cordonnier et Bielders, 2008).

Le modèle VFSmod étant un modèle évènementiel, les simulations ont été réalisées pour une pluie de projet de 29 mm et ce, pour différents micro-bassins délimités dans les parcelles d'étude.

Chaque micro-bassin est caractérisé par quatre valeurs : longueur maximale de thalweg, surface contributive, pente moyenne et concentration en sédiments du ruissellement. Sur base des valeurs rencontrées, des classes sont établies pour chacun des paramètres de sorte à réaliser des simulations avec le modèle VFSmod pour chaque combinaison de classe (ne seront testées que les combinaisons présentent au sein des parcelles d'étude).

Les résultats obtenus présentent l'efficacité de rétention en sédiments d'une bande enherbée de 12m en fonction des paramètres des bassins versants situés en amont. Seul le paramètre surface contributive a permis d'établir une relation avec l'efficacité de rétention ; la relation obtenue étant fonction de la concentration en sédiments, non calculée dans ce modèle.

Un exercice similaire à été réalisé avec le modèle EPICgrid et son module « bandes enherbées ». La méthodologie appliquée diffère cependant pour les points suivants :

- le modèle EPICgrid est un modèle continu dont les simulations couvrent plusieurs années (pour rappel, VFSmod est un modèle évènementiel). Les simulations n'ont donc pas été réalisées pour une pluie de projet mais pour une période de 35 ans durant laquelle les événements pluvieux de 29mm +- 10 % ont été pris en considération. Le volume de ruissellement est donc variable en fonction notamment des conditions antérieures d'humidité ;
- l'estimation des quantités de sédiments est réalisée par la méthode USLE (approche parcelle) dans le cas de l'application VFSmod, l'estimation des quantités de sédiments réalisée par EPICgrid est basée sur la méthode MUSLE (approche bassin versant).

Si l'on compare les résultats obtenus via VFSmod et EPICgrid (Figure 21), on peut constater que les résultats EPICgrid se placent dans la courbe enveloppe obtenue pour les simulations VFSmod. Rappelons que les concentrations en sédiments pour les simulations VFSmod sont des données externes fixées alors qu'elles sont calculées individuellement pour chaque événement pluvieux dans EPICgrid.



Figure 21 : Modèle EPICgrid - Efficacité de rétention en sédiments d'une bande enherbée de 12m en fonction de la superficie du bassin amont - Comparaison avec les résultats du modèle VFSMOD

4.4.2 Exemple de résultats à l'échelle de la bande enherbée

Un exemple de résultat est présenté ci-dessous à titre exemplatif pour la bande enherbée riveraine présentée à la Figure 20. Cette bande enherbée située en bordure de cours d'eau a une longueur de 805 m et une largeur moyenne de 21m ; son bassin versant amont est de 27 ha.

Un axe de concentration a été identifié dans le bassin amont ; le sous-bassin associé à cet axe est de 18,3 ha. La longueur de bande enherbée interceptant les flux d'eau et de sédiments produits dans ce sous-bassin est relativement faible (une trentaine de mètres).

Les flux produits sur le reste du bassin versant amont, soit 8.7 ha, traversent la bande enherbée sur une longueur beaucoup plus importante et constituent un écoulement diffus.

Cette bande enherbée ainsi que les bassins versants amonts (écoulement concentré et diffus) sont illustrés à la Figure 20. Leurs caractéristiques complètes sont présentées au Tableau 12.

Tableau 12. Caracteristique de la bande entrerbee presentee a la rigure 20				
	Bassin versant amont			
	Ecoulement diffus	Ecoulement concentré		
Superficie	8.7 ha	18.3 ha		
Temps de concentration	1.1 h	2.4 h		

Tableau 12 : Caracteristique de la Danue enherbee presentee à la Figure 20
--

	Bande enherbée		
	Ecoulement diffus	Ecoulement concentré	
Largeur	21 m	21 m	
Pente	1.0 %	0.6 %	
Longueur	775 m	30 m	

4.4.2.1 Bilan - Erosion

Le taux de sédimentation moyen calculé sur 35 années (1971-2005) pour l'écoulement concentré est de 0.25. Il est de 0.76 pour l'écoulement diffus.

Le calcul du taux de sédimentation moyen de la bande enherbée est établi en rapportant les quantités de sédiments interceptées à la quantité de sédiments entrant dans la bande enherbée. Le taux de sédimentation ainsi calculé est de 0.41.

De nombreux résultats quant au taux de sédimentation peuvent être trouvés dans la littérature. La comparaison des résultats de la présente modélisation avec ces chiffres doit se faire avec prudence. En effet, les résultats publiés résultent pour la plupart d'expérimentations réalisées sur parcelles expérimentales de taille relativement faible et pour des événements pluvieux ponctuels.

Citons néanmoins les résultats des études menées :

- par Dosskey et al. (2002) afin d'estimer, à l'échelle du bassin versant, le taux de sédimentation issus de <u>flux concentrés</u>. Les résultats de cette étude aboutissent à une estimation d'un taux de sédimentation variant de 0.15 à 0.43 pour des bandes enherbées dont la largeur variait entre 9 et 35m ;
- par Daniels et Gilliam (1996) qui ont estimés le taux de sédimentation pour un bassin versant à 0.8 ; pour des largeurs de bandes enherbées variant entre 3 et 27 m.

4.4.2.2 Bilan - Flux d'eau

La Figure 22 présente le bilan hydrologique moyen (moyenne 1971-2005) de la bande enherbée présentée à la Figure 20. On constate que la bande enherbée intercepte une partie des flux d'eau qui la traverse. Pour l'exemple présenté, la réduction de ruissellement est de l'ordre de 27 %, la réduction des écoulements hypodermiques rapides est dans le cas présent important et de l'ordre de 90 %.

A l'échelle de la maille kilométrique, la réduction de ruissellement est de 2 %, la réduction du flux hypodermique est de 25 %.



Figure 22 : Modèle EPICgrid – Bilan hydrologique annuel moyen (1971-2005) de la bande enherbée présentée à la Figure 20 (Flux exprimés en mm/an)

4.4.2.3 Bilan - Flux d'azote

Le bilan entrées – sorties des flux d'azote pour la bande enherbée permet également de constater que la bande enherbée intercepte une partie des flux entrants.

Pour la bande riveraine considérée, les flux d'azote associés au ruissellement direct sont réduits d'environ 80 % ; ce qui donne une réduction de flux, à l'échelle de la maille, de l'ordre de 25 %.

REMARQUE IMPORTANTE

L'interception des flux d'eau, de nutriments et de sédiments par les bandes enherbées dépend très fortement des caractéristiques de la bande enherbée ainsi que de celles de son bassin versant amont.

L'exemple présenté ici ne représente qu'un cas particulier de bande enherbée parmi tant d'autres, il serait donc absolument inopportun de généraliser les résultats présentés à l'ensemble des bandes enherbées implantées en Région wallonne.

Pour rappel, on considère une bande enherbée entretenue (rugosité de la végétation non affectée par le dépôt de sédiments).

4.4.3 Analyse de sensibilité quant aux facteurs influençant l'efficacité des bandes enherbées

4.4.3.1 Facteurs influençant l'efficacité d'une bande enherbée

L'efficacité des bandes enherbées dépend de leurs caractéristiques intrinsèques (longueur, largeur, pente, conduite) mais également de celles de leurs bassins d'alimentation (superficie, occupation du sol, pente, longueur d'écoulement, concentration de l'écoulement).

L'objectif de l'analyse de sensibilité est de quantifier l'influence de ces différents paramètres sur l'efficacité des bandes enherbées et, plus particulièrement, sur la capacité des bandes enherbées à intercepter les sédiments qui la traversent.

En effet, l'efficacité des bandes enherbées à intercepter les flux d'eau et de nutriments dépend, non seulement, des facteurs précités mais également de la localisation de la bande enherbée (position du substrat imperméable et de la nappe) qui influence son régime hydrologique (saturation/désaturation, dénitrification, …). Les situations rencontrées sont très diversifiées et font intervenir de nombreux paramètres rendant l'établissement d'une classification simple très délicat.

4.4.3.2 Analyse de sensibilité

4.4.3.2.a Paramétrisation

L'analyse de sensibilité est réalisée pour 4 contextes agro-pédo-climatiques différents appartenant à 4 régions agricoles à dominante agricole : la Région limoneuse ouest, la Région limoneuse centre, la Région sablo-limoneuse et le Condroz.

Chaque contexte agro-pédo-climatique est caractérisé par un type de sol et de sous-sol, des pratiques agricoles et des données climatiques. Le type de sol retenu est le sol majoritaire de la région agricole, la succession culturale retenue est la succession culturale la plus répandue telle qu'identifiée sur base du SIGEC (Borgers et al., 2007) et les données climatiques sont issues d'une station appartenant à la région agricole concernée.

Les sédiments apportés à la rivière provenant en grande majorité des terres agricoles, les bandes enherbées seront alimentées par un bassin versant agricole.

	Tableau 13 : Caractérist	iques des 4 contexte	es agro-pédo-climati	ques
	Région limoneuse	Région limoneuse	Région sablo-	Condroz
	ouest	centre	limoneuse	
Sol	Sol limoneux	Sol limoneux	Sol sablo-	Sol limono-
			limoneux	caillouteux
Succession	Betterave-	Betterave-	Betterave-	Betterave-
culturale	Froment-Pomme	Froment-Froment	Froment-Froment	Froment-
	de terre			Escourgeon
Précipitations	Ostiches	Marbais	Braine-l'Alleud	Crupet
Températures	Huissignies	Gosselies	Braine-l'Alleud	Crupet
Rayonnement	Wasmuel	Ernage	Ernage	Florennes
solaire				

Les caractéristiques de ces 4 contextes sont présentées au Tableau 13.

L'efficacité d'une bande enherbée dépendant à la fois de ses caractéristiques intrinsèques mais également de celles de son bassin d'alimentation, les caractéristiques de ces deux entités sont prises en considération pour l'analyse de sensibilité.

La sensibilité des caractéristiques intrinsèques de la bande enherbée seront analysées à travers deux paramètres : la largeur et la pente. Les valeurs de largeurs testées sont 6, 12 et 18m ; les valeurs de pente testées sont 0.1, 0.5 et 1 %.

En ce qui concerne les caractéristiques du bassin amont, deux situations sont distinguées en fonction du type d'écoulement produit (concentré ou diffus). Les facteurs pris en compte dans l'analyse de sensibilité sont la pente et la longueur de pente du bassin. Les valeurs de pente testées sont : 1, 3.5, 7.5 et 10 % ; les longueurs de pentes testées ont été déterminées sur base de la distribution de fréquence des longueurs de pente établie pour la masse d'eau EL13R. Ainsi, pour les bassins à ruissellement et érosion concentrée, les longueurs de pente testées sont 100, 250 et 400m ; pour les bassins à ruissellement et érosion diffuse, les longueurs de pente testées sont : 50, 100 et 200m.

L'analyse de sensibilité porte donc sur 5 paramètres pour un jeu de 216 simulations par contexte agro-pédo-climatique, soit 864 simulations au total.

4.4.3.2.b <u>Résultats</u>

La sensibilité du taux de sédimentation des bandes enherbées quant aux différents paramètres précités est présentée à la Figure 23 pour les bandes enherbées alimentées par un bassin à ruissellement et érosion diffuse et à la Figure 24 pour les bandes enherbées alimentées par un bassin à ruissellement et érosion concentrée.

La sensibilité du facteur « pente de la bande enherbée » s'est avérée négligeable pour les valeurs testées, la variabilité quant à ce facteur n'est donc pas présentée à la Figure 23 et à la Figure 24 ; les résultats y sont présentés pour une pente de bande enherbée de 0.5 %.



Figure 23 : Analyse de sensibilité quant au taux de sédimentation de bandes enherbées alimentées par un bassin versant à écoulement diffus



Figure 24 : Analyse de sensibilité quant au taux de sédimentation de bandes enherbées alimentées par un bassin versant à écoulement concentré

Comme le montre la comparaison entre la Figure 23 et à Figure 24, le taux de sédimentation est largement supérieur lorsque le flux intercepté par la bande enherbée est de type diffus plutôt que de type concentré. Le taux de sédimentation varie entre 40 et 80 % pour l'écoulement diffus ; il est seulement de 7 à 50 % lorsque cet écoulement est concentré.

Dans tous les cas, le taux de sédimentation croît avec l'augmentation de la largeur de la bande enherbée. Le taux de sédimentation n'est cependant pas proportionnel à la largeur de la bande enherbée. Rapporté par mètre de bande enherbée, le taux de sédimentation est le plus élevé pour la bande de 6m.

Dans le cas de l'écoulement diffus, le doublement de la largeur de la bande enherbée (de 6 à 12m) permet une augmentation moyenne du taux de sédimentation de l'ordre de 10 %. Le gain obtenu, en passant de 12 à 18 m est encore plus faible.

Les facteurs « pente du bassin versant » et « longueur du bassin versant » influencent le taux de sédimentation dans le même sens : plus ces facteurs augmentent, plus le taux de sédimentation diminue.

4.4.4 Application à l'échelle de la Région wallonne

Le module « bandes enherbées » a été intégré aux simulations EPICgrid. Les différences entre les résultats de ces simulations et les résultats du modèle de base sont présentées à la Figure 25 pour le rendement en sédiments, à la Figure 27 pour les pertes en phosphore pour les eaux de surface et à la Figure 28 pour les pertes en azote vers les eaux de surface. Les diminutions engendrées par la prise en compte des bandes enherbées se marquent principalement pour l'érosion et pour les pertes en phosphore vers les eaux de surface ; les pertes en azote sont également diminuées mais en proportion moindre par rapport aux sédiments et au phosphore. La distribution spatiale de ces différences est bien entendu à mettre en relation tant avec la densité spatiale des bandes enherbées (Figure 29) qu'avec leur efficacité respective.

On notera que si les rendements en sédiments sont réduits du fait de la prise en compte de l'impact des bandes enherbées, cette diminution n'affecte que peu la distribution des classes de rendements en sédiments par maille (cf. Figure 26).



Figure 25 : Modèle EPICgrid – Diminution du rendement en sédiments induite par la prise en compte dans la modélisation des bandes enherbées (situation RW en 2005)



Figure 26 : Modèle EPICgrid – Estimation du rendement en sédiments AVEC et SANS prise en considération de l'impact des bandes enherbées (moyenne 2000-2005)



Figure 27 : Modèle EPICgrid – Diminution des pertes en phosphore vers les eaux de surface induite par la prise en compte dans la modélisation des bandes enherbées (situation RW en 2005)



Figure 28: Modèle EPICgrid – Diminution des pertes en azote vers les eaux de surface induite par la prise en compte dans la modélisation des bandes enherbées (situation RW en 2005)



Figure 29 : CNOSW version 2005 – Distribution spatiale des bandes enherbées

4.4.5 Application du module « bandes enherbées » au bassin versant de l'Our

4.4.5.1 Introduction

Le programme Natura 2000 s'attache à préserver certaines espèces ainsi que les milieux naturels qui les abritent et leur permettent de se développer harmonieusement. Des zones ont donc été désignées selon des critères précis et font l'objet de soins particulièrement attentifs.

La moule perlière est une des espèces visées par le programme Natura 2000. En effet, la moule perlière est gravement menacée en Wallonie par la dégradation de la qualité de l'eau des rivières et des milieux qui y sont associés.

Une série de mesures sont préconisées à travers notamment le Projet LIFE pour la Conservation des habitats de la Moule perlière (projet LIFE2002Nature/B/8590); ces mesures visent à permettre aux cours d'eau de retrouver leur fonctionnement naturel.

La moule perlière est notamment présente dans le bassin versant de l'Our.

L'objectif de cette application est de tester l'efficacité sur les pertes diffuses en nutriments et en sédiments vers les eaux de surface de l'implantation le long du cours d'eau de bandes enherbées de 12m (élargies à 20m à proximité des zones de reproduction) suivant un schéma qui nous a été fourni par Mr. Thirion de la DGARNE.

4.4.5.2 Etablissement des bases de données

Le site Natura 2000 étudié est présenté à la Figure 30 ; il se situe dans le bassin versant de l'Our qui est un bassin transfrontalier. La simulation EPICgrid étant limitée à la Région wallonne, nous nous sommes intéressés à la partie wallonne du bassin comprenant le site d'étude. La localisation des bandes enherbées à modéliser est présentée à la Figure 31.



Figure 30 : Modèle EPICgrid – Localisation du site Natura 2000 étudié et de son bassin versant (partim Région wallonne)



Figure 31 : Modèle EPICgrid – Localisation des bandes enherbées à modéliser au sein du site Natura 2000.

L'occupation du sol de la partie wallonne du bassin comprenant le site d'étude (source : CNOSW version 2005) est présentée à la Figure 32. Les forêts y sont majoritaires et couvrent 62 % du bassin versant. Les prairies sont, quant à elles, principalement localisées dans les vallées et représentent 26 % de l'occupation du sol du bassin. Enfin, l'agriculture occupe 7 % du territoire, les zones d'habitat 4 %.



Figure 32 : Modèle EPICgrid – Occupation du sol (Source CNOSW – version 2005) du bassin versant (partim Région wallonne)

4.4.5.3 Résultats de la modélisation EPICgrid

4.4.5.3.a Introduction

La quantification de l'impact de l'implantation de bandes enherbées riveraines dans le site Natura 2000 (selon schéma fourni par Mr. Thirion de la DGARNE) sur les flux diffus de nutriments et de sédiments vers les eaux de surface est réalisée par le biais de la comparaison de deux simulations EPICgrid : une simulation de base ne considérant pas la présence des bandes enherbées et une simulation incluant l'implantation des bandes enherbées.

Les résultats sont présentés à la fois pour l'entièreté du bassin versant considéré (partim Région wallonne) et selon une discrétisation kilométrique. Les résultats présentés sont des résultats moyens annuels établis sur la période 2000-2005.

4.4.5.3.b Résultats – bassin versant

Le bilan hydrologique du bassin versant est présenté au Tableau 14 pour les deux simulations : avec et sans bandes enherbées. Le bilan hydrologique est quasiment identique, ce qui s'explique assez aisément par le fait que l'implantation des bandes enherbées n'est réalisée que sur une portion relativement restreinte du réseau hydrographique ; les superficies dont les flux traversent les bandes enherbées sont relativement faibles par rapport à la taille du bassin versant.

Ce constat implique également que le bilan des flux d'azote vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines mais également le rendement moyen en sédiments du bassin, tel que présentés au Tableau 15 et au Tableau 16, ne sont que très faiblement influencés par la présence des bandes enherbées qui, rappelons-le, n'ont été implantées que sur une fraction relativement peu importante du réseau hydrographique de ce bassin.

Tableau 14 : Bilan hydrologique du bassin versant - Simulations EPICgrid avec et sans bandes enherbées

			Flux vers les e	aux de surface	Flux vers les eaux souterraines
	Précipitations (mm)	Evapotranspiration réelle (mm)	Ruissellement direct (mm)	Ecoulement hypodermique lent (mm)	Percolation de base (mm)
	2000-2005	2000-2005	2000-2005	2000-2005	2000-2005
Sans bandes enherbées	1127	558	255	288	25
Avec bandes enherbées	1127	558	254	289	25

Tableau 15 : Flux de nutriments (azote et phosphore) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines du bassin versant - Simulations EPICgrid avec et sans bandes enherbées

	N issu de la zone vadose perdu vers les eaux de surface (kg/ha.an)		N issu de la zone vadose		P perdu vers les eaux de
	Par ruissellement direct	Via les hypodermiques lents	souterraines (kg/ha.an)		surface (kg/ha.an)
	2000-2005	2000-2005	2000-2005		2000-2005
Sans bandes enherbées	10.14	3.37	0.29		1.32
Avec bandes enherbées	10.01	3.39	0.30		1.29

Tableau 16 : Rendements en sédiments du bassin versant - Simulations EPICgrid avec et sans bandes enherbées

	Rendement en sédiments (t/ha.an)
	2000-2005
Sans bandes enherbées	0.80
Avec bandes enherbées	0.79

4.4.5.3.c Résultats par maille kilométrique

Au niveau de la discrétisation des résultats par maille, les diminutions des pertes en nutriments et en sédiments vers les eaux de surface, engendrées par l'implantation de bandes enherbées riveraines (selon scénario proposé), sont présentées en Figure 33 pour les pertes en sédiments (rendement en sédiment), en Figure 34 pour l'azote et en Figure 35 pour le phosphore.



Figure 33 : Modèle EPICgrid – Diminution du rendement en sédiments induite par l'implantation de bandes enherbées (selon scénario proposé)



Figure 34 : Modèle EPICgrid – Diminution des pertes en azote vers les eaux de surface induite par l'implantation de bandes enherbées (selon scénario proposé)



Figure 35 : Modèle EPICgrid – Diminution des pertes en phosphore vers les eaux de surface induite par l'implantation de bandes enherbées (selon scénario proposé)

Les différences sont les plus importantes pour le rendement en sédiments et les pertes en phosphore vers les eaux de surface, un peu plus faibles pour les pertes en azote vers les eaux de surface.

Certaines mailles présentent des différences faibles malgré l'implantation de bandes enherbées riveraines ; ces faibles différences sont à mettre en relation avec la taille et l'occupation du sol du bassin versant amont.

Globalement, la réduction des pertes en azote vers les eaux de surface peut paraître assez faible (entre 0 et 10 %) ; ceci est à imputer au fait que les bassins versants amonts des bandes enherbées riveraines sont de tailles relativement réduites et couverts principalement de prairies voire de forêts. Si l'on compare les pertes de nutriments vers les eaux occasionnées par les différents types d'occupation du sol, ce sont les terres de grandes cultures qui engendrent les pertes les plus importantes or, dans le cas présent (cf. exemple de la Figure 36), les terres de cultures n'appartiennent pas (ou peu) aux bassins d'alimentation des bandes enherbées riveraines.



Figure 36 : Modèle EPICgrid – Exemple de bassin d'alimentation des bandes enherbées riveraines

4.4.5.3.d Conclusion

Dans l'application présentée ici, les bandes enherbées riveraines contribuent à la réduction des pertes <u>diffuses</u> de nutriments vers les eaux de surface. Cette diminution est cependant modérée du fait de la taille et l'occupation du sol des bassins amonts de ces bandes enherbées.

Notons également que seul un tronçon de la rivière est concerné par la mise en place de bandes enherbées ; aucun aménagement n'étant réalisé sur les affluents, les quantités de nutriments apportés par ceux-ci ne sont pas affectées et pourront participer à la pollution du cours d'eau principal.

Outre la réduction des pertes diffuses vers le cours d'eau, il est néanmoins important de souligner les bénéfices connexes engendrés par l'implantation des bandes enherbées, citons notamment :

- les bandes enherbées constituent une zone où aucun apport en fertilisants ou produits phytosanitaires n'est réalisé ; ceci limite donc le risque d'apport direct de ces molécules au cours d'eau ;
- la protection des berges ;
- ...

4.4.6 Evaluation de l'efficacité de l'implantation de bandes enherbées à l'échelle de la masse d'eau

4.4.6.1 Introduction

L'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau permet de réduire les apports de sédiments et de nutriments vers ces derniers. L'efficacité du dispositif est cependant fortement dépendant des conditions d'implantation de la bande enherbée en rapport notamment avec les caractéristiques de son bassin d'alimentation.

Le modèle EPICgrid permet d'évaluer l'efficacité des bandes enherbées en place (cf. Point 4.4.4) mais peut également être utilisé pour évaluer l'efficacité de bandes enherbées qui seraient implantées selon des critères prédéfinis.

Une première analyse de sensibilité relative à l'implantation de bandes enherbées riveraines a été réalisée pour le bassin de l'Our (cf. Point 4.4.5).

L'application que nous présentons ci-après vise à évaluer l'efficacité de la mesure à l'échelle de la masse d'eau de surface. Pour ce faire :

- une méthodologie permettant de déterminer de manière semi-automatique les emplacements des bandes enherbées a été développée ;
- les bassins versants amonts relatifs aux bandes riveraines ont été extraits et caractérisés ;
- enfin, l'efficacité des bandes enherbées est évaluée par comparaison de deux simulations EPICgrid : une simulation de référence sans bandes enherbées et une simulation intégrant l'implantation des bandes enherbées. En outre, trois largeurs de bandes enherbées sont testées : 6, 12 et 18m.

4.4.6.2 Choix de la masse d'eau

Le choix de la masse d'eau s'est porté sur une masse d'eau à risque et dans laquelle les apports à la rivière se font essentiellement de manière diffuse (efficacité maximale des bandes enherbées) et proviennent de terres agricoles.

Les masses d'eau de surface problématiques sont connues et nous ont été fournies par la DGARNE.

La part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière a été déterminée, pour les masses d'eau à risque, sur base des travaux réalisés dans le projet GISER (Gestion Intégrée Sol Erosion Ruissellement, Projet DGARNE-GxABT-UCL (Colard et al., 2011) (Figure 37).

La part du territoire occupé par des cultures dans les bassins d'alimentation du cours d'eau a été déterminée sur base de la CNOSW (version 2005) (Figure 38).


Le recoupement de ces deux informations permet d'identifier les masses d'eau présentant les caractéristiques les plus propices en vue d'une réduction des apports diffus à la rivière de part l'implantation de bandes enherbées riveraines.

Figure 37 : Modèle EPICgrid – Part du territoire contribuant aux apports diffus à la rivière dans les masses d'eau à risque



Figure 38 : Modèle EPICgrid – Part du territoire occupé par des cultures dans les bassins d'alimentation du cours d'eau – Masses d'eau à risque

De commun accord avec la SPGE, le choix de la masse d'eau pour réaliser le présent test s'est porté sur la masse d'eau EL13R appartenant au sous-bassin Escaut-Lys (Figure 39).

D'une superficie de 34 km², cette masse d'eau est caractérisée par une occupation du sol à vocation majoritairement agricole (67 % de cultures et 13 % de prairies) ; les zones urbanisées occupent 17 % du territoire. Le sol est principalement de type limoneux et le relief est peu accentué.



Figure 39 : Modèle EPICgrid – Localisation de la masse d'eau de surface EL13R

4.4.6.3 Modélisation EPICgrid

4.4.6.3.a Positionnement des bandes enherbées riveraines

Le présent test consiste à évaluer, à l'échelle de la masse d'eau de surface EL13R, la réduction des apports diffus 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, 12 et 18m).

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 (ce qui n'est actuellement pas le cas pour la CNOSW). Le réseau hydrographique considéré est donc celui tel que défini par le TOP10V-GIS ; pour la masse d'eau EL13R, celui-ci a une longueur d'environ 63 km.

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 ; un exemple de résultats est présenté à la Figure 40.

Pour la masse d'eau EL13R, selon les critères retenus, 65.9 km de rives seraient concernés par l'implantation de bandes enherbées riveraines.



Figure 40 : Modèle EPICgrid – Positionnement de bandes enherbées riveraines sur les rives en contact direct avec les terres de cultures

4.4.6.3.b Caractérisation des bandes enherbées

La caractérisation des bandes enherbées et de leurs bassins d'alimentation a été réalisée selon la procédure établie dans le cadre du développement du module « bandes enherbées » du modèle EPICgrid (cf. Point 4.3.3).

Pour rappel, 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.

4.4.6.3.c Résultats de la modélisation

L'efficacité des bandes riveraines sur la réduction des apports diffus à la rivière est évaluée, pour la mase d'eau EL13R, 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 3 largeurs de bandes enherbées : 6, 12 et 18m.

Les résultats présentés aux Tableaux 17 à 19 sont des résultats moyens annuels établis sur la période 2000-2005.

buildes enherbees de largear 6, 12 et 10m											
						vers les e	aux de su	x de surface souterraines			
	Précipitations (mm)		Evapotra réelle	nspiration (mm)	Ruissellement direct (mm)		Ecoulement hypodermique lent (mm)		Percolation de base (mm)		
	2000-	-2005	2000-2005		2000	2000-2005		2000-2005		2000-2005	
Sans bandes enherbées	874		580		40		3		251		
Avec bandes enherbées – 6m	874	0 %	579	0 %	34	-16 %	3	1 %	259	3 %	
Avec bandes enherbées – 12m	874	0 %	578	0 %	33	-18 %	3	1 %	260	4 %	
Avec bandes enherbées – 18m	874	0 %	577	-1 %	33	-19 %	3	0 %	262	4 %	

Tableau 17 : Bilan hydrologique de la masse d'eau EL13R – Simulations EPICgrid sans et avec bandes enherbées de largeur 6, 12 et 18m

Tableau 18 : Flux de nutriments (azote et phosphore) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines pour la masse d'eau EL13R – Simulations EPICgrid sans et avec bandes enherbées de largeur 6, 12 et 18m

	N issu de ea	e la zone va ux de surfa	dose perdu ce (kg/ha.a	ı vers les an)	N issu de vadose p	e la zone erdu vers		
	Par ruiss dir	ellement ect	Via hypodermi	les iques lents	les eaux souterraine (kg/ha.an)			
	2000-2005		2000-	-2005	2000-2005			
Sans bandes enherbées	4.69		0.44		44.05			
Avec bandes enherbées – 6m	3.63	-23 %	0.44	0 %	44.49	1 %		
Avec bandes enherbées – 12m	3.53	-25 %	0.44	0 %	44.30	1 %		
Avec bandes enherbées – 18m	3.46	-26 %	0.44	-1 %	44.04	0 %		

P perdu vers les eaux de surface (kg/ha.an)					
2000-2005					
0.94					
0.71	-24 %				
0.69	-27 %				
0.67	-29 %				

Tableau 19 : Rendement en sédiments pour la masse d'eau EL13R – Simulations EPICgrid sans et avec bandes enherbées de largeur 6, 12 et 18m

	Rendements en sédiments (t/ha.an) 2000-2005			
Sans bandes enherbées	0.23			
Avec bandes enherbées – 6m	0.19	-21 %		
Avec bandes enherbées – 12m	0.17	-28 %		
Avec bandes enherbées – 18m	0.16	-33 %		

Le Tableau 17 présente le bilan hydrologique de la masse d'eau EL13R pour la simulation sans bandes enherbées ainsi que pour les simulations avec bandes enherbées de largeur 6, 12 et 18m. L'implantation de bandes enherbées riveraines influence le bilan hydrologique de la masse d'eau : elles permettent de réduire le ruissellement direct, de 16 à 19 % en fonction de la largeur des bandes enherbées et favorisent la percolation des flux interceptés.

Les flux de nutriments (azote et phosphore) associés au ruissellement direct sont également réduits de part l'implantation de bandes enherbées riveraines. Cette réduction est comprise, suivant la largeur des bandes enherbées, entre 23 et 26 % pour l'azote et entre 24 et 29 % pour le phosphore. Les bandes enherbées les plus larges présentent les réductions d'apports diffus les plus élevés ; cependant, le gain supplémentaire obtenu en passant d'une bande enherbée de 6m à 12m voire 18m est faible comparé au bénéfice déjà obtenu pour la bande enherbée de 6m. Notons que les flux de nutriments vers les eaux souterraines sont pour leur part, dans le cas présent, peu influencés par l'implantation des bandes riveraines.

Le rendement en sédiments est également affecté par l'implantation de bandes riveraines. La réduction d'apport de sédiments à la rivière s'accroît avec la largeur de la bande enherbée : il est de 21 % pour les bandes de 6m, de 28 % pour les bandes de 12m et de 33 % pour des bandes de 18m.

Considérant la masse d'eau EL13R le placement d'une bande enherbée riveraine partout où une terre de culture jouxte directement le cours d'eau permet de réduire les apports de sédiments et de nutriments à la rivière. Pour les années 2000-2005 et pour des largeurs de bandes variant de 6 à 18m, les réductions d'apports calculés sont de 21 à 33 % pour les sédiments, de 16 à 19 % pour l'azote apporté via le ruissellement direct et de 24 à 29 % pour le phosphore. L'effet de ces dispositifs sur les flux de nutriments vers les eaux souterraines est négligeable. Rappelons, toutefois, que la masse d'eau de surface EL13R présente des caractéristiques (cf. point 4.4.6.2) qui tendent à maximiser le bénéfice de ces dispositifs.

5 Amélioration de la prise en compte du phosphore par le modèle EPICgrid : synthèse des données nécessaires

5.1 Le cycle du phosphore dans le modèle EPICgrid

La Figure 41 présente le cycle du phosphore tel que modélisé par EPICgrid. Le code de couleur utilisé est le suivant :

• en vert : les deux pools de phosphore dans le sol : le phosphore organique et le phosphore minéral

• en noir : les différentes formes de phosphore dans le sol

• en rouge : les processus régissant l'équilibre entre les différentes formes de phosphore dans le sol

- en rose : les apports de phosphore
- en bleu : les pertes de phosphore



Figure 41 : Cycle du phosphore : les processus pris en compte par le modèle EPICgrid

Tout comme pour l'azote, le phosphore existe dans le sol sous forme minérale et organique. Le phosphore minéral se présente sous forme d'ions phosphatés soit dissous dans la solution du sol soit adsorbés sur les colloïdes du sol ; il est dans ce cas plus ou moins échangeable en fonction de la nature du colloïde sur lequel il est fixé. Les ions phosphatés en solution sont en équilibre dynamique avec les ions adsorbés.

Le phosphore organique, qui représente 20 à 80 % du phosphore total, se présente soit sous forme typiquement organique (matières organiques fraîches) soit en combinaison avec l'humus sous forme d'humo-phosphates.

Les processus régissant l'équilibre entre les différentes formes de phosphore dans le sol sont la *minéralisation* des matières organiques qui libère du phosphore soluble assimilable par les plantes (phénomène très lent) et l'*immobilisation* qui est l'opération inverse.

Les principales sources de phosphore sont les fumures organiques et minérales ainsi que les restitutions des résidus de culture.

Les pertes de phosphore sont :

- les pertes de phosphore soluble par ruissellement
- les « pertes par érosion » : phosphore entraîné par les sédiments
- le prélèvement par les plantes

• les pertes par lessivage du phosphore soluble, au sein du milieu poreux : ces pertes sont globalement très faibles.

5.2 La représentation des processus

5.2.1 Introduction

Les paragraphes qui suivent présentent les différents processus du cycle du phosphore tels que modélisés par le modèle EPICgrid.

5.2.2 La Nutrition des plantes en phosphore

Le prélèvement de phosphore par la plante est estimé par une approche fourniture/demande. La demande journalière de la plante est calculée par l'équation suivante :

$$UPD_i = c_{PBi} \cdot B_i - \sum_{k=1}^{i-1} UP_k$$

Équation 5-1

- où : UPD_i : le taux de demande en phosphore de la plante pour le jour i (kg/ha.j)
 - c_{PBi} : la concentration optimale en phosphore de la plante pour le jour i (kg/t)
 - B_i : la biomasse accumulée au jour i (t/ha)
 - UP : le taux actuel de prélèvement du phosphore (kg/ha.j)

La concentration optimale en phosphore dans la plante est calculée par l'équation :

$$c_{PBi} = bp1 + bp2 \cdot \exp(-bp3 \cdot HUI_i)$$
 Équation 5-2

où bp1, bp2 et bp3 sont des paramètres culturaux.

La fourniture en phosphore par le sol est estimée par l'équation :

$$UPS_{i} = 1.5 \cdot UPD_{i} \cdot \sum_{l=1}^{M} LF_{ul} \cdot \frac{RW_{l}}{RWT_{i}}$$
Équation 5-3

où : UPS_i : le taux de fourniture en phosphore par le sol pour la couche l et le jour i (kg/ha.j)

LF_{ul} : le facteur de prélèvement du phosphore labile pour la couche l

RW_I : poids des racines pour la couche l

RWT_i : poids total des racines pour le jour i

La constante 1.5 permet que deux tiers des racines puissent satisfaire la demande en phosphore lorsque le phosphore labile n'est pas limitant. Le facteur de prélèvement du phosphore labile est compris dans l'intervalle 0.1 - 1.0 selon l'équation :

$$LF_{ul} = 0.1 + \frac{0.9 \cdot c_{LPl}}{c_{LPl} + 117 \cdot \exp(-0.283 \cdot c_{LPl})}$$
 Équation 5-4

où : c_{LPI} : la concentration en phosphore labile dans la couche l (g/t)

L'Équation 5-4 permet des taux de prélèvement optimum lorsque c_{LP} est plus grand que 20 g/t.

5.2.3 Les pertes de phosphore soluble dans le ruissellement de surface

L'approche utilisée dans le modèle EPIC est basée sur le concept de répartition des pesticides entre la phase soluble et les sédiments, comme décrit par Leonard et Wauchope (Knisel, 1980). Du fait que le phosphore est principalement associé aux sédiments, l'équation de perte en phosphore dans le ruissellement de surface peut s'écrire sous une forme simple :

$$YSP = 0.01 \cdot c_{LPl} \cdot Q / k_d$$

Équation 5-5

- où : YSP : la quantité de phosphore soluble perdu par ruissellement (kg/ha)
 - Q : le volume de ruissellement (mm)
 - c_{LPI} : concentration en phosphore soluble dans la couche l (g/t)
 - k_d : la concentration en phosphore des sédiments divisée par celle de l'eau (m³/t). La valeur de k_d utilisée dans le modèle EPIC est de 175.

5.2.4 Perte de phosphore dans les sédiments

La perte de phosphore dans les sédiments est simulée par une fonction d'enrichissement. Cette fonction est la suivante :

$$YP = 0.001 \cdot Y \cdot c_p \cdot ER$$
 Équation 5-6

- où : YP : la quantité de phosphore perdu dans les sédiments (kg/ha)
 - Y : le rendement en sédiment (t/ha)
 - c_p : la concentration en phosphore dans la couche de surface (g/t)
 - ER : le coefficient d'enrichissement

5.2.5 La minéralisation

Le modèle de minéralisation du phosphore a été développé par Jones et al. (1984.).

La minéralisation du pool de phosphore organique frais est estimée pour chaque couche par l'équation :

$$RMP_l = DCR_l \cdot FOP_l$$

Équation 5-7

où : RMP₁ : le taux de minéralisation du phosphore organique frais dans la couche l (kg/ha.j)

 DCR_{I} : la constante de décroissance de la matière organique fraîche (j⁻¹)

FOP₁ : la quantité de phosphore organique frais dans les résidus de culture (kg/ha)

La minéralisation du phosphore organique associé à l'humus est estimée pour chaque couche par l'équation :

$$HMP_{l} = \frac{CMN \cdot ON_{al} \cdot OP_{l} \cdot (SWF_{l} \cdot TF_{N}l)^{0.5} \cdot BD_{l}^{2}}{ON_{l} \cdot BDP_{l}^{2}}$$
Équation 5-8

- où : HMP_I : le taux de minéralisation du phosphore organique associé à l'humus pour la couche l (kg/ha.j)
 - CMN : une constante de minéralisation (j⁻¹)
 - OP₁ : la quantité de phosphore organique associé à l'humus présente dans la couche l (kg/ha)
 - SWF : facteur d'humidité du sol
 - TF_N : facteur de température
 - BD : densité apparente (t/m³)
 - BDP : densité apparente affectée par les pratiques culturales (t /m³)
 - ON : quantité totale d'azote organique associée à l'humus (kg/ha)
 - ON_a : pool d'azote organique actif ou facilement minéralisable (kg/ha)

Le taux de conversion de ON_a en ON est utilisé dans l'Équation 5-8 pour calculer la fraction active du pool OP. Ceci élimine le besoin de maintenir deux pools OP correspondant aux pools ON_a et ON_s .

Pour maintenir le bilan en phosphore à la fin de la journée, la quantité d'humus minéralisée est soustraite du pool de phosphore organique associé à l'humus ; la quantité de résidus minéralisée est soustraite du pool FOP ; 20 % de RMP est ajouté au pool OP ; 80 % de RMP est ajouté au pool de phosphore labile.

5.2.6 L'immobilisation

Le modèle d'immobilisation du phosphore est également développé par Jones et al. (1984). La quantité journalière immobilisée est calculée en soustrayant à la quantité de phosphore contenue dans les résidus de culture la quantité de phosphore assimilée par les micro-organismes :

$$WIP_{l} = DCR'_{l} \cdot FR_{l} \cdot (0.16 \cdot LF_{l}l - c_{PFR})$$
Équation 5-9

- où : WIP₁ : le taux d'immobilisation du phosphore dans la couche l (kg/ha.j)
 - LF_{II} : le facteur d'immobilisation du phosphore permettant au ratio P:C des microorganismes du sol de varier de 0.01 à 0.02 en fonction de la concentration en phosphore labile.
 - c_{PFR} : la concentration en phosphore des résidus de culture

Le facteur d'immobilisation du phosphore est calculé avec les équations :

$LF \ u = 0.01 + 0.001 \cdot cLPl$, $c_{LPI} \leq 10$	Équation 5-10
$LF_{II} = 0.02$, c _{LPI} > 10	Équation 5-11

Le phosphore immobilisé est ajouté au pool FOP et soustrait du pool de phosphore labile.

5.2.7 Le cycle du phosphore minéral

Le modèle du phosphore minéral a été développé par Jones et al. (1984). Le phosphore est réparti entre trois pools : labile, minéral actif et minéral stable. Les engrais phosphatés sont labiles (disponibles pour les plantes) lors de leur application mais peuvent être rapidement transférés vers le pool minéral actif. Le flux entre les pools labile et minéral actif est gouverné par l'équation d'équilibre :

$$MPR_{l} = 0.1 \cdot SWF_{l} \cdot \exp(0.115 \cdot T_{l} - 2.88) \cdot \left(AP_{l} - MP_{al} \cdot \left(\frac{PSP_{l}}{1 - PSP_{l}}\right)\right)$$
 Équation 5-12

- où : MPR_I : le taux de minéralisation du phosphore minéral pour la couche l (kg/ha.j)
 - SWF : facteur d'humidité du sol
 - TI : la température du sol pour la couche l (°C)
 - MP_al : la quantité de phosphore présente dans le pool minéral actif (kg/ha)
 - PSP : le coefficient de sorption du phosphore défini comme la fraction de l'engrais phosphaté restant dans le pool labile après que la phase initiale et rapide de sorption du phosphore sot terminée.

La quantité journalière de phosphore calculée par l'Équation 5-12 va vers le pool minéral actif et est donc ajoutée à ce pool et soustraite du pool labile. Par contre, le flux s'inverse lorsque le phosphore labile est inférieur à $MP_{al} \cdot PSP_l/(1 - PSP_l)$. Le coefficient de sorption du phosphore est fonction des propriétés chimiques et physiques du sol comme décrit par les équations suivantes (Jones et al., 1984) :

Dans les sols calcaires

 $PSP_{l} = 0.58 - 0.0061 \cdot CAC_{l}$

Équation 5-13

Dans les sols non calcaires, faiblement altérés

$PSP_l = 0.02 + 0.0104 \cdot AP_l$		Équation 5-14

Dans les sols non calcaires, modérément altérés

$$PSP_{l} = 0.0054 \cdot BSA_{l} + 0.116 \cdot PH_{l} - 0.73$$
 Équation 5-15

Dans les sols non calcaires, fortement altérés

$$PSP_{l} = 0.46 - 0.0916 \cdot \ln(CLA_{l})$$
 Équation 5-16

où : PSP₁ : le coefficient de sorption du phosphore pour la couche l CAC_{I} : la concentration en CaCO₃ de la couche I (g/t) BSA_{I} : la saturation en base à l'acétate d'ammonium (NH_4OA_C) de la couche I (%)

PSP compris entre 0.05 et 0.75. A l'équilibre, le pool de phosphore stable est supposé être quatre fois plus important que le pool de phosphore minéral actif. Le flux entre les pools est régi par l'équation :

$$ASPR_{l} = \omega_{l} \cdot (4 \cdot MP_{al} - MP_{sl})$$
 Équation 5-17

où : ASPR₁: le flux entre les pools minéral actif et stable pour la couche l (kg/ha.j) ω : le coefficient de flux (j-1) MP_s : la quantité de phosphore présente dans le pool minéral stable (kg/ha)

La quantité de phosphore calculée par l'Équation 5-17 passe vers le pool stable et est soustraite du pool actif. Evidemment, le flux s'inverse lorsque $MP_{sl} > 4 MP_{al}$. Le coefficient de flux est une fonction de PSP (Jones et al., 1984) :

$$\omega_l = \exp(-1.77 \cdot PSP_l - 7.05)$$
Équation 5-18

pour les sols non calcaires, et

 $\omega_l = 0.0076$

pour les sols calcaires.

5.3 Les Données requises

5.3.1 Introduction

Les données nécessaires pour modéliser le cycle du phosphore par le modèle EPICgrid en Région wallonne sont de deux types :

- données servant à la paramétrisation du modèle ; •
- données permettant la validation du modèle. •

Équation 5-19

5.3.2 La paramétrisation du modèle

La paramétrisation physico-chimique des sols a été réalisée à partir de la base de données RéQuaSud². Cette base de données rassemble les résultats des analyses effectuées par les laboratoires provinciaux depuis 1994, soit environ 20000 échantillons. Chaque échantillon étant géoréférencé, les données peuvent être synthétisées pour différentes entités géographiques. Les données qui alimentent le modèle EPICgrid sont des moyennes établies par association de sols (carte des sols simplifiée) et par région agricole.

Ces informations sont complétées par l'analyse des cartes des sols au 1/20.000^{ème}. Une première paramétrisation du modèle existe donc.

5.3.3 La validation du modèle

Les pertes actuelles en phosphore d'origine agricole (par érosion et ruissellement) sont évaluées, par le modèle EPICgrid (Sohier et al., 2008), à 0,9 kg/ha.an pour la Région wallonne, avec de fortes disparités entre régions.

Actuellement, ces valeurs ne peuvent pas être validées car il n'existe pas, à ce jour, de mesures en Région wallonne.

Des observations ont été réalisées dans d'autres régions/pays d'Europe. Citons notamment :

• des observations effectuées en Flandre sur 2 petits bassins sensibles à l'érosion (de 1 à 2 km² de superficie et fortement agricoles (80 % de superficie agricole)) ayant montré des pertes en P (ruissellement plus particulaire) se montant respectivement à 1,3 kg/ha.an et 4,9 kg/ha.an (moyennes 1997- 1998) (Steegen et al., 2001).

• les valeurs de pertes annuelles en P citées pour de petits bassins versants majoritairement agricoles en Région flamande, variant entre 1,8 et 39,7 kg par an et par ha de bassin versant, de valeur médiane de l'ordre de 4 à 5 kg/ha.an (<u>In :</u> Gillijns et al. (2005), citant les résultats de mesures et d'étude de Verstraeten et al. en cours de publication);

• les pertes vers les eaux de surface mesurées entre 1993 et 1997 pour 35 bassins versants de Norvège, Danemark, Suède, Finlande, Estonie, Lettonie et Lituanie, avec des valeurs très variables comprises entre 0,1 à 5 kg/an par ha de SAU (Vagstad et al., 2005).

• les valeurs statistiques des pertes reprises en Input pour les simulations du modèle Pégase (Smitz et al., 1997) dans les eaux de surface (telles au reprises dans le TBE 2005 (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2005)), de l'ordre de 600 à 800 t/an (soit environ 0,9kg/ha de SAU), valeurs similaires aux statistiques Vanderheyden et Scokart en 1997 et basées sur l'utilisation de coefficients de pertes issus d'études en Allemagne;

² RéQuaSud (REseau QUALITE SUD) : Le réseau RéQuaSud a été crée afin de mettre à la disposition des praticiens (agriculteurs, négociants, vulgarisateurs, ...) des moyens d'analyse et de conseils efficaces dans le secteur agricole et agroalimentaire ; le réseau a notamment pour but l'amélioration et la promotion de la qualité des produits et des analyses.

Néanmoins, tous ces chiffres sont difficilement extrapolables à la Région wallonne. Des mesures de terrain réalisées en Région wallonne (flux mesurés en bas de parcelle ou à l'exutoire de petits bassins ruraux) sont indispensables afin d'affiner les estimations des pertes en phosphore vers les eaux de surface réalisées ave le modèle EPICgrid.

5.3.4 Liens avec des projets existants

Un contact a été pris avec l'équipe de l'UCL travaillant sur le projet SATUPHOS (financement RW) dont l'objectif est de fournir un état des lieux du taux de saturation en phosphore des sols agricoles de la Région wallonne et des perspectives d'évolution future afin d'évaluer la capacité des sols agricoles à recevoir des fertilisants organiques ou minéraux et l'opportunité de mettre en place des outils de gestion.

Les approches des deux projets se sont avérées complémentaires ; une collaboration future est envisageable. SATUPHOS ne dispose cependant pas en l'état actuel de données qui pourraient être utilisées notamment pour la validation du modèle EPICgrid.

Différentes démarches telles que des thèses de doctorat ou des instrumentations de petits bassins versants ruraux sont en cours de réalisation. Ils ne constituent cependant pas encore une base de validation suffisante à l'échelle du modèle EPICgrid.

5.3.5 Conclusion

La présente synthèse illustre la difficulté en l'état actuel de valider le modèle EPICgrid en termes de modélisation des flux de phosphore vers les eaux. Si une première paramétrisation du modèle existe et permet de donner des ordres de grandeurs plausibles en regard de la littérature, les données chiffrées manquent pour véritablement affiner le modèle.

C'est sur base de ce constat et conformément à la décision du Comité d'Accompagnement du 19/04/2010 que la quatrième période d'activité du projet a été consacrée à l'extension des analyses de sensibilité en lieu et place de la tâche d'amélioration de la prise en compte du phosphore d'origine agricole.

6 Etude de sensibilité des mesures agricoles préconisées dans les plans de gestion DCE

6.1 Simulation de l'impact des mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse d'origine agricole sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines

6.1.1 Introduction

L'objectif de cette tâche est d'évaluer par modélisation EPICgrid l'impact des mesures mises en œuvre pour réduire les incidences de la pollution diffuse sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Les mesures prises en considération sont :

- le Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA1 suivi du PGDA2) ;
- certaines mesures agri-environnementales (MAE);
- les bandes enherbées.

La réponse du système sol-zone vadose aux modifications de pratiques agricoles est analysée pour les horizons temporels 2015, 2021 et 2027, soit pour les différentes dates butoir de la Directive-Cadre Eau.

Notons, que les simulations réalisées ont pour objectif de quantifier l'impact de ces mesures à <u>l'échelle régionale</u>.

6.1.2 Transposition des obligations du PGDA dans les simulations EPICgrid

Tout comme pour les simulations réalisées lors de Qualvados1 (cf. Qualvados1 – Rapport Final (Sohier et al., 2008)), les mesures imposées par le PGDA qui ont été intégrées dans les simulations EPICgrid sont les suivantes :

- la délimitation des zones vulnérables et les contraintes y-associées ;
- les intercultures ;
- les normes d'épandage de l'azote (azote organique et azote total) ;
- les périodes d'épandage.

Le Tableau 20 présente ces mesures et les différences existant entre les deux PGDA.

Tableau 20 : Mesures des PGDA (1 et 2) pri	rises en compte dans les simulations EPICgrid				
PGDA1	PGDA2				
Zones vulnérables					
5 zones (3096 km ²)	Extension des Zones vulnérables telles que				
	définies par le PGDA1 pour inclure la				
	totalité du territoire wallon situé au Nord				
	du sillon Sambre et Meuse (7073 km ²)				
Intercultures (CIPAN)					
Néant	Implantation d'une CIPAN sur 75% des				
	terres arables récoltées avant le 1 ^{er}				
	septembre, destinées à une culture de				
	printemps (sauf lin et pois)				
<u>Normes d'épandage – Azote organique</u>					
Par parcelle					
210 kg/ha	230 kg/ha				
120 kg/ha ou 80 kg/ha en ZV en	115 kg/ha en moyenne sur la				
moyenne sur 3 ans en culture et 210	rotation en culture et 230 en				
en prairie	prairie				
<u>Normes d'épandage – Azote total</u>					
350 kg/ha de prairie	350 kg/ha de prairie				
250 kg/ha de culture	250 kg/ha de culture				
Normes culture par culture					
Périodes d'épandage					
Périodes définies sur base du type de	Même mode de définition mais modification				
spéculation (culture / prairie) et du type	des périodes				
d'effluent organique					

<u>Remarque</u>: Les normes d'épandage de l'azote organique prises en compte concernent uniquement les valeurs par parcelle ; les valeurs par exploitation ne peuvent être prises en compte car la notion « d'exploitation » n'est pas une entité intégrée dans la modélisation EPICgrid réalisée à l'échelle régionale, tel que c'est le cas ici.

6.1.3 Prise en compte des MAE

Plusieurs mesures agri-environnementales telles que définies par l'Arrêté du Gouvernement wallon du 24 avril 2008 sont à priori favorables à une réduction des pertes d'azote vers les eaux. Parmi celles-ci, il a été décidé, de commun accord avec la SPGE, de se focaliser sur les mesures :

- couverture hivernale du sol (mesure 4) ;
- bandes herbeuses extensives (mesure 3).

6.1.4 Prise en compte des bandes enherbées

Le module « bandes enherbées » adjoint au modèle EPICgrid a été activé dans les simulations afin de prendre en considération l'impact des bandes enherbées sur les pertes en azote vers les eaux. La localisation des bandes enherbées considérées est réalisée sur base de la CNOSW (version 2005) afin de prendre en considération l'ensemble des bandes enherbées (mesure « agri » ou non).

6.1.5 Hypothèses

La réalisation de simulations prospectives (jusqu'en 2027) par le modèle EPICgrid nécessite de réaliser un certain nombre d'hypothèses.

Ces hypothèses sont liées à l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques agricoles (hypothèses agronomiques) ainsi qu'au climat (hypothèses climatiques).

6.1.5.1 Hypothèses agronomiques

Les hypothèses agronomiques retenues, de commun accord avec la SPGE, pour réaliser les simulations jusqu'en 2027 sont les suivantes :

- les superficies agricoles, la répartition des types de culture (froment, betterave, ...) ainsi que les successions culturales sont considérées comme équivalentes à celles de 2005;
- les fertilisations minérales par cultures sont celles de 2005 ;
- l'introduction d'une interculture dans la rotation donne lieu à une réduction de la fertilisation minérale de la culture qui suit l'interculture. Cette réduction de fertilisation minérale et fixée à 20 kg/ha ³ (Source : classeur « Eau-Nitrate » édité par Nitrawal, restitution d'azote pour une crucifère ayant une production moyenne).

6.1.5.2 Hypothèses climatiques

6.1.5.2.a Introduction

La réalisation de simulations prospectives nécessite également de poser certaines hypothèses quant au climat futur.

³ Cette valeur est inférieure à celle utilisée dans Qualvados1 pour évaluer l'impact du PGDA sur la qualité des eaux. Dans Qualvados1, la réduction de fertilisation minérale était fixée à 30 kg/ha.

La séquence climatique de la période 2006-2027 est prise comme équivalente à la dernière période climatique, à savoir 1978-1999. Néanmoins, afin de prendre en compte l'impact des changements climatiques, les données relatives à cette période ont été perturbées à l'aide de l'outil CCI-HYDR.

6.1.5.2.b Présentation de l'outil de perturbation CCI-HYDR

CCI-HYDR est un outil de perturbation des données météorologiques développé en collaboration par la KULeuven et l'IRM (Institut Royal Météorologique) dans le cadre du projet CCI-HYDR (Climate change impact on hydrological extremes in Belgium) financé par la Politique Scientifique Fédérale (Ntegeka et Willems, 2008).

Cet algorithme de perturbation a été développé afin de fournir aux différents utilisateurs un outil permettant d'intégrer l'impact des changements climatiques dans leurs études. Les séries de données observées sont perturbées afin de générer des séries chronologiques futures.

CCI-HYDR génère trois scénarios sur base des impacts hydrologiques attendus : un scénario haut, un scénario moyen et un scénario bas. Ces scénarios sont définis en prenant en compte l'effet combiné de l'évolution des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle.

Le scénario haut considère un futur avec des hivers humides et des étés secs alors que le scénario bas considère un futur avec des hivers secs et des étés secs. Le scénario moyen représente une situation intermédiaire. Les risques hydrologiques sont donc plus importants dans le scénario haut que dans le scénario bas, lequel est le plus critique pour les sécheresses et les bas débits.

CCI-HYDR permet de perturber des séries chronologiques de précipitations, de températures, d'évapotranspiration potentielle et de vitesses du vent. Pour les précipitations le nombre de jours humides et l'intensité des précipitations sont pris en considération. Le programme utilise des séries temporelles au pas de temps journalier ou horaire. En outre, les scénarios ont été développés pour des bassins versants allant jusqu'à 1000 km².

CCI-HYDR perturbe des séries chronologiques de données avec une préférence pour une période de 30 ans ou plus. Une période de 30 ans correspond à un cycle climatologique moyen (« oscillation »).

Les séries sont générées pour différents horizons temporels : 2020, 2030, 2040, 2050, 2060, 2070, 2080, 2090 et 2100. Chacun de ces horizons représente le centre d'une période de 30 ans ; ainsi, par exemple, 2050 représente le changement attendu entre 2036 et 2065.

6.1.5.2.c Perturbation des données climatiques pour les simulations EPICgrid

Les données de précipitations et de températures ont été perturbées par CCI-HYDR. Etant donné l'horizon temporel des simulations (2027), les données climatiques ont été générées pour l'horizon 2020 (qui représente le changement attendu entre 2006 et 2035).

Les simulations sont réalisées pour les deux scénarios extrêmes (le scénario haut et le scénario bas). L'utilisation de ces deux scénarios permet de rendre compte de la sensibilité des résultats du modèle à l'incertitude sur l'évolution du climat.

La Figure 42 présente la variation mensuelle de précipitations engendrée par les deux scénarios à la station de Braine-l'Alleud pour l'horizon 2020. Les deux scénarios présentent des variations identiques entre mars et novembre avec une augmentation des pluies printanières et une diminution des pluies estivales. Durant la période hivernale (de décembre à mars), les deux scénarios divergent : le scénario haut prédit des précipitations plus importantes qu'actuellement (entre 25 et 30 %) alors que le scénario bas prédit des précipitations légèrement inférieures aux précipitations actuelles.

La variation mensuelle de la température moyenne telle que prédite à l'horizon 2020 par les scénarios haut et bas de CCI-HYDR est présentée à la Figure 43 pour la station de Braine-l'Alleud. Les deux scénarios prédisent une augmentation des températures moyennes mensuelles. Cette augmentation est plus accentuée pour le scénario haut que pour le scénario bas. Ces deux scénarios conduisent respectivement à une augmentation annuelle moyenne des températures de 1.3°C pour le scénario haut (avec un pic à plus de 2°C durant juillet et août) et de 0.5°C pour le scénario bas à l'horizon temporel 2020.



Figure 42 : Variation mensuelle des précipitations (%) à la station de Braine-l'Alleud à l'horizon 2020



Figure 43 : Variation mensuelle de la température (%) à la station de Braine-l'Alleud à l'horizon 2020

6.1.6 Mise en œuvre des simulations

Outre l'incertitude inhérente au changement climatique, la variabilité naturelle interannuelle de la météo peut influencer les résultats des simulations prospectives. Cet effet a été largement mis en évidence et discuté dans le rapport final du projet Qualvados1 (Sohier et al., 2008).

Afin d'affranchir autant que possible les résultats de la variabilité météorologique, la quantification de l'impact des mesures prises pour réduire sur la pollution diffuse des eaux par le nitrate d'origine agricole est réalisée, à l'horizon 2015, 2021 et 2027, par comparaison entre les résultats d'une simulation intégrant ces mesures et une simulation de référence n'intégrant pas ces mesures. De plus, les résultats seront présentés en termes de moyennes pluriannuelles établies par pas de 6 ans, à savoir 2010-2015, 2021 et 2022-2027.

Du fait du caractère triennal des successions culturales telles que définies sur base des informations SIGEC (Borgers et al., 2007), la mise en place du PGDA est progressive (1/3 des superficies chaque année) pour être complète après 3 ans, soit 2005 pour le PGDA1 et 2009 pour le PGDA2.

Les simulations prennent également en compte les différences de contraintes imposées dans les zones vulnérables et intègrent la modification de ces dernières lors de la mise en place du PGDA2.

La mesure agri-environnementale « culture hivernale du sol » ainsi que les bandes enherbées sont prises en considération dans les simulations à partir de 2005.

6.1.7 Résultats

6.1.7.1 Impact sur les eaux souterraines

6.1.7.1.a Introduction

L'impact des mesures prises pour réduire la pollution en nitrate des eaux souterraines peut être analysé à deux niveaux :

- soit, sur les concentrations en nitrate des <u>eaux de lessivage à la base de la zone</u> racinaire. Cet indicateur permet de quantifier les pressions sur les eaux souterraines et a pour avantage de donner une réponse relativement rapide par rapport aux modifications de pratiques agricoles;
- soit, sur les concentrations en nitrate des <u>eaux de lessivage à proximité des nappes de</u> <u>base</u>. Cet indicateur permet de quantifier pour un horizon temporel déterminé l'impact des mesures prises sur la qualité de la recharge considérant le contexte hydropédologique sous-jacent.

L'impact des mesures sera analysé sur base de l'entité « masse d'eau souterraine ».

6.1.7.1.b Evolution des concentrations en nitrate sous la zone racinaire

b.1. Rappel : état actuel

Les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire, telles que simulées par EPICgrid, sont présentées à la Figure 44 pour les périodes 1994-1999 et 2000-2005 (résultats Qualvados1 actualisés pour prendre en compte la CNOSW). De manière générale, on observe entre 1994-1999 et 2000-2005 une diminution des concentrations principalement liée à la séquence climatique particulière observée entre 1998 et 2002.



Figure 44 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire : périodes 1994-1999 et 2000-2005

b.2. Résultats des simulations prospectives

L'impact des différentes mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse sur la qualité des eaux peut être analysé en comparant les résultats obtenus entre, d'une part, une simulation de référence (sans prise en compte des différentes mesures) et d'autre part, une simulation intégrant les différentes mesures prises pour réduire la pollution diffuse. La Figure 45 et la Figure 46 présentent deux exemples d'évolution temporelle, depuis 2007, de la différence de concentration en nitrate à la base de la zone racinaire observée entre les deux simulations. Les Figures portent respectivement sur la masse d'eau souterraine des Calcaires et grès dévoniens du bassin de la Sambre (RWM022) et celle des calcaires de Peruwelz-Ath-Soignies (RWE013).

La différence de concentration observée entre les deux simulations croît progressivement avec la mise en place des mesures pour se stabiliser assez rapidement après la mise en place complète de celles-ci (aux variations près engendrées par le climat). On peut considérer que cette valeur représente le <u>gain maximum</u> escompté pour les mesures prises en considération.

L'impact des mesures sur les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire diffère peu selon le scénario de changement climatique considéré (« High » ou « Low »).



Figure 45 : Modèle EPICgrid – Effet des mesures PGDA2 et MAE_4 sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Masse d'eau souterraine des Calcaires et grès dévoniens du bassin de la Sambre (RW022)





On constate que les mesures prises en compte pour réduire la pollution diffuse peuvent conduire à un impact différent selon les masses d'eau souterraines du fait notamment de la répartition spatiale des mesures et des superficies concernées.

La Figure 47 présente le gain maximum escompté par rapport à la simulation de référence pour le scénario climatique « High » ainsi que pour le scénario « Low ». On notera que :

- les résultats obtenus avec les deux scénarios de changements climatiques sont relativement semblables;
- l'impact le plus important est observé au nord du sillon Sambre-Meuse ; la prise en compte des mesures pouvant engendrer une diminution des concentrations pouvant aller jusqu'à 11 mg/l (par rapport à une simulation sans prise en compte des mesures) ;
- par rapport aux simulations réalisées dans le cadre de Qualvados1 (Sohier et al., 2008) qui n'intégraient que le PGDA, les différences escomptées sont plus importantes pour certaines masses d'eau comme, par exemple, le Condroz. Ceci est à mettre en relation avec la prise en compte de la mesure agri-environnementale « couverture hivernale du sol ».
- les ordres de grandeur des diminutions de concentrations escomptées en zones vulnérables sont similaires à celles estimées dans Qualvados1 alors que la réduction de fertilisation minérale de la culture qui suit l'interculture a été ramenée de 30 kg/ha à 20 kg/ha. Les mesures complémentaires aux PGDA semblent donc avoir un impact positif sur la réduction de la pollution diffuse, qu'il convient de ne pas négliger.



Figure 47: Modèle EPICgrid – Evaluation de l'impact du PGDA2 et de la MAE 4 sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire – Scénarios climatiques « High » et « Low »

L'évolution future des concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire a été évaluée pour l'horizon 2016-2027 (stabilisation de l'impact des mesures) pour les scénarios climatiques « High » et « Low » (Figure 48).

Les concentrations simulées avec le scénario « High » sont globalement plus élevées que celles simulées avec le scénario « Low ». Dans le scénario « High », les précipitations hivernales sont plus importantes, accentuant le lessivage de l'eau et du nitrate. De plus, les simulations montrent que dans le scénario « High », les prairies sont davantage susceptibles de souffrir d'un stress de saturation en eau du sol au printemps, ce qui ralentit la reprise de la végétation et le prélèvement d'azote par la plante.

Notons cependant que les concentrations simulées à l'horizon 2016-2027 sont à prendre avec les précautions de rigueur étant donné l'incertitude qui pèse quant à la variabilité interannuelle du climat et à l'évolution de celui-ci suite aux changements climatiques. Néanmoins, les concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire restent élevées au nord du sillon Sambre-Meuse, voire très élevées dans les bassins Escaut-Lys, Dendre, Senne et Haine.



Figure 48 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire pour l'horizon 2016-2027 – Scénarios climatiques « High » et « Low »

6.1.7.1.c Impact des mesures sur la qualité de la recharge des nappes de base

c.1. Rappel : état actuel

La Figure 49 présente la concentration en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base, telle que simulée par EPICgrid (résultats Qualvados1 actualisés pour prendre en compte la CNOSW), pour la période 2000-2005. Plusieurs masses d'eau souterraine présentent des teneurs en nitrate de la recharge relativement élevées.



Figure 49 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base – Moyenne 2000-2005

c.2. Résultats des simulations prospectives

L'impact des mesures sur la qualité de la recharge des nappes de base peut s'analyser par comparaison des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base entre, d'une part, une simulation de référence (sans PGDA ni MAE) et, d'autre part, une simulation intégrant les différentes mesures mises en œuvre.

Si les modifications de pratiques agricoles se marquent relativement rapidement à la base de la zone racinaire, il n'en est pas de même au voisinage des nappes de base. La manière dont les concentrations au voisinage de la nappe de base vont être affectées par les modifications de pratiques en surface dépend des propriétés de la zone vadose et notamment de ses propriétés de transfert et d'amortissement. La Figure 50 présente deux exemples d'évolution de la diminution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base suite à la mise en place des mesures, respectivement pour la masse d'eau souterraine des calcaires du bassin de la Meuse bord Sud (RWM012) et la masse d'eau du crétacé du bassin du Geer (RWM040). La masse d'eau souterraine RWM012 qui présente globalement des temps de transfert sensiblement plus courts que la masse d'eau souterraine RWM040 (cf. Cartographie des temps de parcours dans la zone vadose, Rapport Final Qualvados1 (Sohier et al., 2008)) réagit plus rapidement que la masse d'eau RWM040 aux modifications de pratiques. Ainsi, la diminution maximale de concentration escomptée (établie sur base des résultats sous la zone racinaire) est atteinte après quelques années pour la masse d'eau RWM012 alors que pour la masse d'eau RWM040, ce maximum ne semble pas encore être atteint en 2027.



Figure 50 : Modèle EPICgrid - Influence des temps de transfert du nitrate dans la zone vadose sur la répercussion d'une modification de pratiques agricoles sur la concentration en nitrate au voisinage de la nappe de base

Le Tableau 21 présente pour trois horizons temporels successifs 2010-2015, 2016-2021 et 2022-2027, les variations de concentration escomptées par la mise en place des mesures visant à réduire la pollution diffuse ; les résultats y sont présentés par masse d'eau souterraine et par rapport à une simulation n'intégrant pas ces mesures. L'impact des mesures diffère selon les masses d'eau souterraine ; il varie entre 0 et 11 %.

	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		Horizon temporel					
Code masse	asse Nom de la masse d'eau ure"		2010-2015		2016-2021		2022-2027	
"superieure"			LOW	HIGH	LOW	HIGH	LOW	
RWM011	Calcaires du bassin de la Meuse bord Nord	-7%	-7%	-10%	-11%	-11%	-13%	
RWM012	Calcaires du bassin de la Meuse bord Sud	-2%	-2%	-3%	-3%	-3%	-3%	
RWE013	Calcaires de Peruwelz - Ath - Soignies	-4%	-4%	-5%	-6%	-6%	-7%	
RWM015	Schistes houillers	-4%	-5%	-5%	-6%	-6%	-7%	
RWM016	Schistes houillers	-4%	-5%	-5%	-6%	-6%	-7%	
RWE017	Schistes houillers	-3%	-3%	-4%	-5%	-4%	-5%	
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	-7%	-8%	-6%	-8%	-7%	-8%	
RWM022	Calcaires et grès dévoniens du bassin de la Sambre	-7%	-7%	-9%	-10%	-10%	-11%	
RWM023	Calcaire et grès de la Calestienne et de la Famenne	-4%	-4%	-5%	-6%	-5%	-6%	
RWE030	Craies de la Haine	-3%	-3%	-5%	-5%	-6%	-7%	
RWE031	Sables de la vallée de la Haine	-3%	-4%	-5%	-5%	-5%	-6%	
RWE032	Craies de la Deûle	-3%	-3%	-5%	-5%	-6%	-7%	
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	-3%	-4%	-5%	-5%	-6%	-7%	
RWM041	Sables et craies du bassin de la Mehaigne	-4%	-4%	-7%	-7%	-8%	-9%	
RWE051	Sables du Bruxellien	-5%	-5%	-8%	-8%	-10%	-11%	
RWM052	Sables du Bruxellien des bassins Haine et Sambre	-5%	-6%	-8%	-9%	-9%	-11%	
RWE053	Sables du Landenien	-5%	-5%	-10%	-10%	-12%	-12%	
RWE061	Sables du Thanétien des Flandres	-6%	-7%	-9%	-11%	-10%	-11%	
RWM071	Alluvions et graviers de Meuse (Givet-Namur)	-6%	-7%	-6%	-6%	-5%	-7%	
RWM072	Alluvions et graviers de Meuse (Namur-Lanaye)	-2%	-2%	-3%	-3%	-3%	-4%	
RWM073	Alluvions et graviers de Meuse (Engis-Hersral)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
RWM091	Trias supérieur (Conglomérats du Rhétien)	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	
RWM092	Lias inférieur (Sinémurien) - district de la Meuse	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	
RWM093	Lias supérieur (Domérien)	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	
RWM094	Calcaires du Bajocien-Bathonien (Dogger)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
RWM100	Grès et schistes du massif ardennais : Lesse - Ourthe - Amblève et Vesdre	-1%	-1%	-1%	-1%	-2%	-2%	
RWR101	Grès et schistes du massif ardennais : bassin de la Moselle	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
RWM102	Grès et schistes du massif ardennais : Bassin de la Roer	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
RWM103	Grès et schistes du massif ardennais : Semois - Chiers - Houille et Viroin	-1%	-1%	0%	0%	0%	0%	
RWM141	Calcaires et grès du bassin de la Gueule	-5%	-5%	-9%	-9%	-9%	-10%	
RWM142	Calcaires et grès du bassin de la Vesdre	0%	0%	0%	0%	0%	-2%	
RWM151	Crétacé du Pays de Herve	0%	-1%	0%	0%	0%	0%	
RWE160	Socle du Brabant	-4%	-4%	-5%	-5%	-6%	-7%	
RWR092	Lias inférieur (Sinémurien) - district du Rhin	0%	0%	0%	0%	0%	0%	

Tableau 21 : Impact des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur la concentration moyenne en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappe de base, moyenne par masse d'eau souterraine par rapport à une simulation n'intégrant pas ces mesures

L'évolution future des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base a été simulée jusqu'en 2027. Une estimation des concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base est présentée à la Figure 51 pour l'horizon 2010-2015 (scénario climatique « High ») et à la Figure 53 pour l'horizon 2022-2027 (scénario climatique « High »). La Figure 52 et la Figure 54 présentent respectivement, par masse d'eau souterraine, le pourcentage de mailles par catégorie de classe de concentrations en nitrate.



Figure 51 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de bases – Moyenne 2010-2015 – Scénario climatique « High »



Figure 52 : Modèle EPICgrid - Concentration en nitrate des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base - Répartition par classe de concentration à l'horizon 2010-2015 - Scénario climatique « High »



Figure 53 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de bases – Moyenne 2022-2027 – Scénario climatique « High »



Figure 54 : Modèle EPICgrid - Concentration en nitrate des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base - Répartition par classe de concentration à l'horizon 2022-2027 - Scénario climatique « High »

Du fait des propriétés de la zone vadose, des concentrations en nitrate croissantes sont encore observées jusqu'en 2027 au sein de certaines masses d'eau souterraine tel, par exemple, le crétacé de Hesbaye. En effet, comme le montre la Figure 55, on assiste à un déplacement de l'onde de concentration entrainant une augmentation des concentrations en profondeur.

Globalement, des concentrations trop élevées en nitrate subsistent encore tant pour l'horizon 2010-2015 que pour l'horizon 2022-2027 tendant à laisser penser que les mesures actuellement mises en œuvre pour réduire les impacts de la pollution diffuse sur la qualité des eaux ne seront peut-être pas suffisantes pour rétablir le bon état de l'ensemble des masses d'eau.



Figure 55 : Modèle EPICgrid – Evolution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage en fonction de la profondeur – Moyenne 1998-2000, 2003-2005, 2012-2015* et 2025-2027* (*Scénario climatique « High »)

6.1.7.2 Impact sur les eaux de surface

6.1.7.2.a Introduction

L'impact des mesures sur la réduction des apports de nutriments et de sédiments à la rivière peut également être estimé en comparant les résultats générés par une simulation intégrant les différentes mesures imposées avec ceux issus d'une simulation de référence (sans mesures).

La tendance future des flux de nutriments et de sédiments vers les eaux de surface est, quant à elle, appréhendée au travers la comparaison des flux simulés pour un horizon temporel donné avec ceux produits avant la mise en œuvre des mesures.

La période de référence « avant mise en œuvre des mesures » a été choisie comme étant la période 1994-1999 (la période 2000-2005 étant fortement influencée par la séquence climatique 1998-2002).

Pour s'affranchir autant que possible de la variabilité climatique interannuelle, les résultats prospectifs sont présentés, pour le scénario climatique « High » (scénario le plus critique), sous forme d'une moyenne pluriannuelle établie sur la période 2016-2027 (stabilisation de l'impact des mesures sur les flux issus de la zone racinaire).

6.1.7.2.b <u>Flux d'azote</u>

La Figure 56 présente, par masse d'eau de surface, l'impact des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur les pertes directes d'azote (via ruissellement et flux hypodermiques) vers les eaux de surface. L'effet de ces mesures se marque essentiellement au niveau des zones vulnérables.



Figure 56: Modèle EPICgrid – Evaluation de l'impact des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur les pertes directes en azote vers les eaux de surface par rapport à un scénario sans PGDA ni MAE – Scénario climatique « High » - horizon 2016-2027

Les flux directs d'azote vers les eaux de surface sont présentés à la Figure 57 pour la période de référence 1994-1999 et à la Figure 58 pour l'horizon 2016-2027 (scénario climatique « High »). La comparaison des deux Figures montre que les flux directs d'azote vers les eaux de surface simulés pour l'horizon 2016-2027 sont soit stabilisés soit en légère hausse par rapport à la situation de 1994-1999. La distribution des classes de flux pour les zones où ceux-ci sont les plus importants (Escaut-Lys, Dendre et Senne) est sensiblement semblable entre les deux périodes. L'augmentation des flux observée principalement au Sud du sillon Sambre-Meuse est à mettre plus que probablement en relation avec l'évolution du climat.


Figure 57 : Modèle EPICgrid – Flux directs d'azote vers les eaux de surface – Moyenne 1994-1999



Figure 58 : Modèle EPICgrid – Flux directs d'azote vers les eaux de surface – Prise en compte des bandes enherbées, du PGDA et MAE_4 – Scénario climatique « High » - Moyenne 2016-2027

6.1.7.2.c Flux de phosphore

La Figure 59 présente l'impact de la mise en œuvre des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur les flux de phosphore vers les eaux de surface. Cette diminution est relativement faible et n'excède pas 10 %.



Figure 59: Modèle EPICgrid – Evaluation de l'impact des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur les pertes en phosphore vers les eaux de surface par rapport à un scénario sans PGDA ni MAE – Scénario climatique « High » - horizon 2016-2027

La répartition spatiale des flux de phosphore vers les eaux de surface, tels que présentés à la Figure 60 pour la période de référence 1994-1999 et à la Figure 61 pour l'horizon 2016-2027, est relativement semblable pour les deux périodes.



Figure 60 : Modèle EPICgrid – Flux de phosphore vers les eaux de surface – Moyenne 1994-1999



Figure 61: Modèle EPICgrid – Flux de phosphore vers les eaux de surface – Prise en compte des bandes enherbées, du PGDA et MAE_4 – Scénario climatique « High » - Moyenne 2016-2027

6.1.7.2.d Rendement en sédiments

L'impact le plus important, en termes de flux vers les eaux de surface, concerne le rendement en sédiments (Figure 62) ; la différence par rapport au scénario de référence (sans prise en compte des mesures) pouvant atteindre plus de 10 % pour les masses d'eau de surface situées au nord du sillon Sambre-Meuse et dans le Sud Namurois.



Figure 62 : Modèle EPICgrid – Evaluation de l'impact des mesures prises pour réduire la pollution diffuse sur le rendement en sédiments par rapport à un scénario sans PGDA ni MAE – Scénario climatique « High » - horizon 2016-2027

Notons cependant que si les rendements en sédiments sont réduits du fait de la prise en compte des mesures, les rendements en sédiments simulés pour la période 2016-2027 avec le scénario climatique « High » (Figure 64) sont globalement supérieurs à ceux de la période 1994-1999 (Figure 63) ; ce qui s'explique aisément du fait de l'augmentation des précipitations engendrée par le scénario de changement climatique envisagé.



Figure 63 : Modèle EPICgrid – Estimation du rendement en sédiments – Moyenne 1994-1999



Figure 64 : Modèle EPICgrid – Estimation du rendement en sédiments – Prise en compte des bandes enherbées – Scénario climatique « High » - Moyenne 2016-2027

6.1.8 Conclusion

L'impact des mesures mises en œuvre pour réduire les incidences de la pollution diffuse sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines a été évalué par modélisation EPICgrid. Les mesures prises en considération sont le Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA), certaines mesures agri-environnementales ainsi que l'implantation de bandes enherbées (situation 2005).

Les simulations prospectives, réalisées jusqu'en 2027, reposent sur un certain nombre d'hypothèses ayant trait à l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques agricoles ainsi qu'au climat. L'occupation du sol ainsi que les pratiques agricoles futures sont considérées comme équivalentes à celles de 2005. Les données météorologiques relatives aux précipitations et aux températures ont été perturbées avec l'outil CCI-HYDR afin de prendre en compte l'impact des changements climatiques sur les résultats de la modélisation. Deux scénarios sont considérés : un scénario haut (hivers humides et étés secs) et un scénario bas (hivers secs et étés secs) ; l'utilisation de ces deux scénarios permettant de rendre compte de la sensibilité des résultats du modèle à l'incertitude sur l'évolution du climat.

L'impact des différentes mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse sur la qualité des eaux a été analysé en comparant les résultats obtenus entre, d'une part, une simulation de référence (sans prise en compte des différentes mesures) et d'autre part, une simulation intégrant les différentes mesures. De cette comparaison, il ressort que :

- les mesures permettent de diminuer la concentration en nitrate des eaux de lessivage tant à la base de la zone racinaire qu'au voisinage de la nappe de base. La diminution de concentration, du même ordre de grandeur pour les deux scénarios de changement climatique, est cependant différente selon les masses d'eau souterraine ; l'impact le plus important étant principalement observé au Nord du Sillon Sambre-Meuse.
- si les modifications de pratiques agricoles se marquent relativement rapidement à la base de la zone racinaire, il n'en est pas de même au voisinage des nappes de base. La manière dont les concentrations au voisinage de la nappe de base vont être affectées par les modifications de pratiques en surface dépend des propriétés de la zone vadose et notamment de ses propriétés de transfert et d'amortissement.

Malgré les diminutions de concentrations observées entre les simulations sans et avec prises en compte des mesures, les concentrations futures en nitrate des eaux de lessivage restent cependant encore relativement élevées tant à la base de la zone racinaire qu'au niveau des nappes de base laissant penser que les mesures actuellement mises en œuvre pour réduire les impacts de la pollution diffuse sur la qualité des eaux ne seront peut-être pas suffisantes pour rétablir le bon état de l'ensemble des masses d'eau. De plus, du fait des propriétés de la zone vadose, des concentrations en nitrate croissantes sont encore observées jusqu'en 2027 au sein de certaines masses d'eau souterraine tel, par exemple, le crétacé de Hesbaye.

L'impact des mesures sur la réduction des apports de nutriments et de sédiments à la rivière a également été estimé. Les résultats sont présentés pour le scénario climatique « High » (scénario le plus défavorable).

Les diminutions d'apports les plus importantes (par rapport au scénario de référence (sans mesures)) concernent le rendement en sédiments ; la différence pouvant atteindre plus de 10 % pour les masses d'eau de surface situées au nord du sillon Sambre-Meuse et dans le Sud Namurois. Les mesures prises pour réduire la pollution diffuse ont également un effet bénéfique sur la réduction des pertes de nutriments vers les eaux de surface.

Néanmoins, la comparaison spatiale des flux de nutriments vers les eaux de surface entre la période de référence (1994-1999) et l'état futur (2016-2027) montre que les flux de nutriments vers les eaux de surface sont soit stabilisés soit en légère hausse par rapport à la situation de 1994-1999. Enfin, les rendements en sédiments simulés pour la période 2016-2027 avec le scénario climatique « High » sont globalement supérieurs à ceux de la période 1994-1999 ; ce qui s'explique aisément du fait de l'augmentation des précipitations engendrée par le scénario de changement climatique envisagé.

6.2 Simulation d'un scénario 100 % CIPAN en zones vulnérables

6.2.1 Introduction

L'objectif de cette tâche est d'évaluer par modélisation EPICgrid l'impact sur la qualité de la recharge d'une mesure visant à imposer, en zone vulnérable, l'implantation d'une interculture avant toute culture de printemps (scénario 100 % CIPAN).

L'impact de cette mesure est analysé par comparaison de simulations prospectives (jusqu'en 2027) intégrant ou non la mesure.

En outre, la réponse du système sol-zone vadose aux modifications de pratiques agricoles est analysée pour les horizons temporels 2015, 2021 et 2027, soit pour les différentes dates butoir de la Directive-Cadre Eau.

6.2.2 Hypothèses

La réalisation de simulations prospectives par le modèle EPICgrid nécessite de réaliser un certain nombre d'hypothèses. Les hypothèses retenues pour réaliser les présentes simulations sont identiques à celles utilisées pour l'évaluation de l'impact du PGDA2 et MAE4 (cf. Point 6.1.5).

6.2.3 Mise en œuvre des simulations

Les simulations sont réalisées en considérant que la mesure « 100 % CIPAN en zone vulnérable » est obligatoire à partir de 2011. Cependant, du fait du caractère triennal des successions culturales telles que définies sur base des informations SIGEC (Borgers et al., 2007), la mise en place de la mesure est progressive (1/3 des superficies chaque année) pour être complète après 3 ans, soit 2013.

Les autres mesures imposées par le PGDA ainsi que la mesure MAE 4 sont bien entendu prises en considération dans les simulations.

6.2.4 Résultats

Le Tableau 22 présente, pour les masses d'eau souterraine partiellement ou totalement situées en zone vulnérable, la diminution par rapport au PGDA actuel (75 % CIPAN) de la concentration en nitrate des eaux de lessivage engendrée par l'application d'une mesure « 100 % CIPAN en zone vulnérable ». Les résultats y sont présentés sous forme de moyenne pluriannuelle. Les diminutions de concentration à la base de la zone racinaire sont présentées pour la période 2016-2027 (stabilisation de l'impact de la mesure) ; les diminutions de concentration au voisinage de la nappe de base sont présentées pour les horizons 2010-2015, 2016-2021, 2022-2027, soit les différentes dates butoir de la Directive-Cadre Eau.

La diminution supplémentaire de la concentration en nitrate escomptée par l'obligation d'implanter une interculture avant toute culture de printemps par rapport au PGDA actuel qui impose 75 % de couverture est de l'ordre de <u>1 à 2 mg/l</u> pour les masses d'eau souterraine entièrement situées en zone vulnérable. Pour les masses d'eau souterraine partiellement concernées par la mesure, cette diminution est encore plus faible (< 1 mg/l).

La diminution de concentration en nitrate de la recharge observée à la base de la zone racinaire se marque également à proximité de la nappe de base avec un déphasage fonction des propriétés de la zone vadose.

Code masse	Nom de la masse d'eau	Superficie de la masse d'eau située	Base de la zone racinaire	Proxim	ité de la nappe o	de base
"supérieure"		en zone vulnérable	2016-2027	2010-2015	2016-2021	2022-2027
District Escau	it					
RWE013	Calcaires de Peruwelz - Ath - Soignies	100%	-1	0	-1	-1
RWE017	Schistes houillers	100%	-1	0	0	0
RWE030	Craies de la Haine	100%	-1	0	0	-1
RWE031	Sables de la vallée de la Haine	100%	-1	0	-1	-1
RWE032	Craies de la Deûle	100%	-2	0	-1	-1
RWE051	Sables du Bruxellien	100%	-2	0	-1	-1
RWE053	Sables du Landenien	100%	-2	0	-1	-2
RWE061	Sables du Thanétien des Flandres	100%	-2	0	-2	-2
RWE160	Socle du Brabant	100%	-2	0	0	-1
District Meuse	9					
RWM011	Calcaires du bassin de la Meuse bord Nord	100%	-2	0	-1	-1
RWM012	Calcaires du bassin de la Meuse bord Sud	23%	0	0	0	0
RWM015	Schistes houillers	63%	0	0	0	0
RWM016	Schistes houillers	49%	0	0	0	0
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	42%	0	0	0	0
RWM022	Calcaires et grès dévoniens du bassin de la Sambre	26%	0	0	-1	-1
RWM023	Calcaire et grès de la Calestienne et de la Famenne	25%	0	0	0	0
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	100%	-1	0	0	-1
RWM041	Sables et craies du bassin de la Mehaigne	100%	-2	0	-1	-1
RWM052	Sables du Bruxellien des bassins Haine et Sambre	100%	-1	0	-1	-1
RWM071	Alluvions et graviers de Meuse (Givet-Namur)	53%	0	0	0	0
RWM072	Alluvions et graviers de Meuse (Namur-Lanaye)	56%	0	0	0	0
RWM073	Alluvions et graviers de Meuse (Engis-Hersral)	44%	0	0	0	0
RWM100	Grès et schistes du massif ardennais : Lesse - Ourthe - Amblève et Vesdre	3%	0	0	0	0
RWM103	Grès et schistes du massif ardennais : Semois - Chiers - Houille et Viroin	2%	0	0	0	0
RWM142	Calcaires et grès du bassin de la Vesdre	12%	0	0	0	0
RWM151	Crétacé du Pays de Herve	61%	0	0	0	0

Tableau 22 : Diminution par rapport au PGDA actuel (75 % CIPAN) de la concentration en nitrate des eaux de lessivage (base de la zone racinaire et voisinage de la nappe de base) engendrée par l'application d'une mesure « 100 % CIPAN en zone vulnérable » (mg/l)

La Figure 65 et la Figure 66 présentent respectivement la diminution escomptée de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire pour le scénario « 75 % CIPAN en zone vulnérable » (PGDA actuel) et pour le scénario « 100 % CIPAN en zone vulnérable » par rapport à une simulation de référence sans PGDA. Le gain escompté est légèrement supérieur pour le scénario « 100 % CIPAN ».



Figure 65 : Modèle EPICgrid – Diminution escomptée de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire – Scénario « 75 % CIPAN en zone vulnérable »



Figure 66 : Modèle EPICgrid – Diminution escomptée de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire – Scénario « 100 % CIPAN en zone vulnérable »

6.2.5 Conclusion

L'ajout au PGDA actuel d'une mesure préconisant l'obligation d'implanter en zone vulnérable une interculture avant toute culture de printemps (scénario 100 % CIPAN) entraîne une diminution plus importante des concentrations en nitrate des eaux de lessivage que celle escomptée de par la mise en place du PGDA actuel. Néanmoins, cette diminution supplémentaire de concentration reste relativement limitée.

6.3 Simulation de scénarios d'extension des zones vulnérables

6.3.1 Introduction

L'objectif est d'évaluer l'impact de différents scénarios d'extension des zones vulnérables sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines.

Ces scénarios concernent soit la révision de zones existantes (Pays de Herve et Sud Namurois) soit la proposition de nouvelles zones (Condroz stratégique et Ourthe supérieure et Moselle). La Figure 67 présente les zones concernées.



Figure 67 : Scénarios de révision / extension des zones vulnérables

L'évaluation de l'impact des différents scénarios de révision / extension des zones vulnérables sur la pollution diffuse des eaux de surface et des eaux souterraines est réalisée par comparaison des résultats de deux simulations prospectives réalisées jusqu'en 2027 ; la première considère les zones vulnérables actuelles, la seconde prend en compte l'ajout/suppression d'une partie du territoire en zone vulnérable.

Les simulations prospectives sont réalisées en tenant compte des différentes mesures actuellement prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse sur la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines (PGDA2, MAE4) (cf. Point 6.1). Les hypothèses retenues pour réaliser ces simulations prospectives sont identiques à celles utilisées pour l'évaluation de l'impact du PGDA2 et MAE4 (cf. Point 6.1.5).

En outre, les différents scénarios seront combinés entre eux et les simulations seront réalisées pour une couverture hivernale du sol avant implantation d'une culture de printemps de 75 % (PGDA2) et de 100 %.

6.3.2 Résultats des simulations

6.3.2.1 Introduction

Les résultats sont présentés à la fois à l'échelle de la masse d'eau souterraine et de la masse d'eau de surface.

6.3.2.2 Bilans par masses d'eau souterraine

6.3.2.2.a Masses d'eau concernées

Les projets de révision des limites des zones vulnérables affectent différentes masses d'eau souterraine (Figure 68). Le Tableau 23 reprend les masses d'eau concernées par chaque projet.

Certaines masses d'eau étant concernées par plusieurs projets, l'impact de la révision des zones vulnérables sur la qualité de la recharge sera évalué par projet mais également en combinant les différents projets entre eux.



Figure 68 : Masses d'eau souterraine (masses dites « supérieures ») concernées par les projets de révision des zones vulnérables

	projets de	e revision des zones	vuinerables	
Masse d'eau	Condroz	Moselle et	Sud Namurois	Pays de Herve
souterraine	stratégique	Ourthe		
		supérieure		
RWM012	Х	-		
RWM015	Х			
RWM016	Х			Х
RWM021	Х		Х	
RWM022			Х	
RWM023	Х		Х	
RWM071	Х			
RWM072	Х			Х
RWM073	Х			Х
RWM091		Х		
RWM092		Х		
RWM093		Х		
RWM100		Х	Х	
RWM101		Х		
RWM103			Х	
RWM141				Х
RWM152				Х
RWM151				Х
RWR092		Х		

Tableau 23 : Masses d'eau souterraines (masses dires « supérieures ») concernées par les différents projets de révision des zones vulnérables

6.3.2.2.b Impact des différents scénarios sur la qualité de la recharge

L'impact des différents projets de révision des zones vulnérables sur les concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base est présenté, par masse d'eau souterraine, au Tableau 24 pour l'horizon 2022-2027 et pour les deux scénarios CIPAN : 75 et 100 %.

Les modifications de concentrations en nitrate sont présentées sous forme de différence par rapport aux concentrations escomptées suite à la mise en œuvre des mesures actuellement prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse (PGDA, MAE4). L'extension des zones vulnérables telle que proposée par les différents scénarios semble avoir un impact relativement limité sur les concentrations en nitrate. Pour la plupart des masses d'eau concernée, la diminution de concentration est inférieure à 5 %, soit **au maximum 1 mg/l**.

Des diminutions de concentration supérieures ou égales à 5 % pourraient être atteintes avec le scénario « Condroz stratégique » pour les masses d'eau souterraine RWM012, RWM021 (option 100 % CIPAN) et pour la masse RWM023 en combinant les extensions « Condroz stratégique » et « Sud namurois ». Pour ces masses d'eau, l'extension des zones vulnérables pourraient conduire à une diminution de concentration en nitrate de la recharge de <u>2 à 3 mg/l</u>.

L'impact de l'extension des zones vulnérables sur la qualité de la recharge est à mettre en relation avec l'occupation du sol de la masse d'eau ⁴ mais également avec la superficie de la masse d'eau concernée. En effet, les scénarios d'extension des zones vulnérables ne concernent généralement qu'une portion (parfois relativement réduite) des masses d'eau souterraine.

 $^{^4}$ Le passage de 75 à 100% de CIPAN ne s'applique en effet qu'avant les cultures de printemps

ues nappes	ac base, moyenne par m	asse u cau s	Souterraine	рагтаррогс	a une simul		erant les 20	incs vullicitat	ics telles qu	ie dennies p	
					75% CIPAN	100% CIPAN					
				-	-	1	T			2022-2027	2022-2027
Code masse	Nom de la masse d'equ	Extension	Extension	Extension	Extension	Extension	Supprovion	Extension	Superficie de		
"supérieure"	Nom de la masse d'éau		Pays de	Pays de	Sud	Sud	Suppression	Ourthe	la masse	0/	0/
·		Condroz	Herve sans	Herve avec	Namurois	Namurois	partim Sud	sunérieure et	d'eau	%	%
		stratégique	ontion	ontion			Namurois	Mocollo	oonoornóo		
			option	option	sans option	avec option		woselle	concernee		
		С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
RWM012	Calcaires du bassin de la										
	Meuse bord Sud	Х							77%	-6%	-9%
RWM015	Schistes houillers	Х							37%	-2%	-4%
RWM016	Schistes houillers	Х							40%	-2%	-4%
		Х		Х					51%	-2%	-3%
				Х					11%	0%	-1%
D\//M021	Calcaires et grès du Condroz									- / -	.,.
	Calcalles et gles du Colluloz	v							F0%	10/	00/
		X				V			50%	-4 /0	-0 /0
		^				X			50%	-4%	-8%
						X			0%	0%	-2%
RWM022	Calcaires et grès dévoniens										
	du bassin de la Sambre					Х			3%	0%	-3%
RWM023	Calcaire et grès de la										
	Calestienne et de la										
	Famenne	х							5%	0%	-1%
		Х			Х				17%	-2%	-3%
		Х				Х			19%	-3%	-5%
		Х					X		9%	0%	-1%
					X				12%	-2%	-3%
					~	v			1/0/	2 /0	1%
						~	V		1470	-570	-4 /0
					N N		X		4%	0%	-1%
					X		X		16%	-2%	-3%
						Х	Х		18%	-3%	-4%
		Х			Х		Х		16%	-2%	-3%
		Х				Х	Х		18%	-3%	-5%
RWM071	Alluvions et graviers de										
	Meuse (Givet-Namur)	х							47%	-2%	-4%
RWM072	Alluvions et graviers de										
	Meuse (Namur Lanave)	Y							37%	_1%	-2%
	ineuse (Namur-Lanaye)	×		v			<u> </u>		420/	-170	-2 /0
	l!	^							4270	-170	- <u>2</u> %
				X					5%	0%	0%

Tableau 24 : Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur la concentration moyenne en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base, moyenne par masse d'eau souterraine par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles que définies par le PGDA2

Tableau 24 (suite) : Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur la concentration moyenne en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base, moyenne par masse d'eau souterraine par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles que définies par le PGDA2

										75% CIPAN	100% CIPAN
					Exte	nsion				2022-2027	2022-2027
Code masse "supérieure"	Nom de la masse d'eau	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
		c	ehso	eht	znaso	znat	zns	os			
RWM073	Alluvions et graviers de Meuse (Engis-Hersral)	X							27%	0%	0%
		X		X					51%	0%	1%
RWM091	Trias supérieur (Conglomérats du Rhétien)							x	52%	-2%	-3%
RWM092	Lias inférieur (Sinémurien) - district de la Meuse							х	2%	0%	0%
RWM093	Lias supérieur (Domérien)							Х	2%	0%	0%
RWM100	Grès et schistes du massif ardennais : Lesse - Ourthe - Amblève et Vesdre							x	15%	0%	-1%
						Х		Х	15%	0%	-1%
							Х	Х	18%	0%	-1%
						Х			0%	0%	0%
							X		3%	0%	0%
						X	X	v	3% 18%	0%	<u> </u>
RWM101	Grès et schistes du massif ardennais : bassin de la Moselle						~	x	100%	-2%	-3%
RWM103	Grès et schistes du massif ardennais : Semois - Chiers - Houille et Viroin						x		2%	0%	0%
RWM141	Calcaires et grès du bassin de la Gueule			х					14%	0%	0%
RWM142	Calcaires et grès du bassin de la Vesdre		х						22%	0%	0%
			N N	X					25%	0%	0%
KWM151	Cretace du Pays de Herve		X						22%	0%	0%
RWR092	Lias inférieur (Sinémurien) - district du Rhin							x	100%	-4%	-6%

6.3.2.3 Bilans par masse d'eau de surface

6.3.2.3.a Masses d'eau concernées

Les projets de révision des limites des zones vulnérables affectent différentes masses d'eau de surface appartenant à plusieurs sous-bassins hydrographiques (Figure 69) : la Lesse, la Moselle, la Meuse amont, la Meuse aval, l'Ourthe, la Sambre et la Vesdre.

Tout comme pour les masses d'eau souterraine, certaines masses d'eau sont concernées par plusieurs projets (voire options d'un même projet). L'impact de la révision des zones vulnérables sur les pertes d'azote vers les eaux de surface sera évaluée par projet mais également en combinant les différents projets (ou options des projets) entre eux.



Figure 69 : Masses d'eau de surface concernées par les projets de révision des zones vulnérables

6.3.2.3.b Impact des différents scénarios sur les pertes en azote vers eaux de surface

L'impact des différents scénarios de révision/extension des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface est présenté, par masse d'eau de surface, aux Tableau 25 (a, b, c, d, e, f, g) respectivement pour les masses d'eau de la Lesse, de la Moselle, de la Meuse amont, de la Meuse aval, de l'Ourthe, de la Sambre et de la Vesdre. Les modifications des pertes d'azote vers les eaux de surface sont présentées sous forme de différence par rapport aux pertes escomptées suite à la mise en œuvre des mesures actuellement prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse (PGDA, MAE4). Il s'agit de moyennes établies sur la période 2016-2027 afin de réduire l'impact de la variabilité climatique. Pour rappel, les simulations prospectives intègrent l'évolution du climat selon le scénario « humide ».

L'extension des zones vulnérables a globalement un impact positif sur les pertes d'azote vers les eaux de surface. Néanmoins, les diminutions des apports d'azote agricole diffus à la rivière sont relativement limitées ; entre 0 et 10 %, soit entre <u>0 et 2 kg/ha</u> selon les masses d'eau.

On notera également que la suppression d'une partie de la zone vulnérable du Sud Namurois peut engendrer une augmentation des pertes pour les masses d'eau concernées, pouvant atteindre 3 %.

Les résultats sont détaillés par masse d'eau de surface aux Tableaux 25a, 25b, 25c, 25d, 25e, 25f et 25g.

				Extensio	n				75% CIPAN	100% CIPAN
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
LE04R						х		8%	0%	0%
LE05R						х		3%	0%	0%
LE06R						х		8%	0%	0%
LE07R						х		39%	2%	2%
LE07R				х				40%	-2%	-3%
LE07R				х		х		79%	1%	0%
LE08R						х		50%	1%	1%
LE09R						х		84%	5%	4%
LE10R						х		11%	1%	0%
LE10R				х				49%	-1%	-2%
LE10R				х		х		60%	0%	-1%
LE15R				х				6%	-1%	-1%
LE18R					х			11%	-1%	-1%
LE19R					х			37%	-2%	-3%
LE20R						х		9%	0%	0%
LE20R				х				42%	-2%	-3%
LE20R					х			52%	-3%	-4%
LE20R					х	х		61%	-3%	-4%
LE20R				х		х		51%	-2%	-3%
LE22R						х		2%	0%	-1%
LE22R				х				25%	-1%	-2%
LE22R				х		х		27%	-1%	-2%
LE23R						х		32%	1%	0%
LE25R				х				8%	0%	-1%
LE28R	X							7%	-1%	-2%

Tableau 25a: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Lesse

			75% CIPAN	100% CIPAN						
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
ML01R							Х	100%	-2%	-3%
ML02R							Х	100%	-2%	-2%
ML03R							Х	100%	-1%	-2%
ML04R							Х	100%	-2%	-3%
ML05R							х	100%	-2%	-3%
ML06R							х	100%	-2%	-3%
ML07R							х	100%	-1%	-2%
ML08R							Х	100%	-2%	-2%
ML09R							Х	100%	-1%	-2%
ML10R							Х	100%	-1%	-2%
ML11R							Х	100%	-1%	-2%
ML12R							х	100%	-1%	-2%
ML13R							Х	100%	-2%	-3%
ML14R							Х	100%	-4%	-6%
ML15R							Х	100%	-3%	-4%
ML16R							х	100%	-4%	-6%

Tableau 25b: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Moselle

				Exte	nsion		•		75% CIPAN	100% CIPAN
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
MM05R				Х				2%	0%	0%
MM07R						Х		21%	0%	0%
MM08R						х		54%	3%	3%
MM08R				х				22%	-1%	-2%
MM08R				х		х		76%	1%	1%
MM09R				Х				47%	-4%	-5%
MM13R						Х		6%	0%	0%
MM16R						Х		83%	3%	3%
MM17R				х				23%	-2%	-4%
MM18R						х		19%	0%	-1%
MM18R				х				5%	0%	-2%
MM18R				х		х		24%	0%	-1%
MM19R						х		29%	0%	-1%
MM19R				х				1%	0%	-2%
MM19R				Х		х		30%	0%	-2%
MM24R	х							4%	-1%	-2%
MM25R	х							24%	-1%	-3%
MM28R	Х							95%	-4%	-6%
MM29R	Х							100%	-5%	-7%
MM30R	Х							100%	-4%	-6%
MM31R	Х							7%	0%	-2%
MM32R	X							100%	-5%	-6%
MM38R	X							29%	-1%	-3%
MM40R	х							100%	-4%	-5%
MM41R	Х							100%	-5%	-6%

Tableau 25c: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Meuse amont

				75% CIPAN	100% CIPAN					
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	os			
MV01R	Х							100%	-5%	-6%
MV02R	Х							100%	-5%	-7%
MV07R	Х							100%	-4%	-6%
MV08R	Х							100%	-5%	-6%
MV09R	Х							100%	-4%	-6%
MV10R	Х							100%	-3%	-4%
MV12R	Х							100%	-4%	-6%
MV14R	Х							100%	-3%	-4%
MV15R			х					96%	1%	1%
MV16R			х					2%	0%	0%
MV17R			х					43%	-1%	-1%
MV24R		Х						99%	1%	1%
MV25R		х						26%	0%	0%
MV26R		х						60%	1%	1%
MV35R	Х							42%	-1%	-2%
MV35R			х					9%	0%	-1%
MV35R	х		х					51%	-1%	-2%

Tableau 25d: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Meuse aval

	•			Exte	nsion		1 1		75% CIPAN	100% CIPAN
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
OU01L							х	18%	0%	-1%
OU01R							Х	100%	-2%	-2%
OU02R							Х	100%	-2%	-2%
OU03R							Х	100%	-1%	-2%
OU05R							Х	100%	-1%	-2%
OU06R							Х	18%	0%	0%
OU07R							Х	100%	-2%	-2%
OU08R							х	100%	-1%	-2%
OU09R							Х	100%	-1%	-2%
OU11R							Х	100%	-1%	-2%
OU20R	Х							5%	0%	-1%
OU22R	Х							19%	-1%	-1%
OU23R	Х							74%	-2%	-3%
OU29R	Х							100%	-3%	-4%
OU30R	Х							100%	-2%	-3%
OU31R	Х							100%	-5%	-7%
OU32R	Х							42%	0%	-1%
OU32R			х					2%	0%	0%
OU32R	х		х					44%	0%	-1%
OU33R	Х							3%	0%	-1%

Tableau 25e: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de l'Ourthe

	Extension									100% CIPAN
Code masse	Extension Condroz stratégique	Extension Pays de Herve sans option	Extension Pays de Herve avec option	Extension Sud Namurois sans option	Extension Sud Namurois avec option	Suppression partim Sud Namurois	Extension Ourthe supérieure et Moselle	Superficie de la masse d'eau concernée	%	%
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	OS			
SA01L				х				55%	-2%	-3%
SA02L				Х				95%	-7%	-10%
SA03L				х				26%	-1%	-1%
SA04R	Х							20%	-1%	-3%
SA05R				Х				21%	-1%	-1%
SA06R				Х				100%	-5%	-7%
SA08R				Х				4%	0%	-2%
SA09R	Х							3%	-1%	-3%
SA10R	Х							92%	-6%	-8%
SA11R	Х							59%	-2%	-3%
SA15R	Х							6%	0%	-3%
SA17R	Х							8%	-1%	-4%
SA18R	Х							100%	-6%	-8%
SA19R	Х							10%	-1%	-4%
SA20R	Х							74%	-4%	-6%
SA23R	Х							95%	-6%	-8%
SA24R	Х							100%	-2%	-3%
SA25R	Х							15%	-1%	-4%
SA26R	X							63%	-4%	-6%
SA27R	X							36%	-1%	-2%

Tableau 25f: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Sambre

		•		Exte	nsion		· ·		75% CIPAN	100% CIPAN
	Extension	Extension	Extension	Extension	Extension	Suppression	Extension	Superficie de		
Code masse	Condroz	Pays de	Pays de	Sud	Sud	nartim Sud	Ourthe	la masse	0/_	0/2
	stratégique	Herve sans	Herve avec	Namurois	Namurois	Namurois	supérieure et	d'eau	70	70
	Strategique	option	option	sans option	avec option	Namurois	Moselle	concernée		
	С	ehso	eht	znaso	znat	zns	os			
VE07R		Х						42%	-2%	-2%
VE08R		Х						87%	0%	0%
VE10R		Х						30%	-1%	-1%
VE15R		Х						30%	0%	0%
VE17R		Х						8%	0%	0%
VE17R			х					34%	0%	0%
VE18R		Х						17%	0%	-1%
VE18R			х					31%	0%	-1%
VE19R		Х						100%	-1%	-1%

Tableau 25g: Impact des différents scénarios de révision des zones vulnérables sur les pertes en azote vers les eaux de surface, moyenne par masse d'eau de surface par rapport à une simulation considérant les zones vulnérables telles définies que par le PGDA2 – Sous-bassin de la Vesdre

6.3.3 Conclusion

Les différents scénarios d'extension/révision des zones vulnérables testés ont un impact relativement faible à la fois sur l'évolution future des concentrations en nitrate des eaux de lessivage que sur les pertes d'azote agricole diffus vers les eaux de surface.

Le scénario 100 % CIPAN (obligation d'implanter une interculture avant toute culture de printemps) accentue la diminution des pertes mais de manière relativement limitée.

6.4 Etude de sensibilité quant à l'influence des successions culturales sur les pertes en azote

6.4.1 Introduction

L'objectif de cette tâche est de tester l'impact à long terme que pourrait induire une modification des successions culturales sur la pollution diffuse des eaux par le nitrate.

Il est à noter que cette démarche s'inscrit dans un **cadre théorique** qui ne tient pas compte de la conjoncture et des contraintes économiques et agronomiques (phytosanitaires, ...) qui régissent le choix des cultures et donc des successions culturales.

En complément, la diminution <u>théorique maximale</u> des pertes en azote qui pourrait être escomptée est évaluée par la réalisation d'un scénario simulant la reconversion de l'ensemble des terres de culture en prairie de fauche.

Cette étude de sensibilité porte sur 4 masses d'eau souterraine définies en accord avec la SPGE et le SPW (Mr. Francis Delloye), à savoir les masses d'eau RWE030, RWE051, RWM21 et RWM40 (Figure 70).



Figure 70 : Modèle EPICgrid – Scénario « successions culturales » : masses d'eau souterraine étudiées

6.4.2 Mise en œuvre des scénarios

6.4.2.1 Scénario « modification des successions culturales »

6.4.2.1.a Introduction

La démarche poursuivie comprend deux étapes :

- la première étape consiste à comparer le lessivage d'azote induit par différentes successions culturales afin d'identifier les successions les moins pénalisantes quant au lessivage d'azote ;
- la seconde consiste à remplacer les successions culturales actuelles par celles identifiées lors de la première étape et à évaluer l'impact de cette mesure sur la pollution des eaux par le nitrate par comparaison des résultats de deux simulations prospectives (réalisées jusqu'en 2027), l'une réalisée avec les successions actuelles (simulation de référence), l'autre incluant les successions identifiées lors de la première étape.

6.4.2.1.b Identification des successions potentiellement favorables

Les concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire (moyennes annuelles 1971-2005) ont été calculées pour les différentes rotations triennales utilisées par le modèle EPICgrid (telles qu'identifiées par Borgers et al., 2007) ainsi que pour les rotations biennales du type « tête de rotation – froment » pour une parcelle-type de la Région limoneuse centre.

Moyennant les hypothèses suivantes :

- apport d'azote minéral par culture calculé sur base des données du RICA (Borgers et al., 2007)
- apport d'azote organique sur chaque tête de rotation (dose évaluée sur base du cheptel de la région agricole) (Sohier, 2011)
- réduction de fertilisation de la culture qui suit une CIPAN de 20 kg/ha (Sohier, 2011)

Les successions culturales présentant le lessivage d'azote le plus faible sont les successions de type « tête de rotation – céréale – céréale » avec implantation d'une CIPAN avant la culture de printemps (Tableau 26). Sans implantation de CIPAN, les concentrations des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire restent également acceptables (< 50 mg/l). Les autres successions culturales, avec une tête de rotation un an sur deux ou deux an sur trois, présentent globalement des concentrations excessives (> à 50 mg/l).

uai	is Qualvauos z pour	а кеуюп шпопес	ise centre
S	ans CIPAN	Avec	CIPAN
B-F-E	39	Ch-F-E	21
Ch-F-F	40	Ch-F-F	23
Ch-F-E	40	Ch-F	24
B-F-F	41	M-F-E	26
M-F-F	43	M-F-F	27
M-F-E	44	B-F-E	27
PT-F-F	51	B-F-F	30
Ch-F	54	PT-F-F	33
B-F-L	63	M-F	39
B-F	65	B-F	43
M-F	65	PT-F	48
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

Tableau 26 : Concentration moyenne annuelle des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire (mg NO₃/l) pour différentes successions culturales et les pratiques agricoles telles que définies dans Qualvados 2 pour la Région limoneuse centre

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

6.4.2.1.c Construction du scénario

Afin d'appréhender l'<u>impact maximum</u> que pourrait avoir une modification des successions culturales sur les pertes d'azote, le scénario testé est basé sur l'utilisation exclusive de rotations triennales de type « tête de rotation suivie de deux céréales » (scénario « 2/3 céréales »).

Ce scénario induit une modification de la répartition actuelle des cultures, avec une augmentation de la proportion de céréales (Tableau 27). Variable en fonction de la Région agricole considérée, l'augmentation est très importante pour les Région limoneuse ouest et pour la Campine hennuyère (plus de 60 %), relativement faible pour le Condroz (5 %).

Cereales »					
	Céréales	Céréales	Augmentation		
	Situation 2005	Scénario « 2/3			
		céréales »			
Région limoneuse ouest	40 %	65 %	+ 63 %		
Région limoneuse centre	48 %	63 %	+ 31 %		
Région limoneuse est	52 %	64 %	+ 23 %		
Campine hennuyère	38 %	63 %	+ 66 %		
Région sablo-limoneuse	45 %	63 %	+ 40 %		
Condroz	58 %	61 %	+ 5 %		
Famenne	57 %	63 %	+ 11 %		

Tableau 27 : Proportion de céréales entre la situation 2005 (statistiques INS) et le scénario « 2/3 céréales »

L'augmentation des superficies de céréales induit une diminution des superficies consacrées aux têtes de rotation. Les quantités d'azote organique à appliquer par hectare de tête de rotation ont donc été recalculées sur base des nouvelles superficies fertilisables tout en s'assurant que les normes imposées par le PGDA étaient respectées. En outre, le scénario a été construit de manière à conserver le rapport de superficie entre têtes de rotations équivalent à celui de la simulation de référence (situation 2005).

Les simulations prospectives incluent les mêmes hypothèses que pour les simulations prospectives réalisées précédemment. Pour rappel, celles-ci sont les suivantes :

- les superficies agricoles sont considérées comme équivalentes à celles de 2005 ;
- les fertilisations minérales par cultures sont celles de 2005 ;
- l'introduction d'une interculture dans la rotation donne lieu à une réduction de la fertilisation minérale de la culture qui suit l'interculture. Cette réduction de fertilisation minérale et fixée à 20 kg/ha (Source : classeur « Eau-Nitrate » édité par Nitrawal, restitution d'azote pour une crucifère ayant une production moyenne).
- la séquence climatique de la période 2006-2027 est prise comme équivalente à la dernière période climatique, à savoir 1978-1999. Néanmoins, afin de prendre en compte l'impact des changements climatiques, les données relatives à cette période sont perturbées à l'aide de l'outil CCI-HYDR (Ntegeka et Willems, 2008). Les simulations sont réalisées pour les scénarios « High » (le plus défavorable) et « Low ».

6.4.2.2 Scénario « reconversion des terres de culture en prairie de fauche »

La diminution <u>théorique</u> maximale des pertes en azote qui peut être escomptée de part une modification drastique des pratiques agricoles est appréhendé au travers la réalisation d'un scénario « prairie de fauche ». Ce scénario considère que l'ensemble des cultures présentes dans une masse d'eau sont remplacées par de la prairie de fauche.

L'impact de cette mesure sur la pollution des eaux par le nitrate est également évaluée en comparant les résultats de deux simulations prospectives : la simulation de référence traduisant l'occupation du sol actuelle et une simulation dans laquelle les cultures sont remplacées par de la prairie de fauche à partir de 2011.

La fertilisation minérale de la prairie de fauche est déterminée par région agricole sur base des données du RICA. En outre, la répartition des charges en azote organique sont recalculées pour tenir compte de la modification d'affectation du sol.

6.4.3 Résultats

Les Figure 71 à 74 présentent, pour les quatre masses d'eau souterraine considérées, la diminution de concentration en nitrate des eaux de lessivage escomptée à la base de la zone racinaire du fait des scénarios « 2/3 céréales » et « prairie de fauche » par rapport au scénario de référence (PGDA 2), respectivement pour les scénarios climatiques « High » et « Low ».

Le Tableau 28 synthétise l'impact escompté pour le scénario « 2/3 céréales » à la base de la zone racinaire et au niveau de la nappe, respectivement pour les scénarios climatiques « High » et « Low ». Ces mêmes résultats sont synthétisés au Tableau 29 pour le scénario « prairie de fauche ».

L'analyse des résultats du scénario « 2/3 céréales » montre que :

- le « scénario 2/3 céréales » engendre une diminution (par rapport au scénario de référence (PGDA 2)) non négligeable. En fonction de la masse d'eau souterraine et du scénario climatique considérés, les diminutions des concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire sont comprises entre **1 et 6 mg/l** pour l'horizon 2016-2027 ;
- la diminution de concentration escomptée est variable suivant la masse d'eau souterraine ; elle est plus faible pour la masse d'eau RWM021, ce qui s'explique aisément du fait que le scénario « 2/3 céréales » n'a modifié que faiblement les successions culturales actuellement présentes dans la région du Condroz ;

En ce qui concerne le scénario « prairie de fauche », on notera que :

• la reconversion des terres de cultures en prairie de fauche induit durant les premières trois années qui suivent la modification du système de culture une légère augmentation des concentrations en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire ;

• la diminution théorique maximale des concentrations en nitrate sous la zone racinaire, estimée par la reconversion des terres de culture en prairie de fauche est comprise, selon la masse d'eau souterraine et le scénario climatique, entre **7 et 21 mg/l** pour l'horizon

2016-2027. les diminutions les plus importantes sont observées pour les masses d'eau principalement orientées « grandes cultures » (RWE030, RWE051 et RWM040) ; la diminution plus faible observée dans le Condroz (masse d'eau RWM021) s'explique du fait que la superficie de la masse d'eau concernée par la modification d'affectation du sol est moins importante que pour les autres masses d'eau.

En outre, pour les deux scénarios, l'impact au niveau de la nappe de base est déphasé dans le temps ; celui-ci se marquant plus ou moins rapidement en fonction des propriétés de la zone vadose.

La Figure 75 présente, pour les quatre masses d'eau souterraine considérées, la concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base escomptée à l'horizon 2022-2027 sur base d'un scénario « 2/3 céréales » et du scénario climatique «High ».

Sur base des hypothèses posées, la concentration moyenne en nitrate des eaux de lessivage au voisinage des nappes de base devrait être comprise, à l'horizon 2022-2027, entre 26 et 40 mg NO₃/l pour les masses d'eau souterraine RWE030, RWE051 et RWM021 et entre 41 et 50 mg NO₃/l pour la masse d'eau souterraine RWM040.

Si l'on considère le scénario « prairie de fauche », la reconversion des terres de culture en prairie de fauche permettrait de diminuer les concentrations en nitrate des eaux de lessivage au voisinage de la nappe de base à l'horizon 2022-2027 de 3 à 12 mg/l. Cette diminution étant bien entendu à mettre en relation avec l'occupation du sol de la masse d'eau et les propriétés de la zone vadose.

La Figure 76 présente, pour les quatre masses d'eau souterraine considérées, la concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base escomptée à l'horizon 2022-2027 sur base du scénario « prairie de fauche » et du scénario climatique «High ». Sur base des hypothèses posées, la masse d'eau RWM021 attendrait des concentrations en nitrate comprise entre 11 et 25 mg NO₃/I; par contre les concentrations moyennes estimées pour les masses d'eau RWE030, RWE051 et RWM040 resteraient supérieures à 25 mg NO₃/I (comprises entre 26 et 40 mg NO₃/I).



Figure 71 : Modèle EPICgrid - Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « 2/3 céréales » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire Masse d'eau souterraine des Craies de la Haine (RWE030)



Figure 72 : Modèle EPICgrid - Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « 2/3 céréales » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire Masse d'eau souterraine des Sables du Bruxellien (RWE051)



Figure 73 : Modèle EPICgrid - Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « 2/3 céréales » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire Masse d'eau souterraine des calcaires et grès du Condroz (RWM021)



Figure 74 : Modèle EPICgrid - Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « 2/3 céréales » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire Masse d'eau souterraine du crétacé du bassin du Geer (RWM040)

Tableau 28 : Modèle EPICgrid – Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « 2/3 céréales » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage (mg NO₃/l) – Scénarios climatiques « High » et « Low »

Scénario climatique « High »

Code masse	Nom de la masse d'eau	Base de la zone racinaire	Proximité de la nappe de base			
		2016-2027	2010-2015	2016-2021	2022-2027	
District Esca	District Escaut					
RWE030	Craies de la Haine	-3	0	-2	-2	
RWE051	Sables du Bruxellien	-4	0	-2	-3	
District Meuse						
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	-1	-1	-2	-1	
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	-3	0	-1	-2	

Scénario climatique « Low »

Code masse	Nom de la masse d'eau	Base de la	Proximité de la nappe de base			
			0040 0045 0040 0004 0000 0007			
		2016-2027	2010-2015	2016-2021	2022-2027	
District Esca	District Escaut					
RWE030	Craies de la Haine	-5	0	-2	-2	
RWE051	Sables du Bruxellien	-6	-1	-2	-3	
District Meuse						
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	-2	-1	-2	-2	
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	-5	0	-1	-2	

Tableau 29 : Modèle EPICgrid – Impact par rapport au scénario de référence (PGDA 2) d'un scénario « prairie » sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage (mg NO₃/I) – Scénarios climatiques « High » et « Low »

Scénario climatique « High »

Code masse	Nom de la masse d'eau	Base de la zone racinaire	Proximité de la nappe de base			
		2016-2027	2010-2015	2016-2021	2022-2027	
District Esca	District Escaut					
RWE030	Craies de la Haine	-20	0	-3	-8	
RWE051	Sables du Bruxellien	-21	0	-4	-12	
District Meuse						
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	-8	-2	-8	-8	
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	-17	0	-2	-4	

Scénario climatique « Low »

Code masse	Nom de la masse d'eau	Base de la zone racinaire	Proximité de la nappe de base			
		2016-2027	2010-2015	2016-2021	2022-2027	
District Esca	District Escaut					
RWE030	Craies de la Haine	-20	0	-1	-6	
RWE051	Sables du Bruxellien	-20	0	-1	-8	
District Meus	se					
RWM021	Calcaires et grès du Condroz	-7	-1	-7	-7	
RWM040	Crétacé du Bassin du Geer	-16	0	-1	-3	



Figure 75 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base – Moyenne 2022-2027 – Scénario « 2/3 céréales » - Scénario climatique « High »



Figure 76 : Modèle EPICgrid – Concentration en nitrate des eaux de lessivage à proximité des nappes de base – Moyenne 2022-2027 – Scénario « prairie de fauche » - Scénario climatique « High »

6.4.4 Conclusion

Au vu des résultats du scénario « 2/3 céréales », l'augmentation des superficies consacrées aux céréales (au détriment des têtes de rotation) pourraient s'avérer une mesure favorable à la réduction des pertes d'azote vers les eaux.

Rappelons que cette conclusion reflète les résultats d'une analyse **centrée sur les flux d'azote** et n'aborde pas les contraintes économiques et agronomiques que de telles modifications des successions culturales impliquent.

Notons toutefois que ce type de transition présenterait également des avantages en termes de conservation des sols.

Le scénario « prairie de fauche », réalisé pour tenter d'appréhender la diminution théorique maximale de la concentration en nitrate engendré par une modification drastique des pratiques agricoles, tend à montrer que la diminution des concentrations en nitrate des eaux de lessivage peut être relativement importante à la base de la zone racinaire (jusqu'à 21 mg NO₃/l par rapport à une situation de référence type PGDA2). L'impact au niveau de la nappe est cependant différé dans le temps en fonction des propriétés de la zone vadose des masses d'eau considérées.

7 Application du modèle EPICgrid à une zone de protection de captage

7.1 Introduction

L'objectif de cette tâche est de réaliser une étude ciblée sur une zone de protection de captage afin, notamment, d'évaluer l'impact de scénarios de pratiques agricoles sur la qualité des eaux alimentant le captage. En concertation avec le Comité d'Accompagnement, la zone de prévention des galeries de Hesbaye a été retenue pour réaliser cette étude.

Cette application du modèle EPICgrid à une échelle plus locale nécessite d'affiner les bases de données utilisées pour la modélisation régionale afin de cerner aux mieux les spécificités locales notamment en terme de pratiques agricoles. Les nouvelles bases de données récemment développées (Erruissol (Demarcin et al., 2009), ...) seront également introduites dans le modèle afin d'améliorer sa résolution ; un maillage plus fin sera utilisé : 250 x 250 m (au lieu de 1000 x 1000 m pour la modélisation régionale).

En outre, cette application permettra d'identifier les données les plus sensibles qu'il serait utile de collecter afin d'affiner les simulations.

7.2 Modélisation ciblée « Zone de protection de captage »

7.2.1 Construction des bases de données

7.2.1.1 Les données bio-physiques : occupation du sol, sol, topographie, sous-sol

7.2.1.1.a <u>L'occupation du sol</u>

Tout comme pour la modélisation régionale, la carte d'occupation des sols utilisée (Figure 77) est la Carte Numérique d'Occupation des Sols de Wallonie (CNOSW).

La zone de protection des galeries de Hesbaye est une zone essentiellement à vocation agricole (65 % de cultures et 11 % de prairie) (Tableau 30). Les zones d'habitat couvrent, quant à elles, un peu plus de 20 % de la zone.


Figure 77 : Modèle EPICgrid – Carte des classes hydrologiques d'occupation du sol (Source : CNOSW) – Zones de prévention des galeries de Hesbaye

Tableau 30 : Occupation du sol	(Source : CNOSW) - Zones de	prévention des	s galeries de Hesbaye
--------------------------------	-----------------	--------------	----------------	-----------------------

Occupation du sol	
Cultures	65.7 %
Prairies	11.1 %
Milieux naturels	1.0 %
Forêts	0.9 %
Eau	0.3 %
Zones d'habitat	21.1 %

7.2.1.1.b <u>Le sol</u>

La carte pédologique utilisée pour la modélisation régionale est la carte des associations de sols de l'atlas de Belgique (planche 11b) (Tavernier et Maréchal, 1972) au 1/500.000^{ème}.

Pour l'application du modèle sur la zone de prévention des galeries de Hesbaye, la carte pédologique utilisée est la Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie (1/750.000^{éme}) (Figure 78). Cette carte, dérivée de la Carte Numérique des Sols de Wallonie (CNSW), est obtenue par regroupements logiques des sols de la CNSW sur base de la texture (nature du matériau parental), du drainage naturel et de la nature de la charge caillouteuse pour les sols limono-caillouteux de plus de 15 % en éléments grossiers. Les sols sont répartis en 23 classes. Cette carte diffère de la carte des associations de sols du fait notamment que des sols de textures différentes n'ont pas été regroupés.



Figure 78 : Modèle EPICgrid – Carte des sols (Source : CNSW) – Zones de prévention des galeries de Hesbaye

7.2.1.1.c La topographie

Pour cette application, le modèle numérique de terrain (MNT) du projet Erruissol (Demarcin et al., 2009) (MNT au 1/10.000^{ème}) a été substitué au MNT au 1/50.000^{ème} utilisé pour la modélisation régionale. La carte des pentes obtenue pour la zone étudiée à partir du MNT du Projet Erruissol est présentée à la Figure 79.



Figure 79 : Modèle EPICgrid – Carte des pentes (Source : Erruissol) – Zones de prévention des galeries de Hesbaye

7.2.1.1.d La caractérisation de la zone vadose jusqu'à la nappe de base

La caractérisation des propriétés de la zone non saturée comprise entre la zone racinaire et la nappe de base (zone vadose) est réalisée via l'utilisation d'un géocode associé à chaque maille du modèle. Ce géocode permet de décrire la nature et l'épaisseur des substrats rencontrés ainsi que leurs paramètres hydrogéologiques.

Pour la modélisation régionale, ces géocodes ont été déterminés à l'échelle kilométrique par les hydrogéologues ⁵. Etant donné la modification de la résolution spatiale de la modélisation (250 x 250 m), ces géocodes devraient idéalement être redéfinis selon ce maillage.

Pour la présente application, les simulations seront réalisées sur base des géocodes déterminés sur base kilométrique (1 géocode pour 16 mailles de 250 x 250 m). Dès lors, les résultats des simulations seront principalement analysés à la base de la zone racinaire.

⁵ Respectivement :

⁻ le Professeur Monjoie (LGIH-ULG) dans le cadre du projet MOHICAN ;

⁻ le Professeur Rorive (HG-FPMS) pour la Dyle et la Gette (bassin de l'Escaut) dans le cadre du projet PIRENE ;

⁻ le Professeur Hallet du Département de Géologie des Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix pour le bassin de l'Escaut (hormis le sous-bassin Dyle-Gette), le bassin de la Mehaigne, les formations au droit de la région condruzienne et certaines mailles des bassins de la Chiers et de la Meuse aval, et ce dans le cadre de la convention QUALVADOS (Hallet et Barbier, 2007).

7.2.1.2 Les données climatiques

La base de données météorologiques associée au modèle EPICgrid comprend les séries chronologiques, en différentes stations, de précipitations, températures, rayonnement solaire, vitesse du vent et humidité relative pour la période 1961-2005.

L'ensemble de ces données n'ayant pu être acquises pour les années postérieures à 2005 (cf. Point 3.5.3), un encodage manuel des données publiées dans les bulletins mensuels publiés par l'IRM a été réalisé pour les années 2006 à 2009.

Pour les simulations prospectives, la séquence climatique 2010-2027 est prise comme équivalente à la dernière période climatique (1982-1999). Ces données sont cependant perturbées sur base de l'outil CCI-HYDR (cf. Point 6.1.5.2) afin de prendre en compte l'impact des changements climatiques escomptés dans le futur. Afin d'appréhender l'incertitude liée à l'impact des changements climatiques sur la réponse du système, deux scénarios sont considérés : le scénario « high » (hivers humides et étés secs) et le scénario « Low » (hivers secs et étés secs).

7.2.1.3 Les pratiques agricoles

7.2.1.3.a Introduction

Pour la modélisation régionale, l'évolution des pratiques agricoles est retracée sur base des données des recensements agricoles et horticoles au 15 mai (Source : INS, publications annuelles) et de données collectées par GRENeRA à l'échelle de la « région agricole ».

Pour l'application à la zone de prévention des galeries de Hesbaye, l'historique des pratiques agricoles de la zone (entre 1960 et 2005) est retracé sur cette même base. La situation actuelle (2010 ou proche) est déterminée, quant à elle, sur base des données locales disponibles. Les sources de données utilisées sont les suivantes :

• parcellaire SIGEC (Système Intégré de Gestion et de Contrôle) ;

 statistiques communales issues des recensements agricoles et horticoles au 15 mai (INS);

• données NITRAWAL.

Par ailleurs, cette situation 2010 sera utilisée comme référence pour la réalisation des simulations prospectives.

7.2.1.3.b <u>Types de cultures et successions culturales</u>

Les types de culture présents sur la zone de prévention des galeries de Hesbaye ont été déterminés sur base du parcellaire SIGEC relatif aux années 2006, 2007 et 2008 (Tableau 31).

Les céréales couvrent plus de 50 % des cultures présentes sur la zone ; parmi celles-ci le froment est la céréale la plus répandue. La betterave sucrière est la deuxième spéculation végétale la plus répandue sur la zone ; on notera, cependant, une certaine régression de cette spéculation entre 2006 et 2008 (21.1 % en 2006, 16.8 % en 2008).

Ces données sont comparables à celles des recensements agricoles et horticoles au 15 mai calculées pour la Région limoneuse est (région agricole à laquelle appartient la zone de prévention des galeries de Hesbaye). Elles présentent cependant l'avantage de pouvoir actualiser les successions culturales telles qu'établies par GRENeRA pour la période 2001-2003.

Les cinq successions culturales les plus fréquemment rencontrées sur base du SIGEC 2006-2008 de la zone de prévention sont identiques à celles établies pour la Région limoneuse est sur base du SIGEC 2001-2003 (Tableau 32). Ces cinq successions qui représentaient 70 % de l'ensemble des successions identifiées pour la Région limoneuse est pour 2001-2003 ne représentent plus, pour la zone de prévention, que 61 % pour 2006-2008 ; essentiellement du fait de la régression de la succession Betterave-Froment-Autre observée entre ces deux périodes.

Dans la modélisation régionale, seules les successions culturales couvrant au moins 3 % de la superficie cultivée sont prises en compte (Sohier, 2011). Pour cette application, l'éventail des successions culturales est étendu à l'ensemble des successions présentes sur la zone qui couvent au moins 1 % de la superficie cultivée. De cette manière, la représentativité des pratiques est accrue, avec 83 % des successions représentées au lieu de 74 % dans la modélisation régionale réalisée sur la région limoneuse est.

prevention des galeries de Hesbaye						
Zone de prévention des galeries de				Région		
		Hesbaye		limoneuse		
				est		
	SIGEC 2006	SIGEC 2007	SIGEC 2008	INS 2010		
Froment	39.8 %	41.8 %	45.0 %	42.0 %		
Escourgeon	8.3 %	7.9 %	10.2 %	7.0 %		
Céréales	2.9 %	3.4 %	3.6 %	2.4 %		
(autres que						
froment et						
escourgeon)						
Betterave	21.1 %	21.3 %	16.8 %	16.2 %		
Maïs	3.3 %	3.5 %	4.7 %	4.9 %		
Pomme de	2.9 %	2.9 %	3.0 %	7.2 %		
terre						
Cultures	5.4 %	5.0 %	4.2 %	5.6 %		
maraîchères						
Autres	12.7 %	11.6 %	11.1 %	13.5 %		
Cultures						
Jachère	3.5 %	2.6 %	1.4 %	1.3 %		

Tableau 31 : Répartition des cultures (Source : SIGEC et INS) – Région limoneuse est et zone de prévention des galeries de Hesbaye

prevention des galenes de riesbaye					
Zone de prévention SIGEC 2006-2008			Région limoneuse est SIGEC 2001-2003		
Succession	n Superficie (%)		Succession	Superficie (%)	
B - F - F	16		B - F - Au	24	
B - F - E	15		B - F - E	16	
B - F - Au	14		B - F - F	15	
Au - F - F	12		Au - F - F	10	
Au - F - Au	4		Au - F - Au	5	
Au - F - E	4		Au - F - E	4	
PT - F - F	3				
B - F - C	3		Total	74	
B - F - P	3				
A - A - A	2				
F-F-E	2				
B - F - M	2				
Au - F - PT	1				
Au - F - C	1				
M - F - F	1				
Total	83				
Légende : Avoine (A), Betterave (B), Céréale (C), Escourgeon (E), Froment (F), Maïs (M)					
Pomme de terre (PT) Autres (Au) désignant toute culture autre que celles citées ci-					
avont			iture dutie qu		
avallt.					

Tableau 32 : Successions culturales (Source : SIGEC) – Région limoneuse est et zone de prévention des galeries de Hesbaye

7.2.1.3.c Apports azotés organiques

La charge en azote organique sur les cultures et les prairies de la zone de prévention des galeries de Hesbaye est calculée selon une méthodologie identique à celle utilisée pour le calcul des apports d'azote organique pour la modélisation régionale (Sohier, 2011).

Ce calcul a cependant été réalisé non plus sur base des statistiques régionales mais sur base des statistiques communales. Les communes prises en compte pour effectuer ce calcul sont les suivantes : Ans, Awans, Crisnée, Donceel, Faimes, Fexhe-le-haut-clocher, Grâce-Hollogne, Herstal, Juprelle, Remicourt, Saint-Georges, Verlaine et Villers-le-Bouillet.

La Figure 80 reprend l'évolution, par pas de 5 ans, des apports d'azote organique sur les terres fertilisables calculée pour la Région limoneuse (sur base des statistiques régionales de cheptel et de cultures) ainsi que pour la zone de prévention (sur base des statistiques communales).

Pour la modélisation régionale, on considère des apports sur prairie et sur les cultures têtes de rotation (betterave, maïs, pomme de terre, ...). Sur base des informations reçues de Nitrawal, l'apport d'azote organique avant pomme de terre n'est pas une pratique courante sur la zone. Les quantités de fertilisants à apporter par culture ont donc été recalculées en ne considérant pas d'apports de matière organique avant pomme de terre.

Les quantités d'azote organique apportées par hectare de superficie fertilisable sur la zone de prévention sont, dans les années 80', du même ordre de grandeur que celle calculées pour la Région limoneuse. Si celles-ci décrochent en 1990, elles suivent ensuite une tendance décroissante similaire.



Figure 80 : Evolution des apports d'azote d'origine animale sur les cultures fertilisables pour la Région limoneuse et la zone de prévention des galeries de Hesbaye (Source : INS, Recensements agricoles et horticoles au 15 mai)

7.2.1.3.d Apports azotés minéraux

Pour la modélisation régionale, les données du RICA sont utilisées pour déterminer les apports d'azote minéral par culture (Sohier, 2011). Ces statistiques sont établies par Région agricole.

Les pratiques agricoles au sein de la Région limoneuse étant relativement hétérogènes (Sohier, 2011), des données plus locales ont été utilisées pour appréhender au mieux les pratiques de la zone.

Aucune statistique locale n'étant directement disponible, les doses d'azote minéral apportées par culture pour la zone de prévention des galeries de Hesbaye ont été déterminées sur base des conseils donnés par Nitrawal aux agriculteurs de la zone.

Le Tableau 33 présente les apports d'azote minéral par culture calculés pour la Région limoneuse sur base des données du RICA pour la période 2001-2005 ainsi que la médiane des conseils prodigués aux agriculteurs de la zone par NITRAWAL. Les doses d'azote minéral conseillées par Nitrawal sont du même ordre de grandeur que les données du RICA pour la chicorée, la pomme de terre et la prairie, légèrement plus faibles pour les céréales (froment et escourgeon). Par contre, ces doses différent fortement pour la betterave et le maïs ; les doses conseillées par Nitrawal ne représentant qu'un peu plus de 50 % des apports calculés pour la Région limoneuse sur base des données du RICA.

Les conseils de fertilisation Nitrawal sont utilisés pour établir les apports actuels (ainsi que l'extrapolation pour les simulations prospectives). L'historique des apports est calqué quant à lui sur les statistiques régionales avec application progressive des conseils Nitrawal depuis 2001.

· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		
	Région limoneuse	Zone de prévention
	RICA 2001-2003	CUISEIS NI I RAWAL
Betterave	150	80
Chicorée	56	67
Escourgeon	153	145
Froment	178	165
Maïs	138	71
Pomme de terre	115	110
Prairie	147	144

Tableau 33 : Apports d'azote minéral par culture (kg N/ha.an) pour la Région limoneuse (source : RICA 2001-2005) et la zone de prévention des galeries de Hesbaye (source : conseils NITRAWAL)

7.2.1.4 Synthèse

Le Tableau 34 présente et synthétise les différentes bases de données ainsi que la résolution spatiale du modèle utilisées, d'une part, pour la modélisation régionale et, d'autre part, pour une application plus locale (en l'occurrence, ciblée sur la zone de prévention des galeries de Hesbaye).

Tableau 34 : Synthèse des bases de données et résolution du modèle EPICgrid utilisées pour les échelles régionales et locales

		Echelle « Région wallonne »	Echelle « Zone de prévention »
Taille de la maille		1000 x 1000 m	250 x 250 m
Carte pédologique		Carte des associations de sol au	CNSW
Modèle numérique Terrain	de	CARHY	ERRUISSOL
Géologie		Géocodes 1km ²	Géocodes 1km ²
Pratiques agricoles		Statistiques régionales (INS,	Statistiques communales,
		RICA)	SIGEC et conseils de
			fertilisation NITRAWAL

7.2.2 Validation complémentaire du modèle EPICgrid

Différentes validations du modèle EPICgrid ont déjà été réalisées que ce soit pour les aspects quantitatifs (flux d'eau) ou qualitatifs (flux d'azote) (Sohier, 2011).

Une validation complémentaire du modèle EPICgrid est présentée, ci-après, quant au transfert dans la zone vadose. Cette validation est réalisée par comparaison de l'évolution temporelle de la hauteur de la nappe en regard des recharges simulées par le modèle EPICgrid.

Les données utilisées pour réaliser cette comparaison sont les hauteurs piézométriques mesurées au piézomètre de Viemme (données CILE). Les hauteurs piézométriques y sont mesurées depuis 1931 selon un pas de temps mensuel.

La Figure 81 présente l'évolution de la variation interannuelle de la hauteur piézométrique au piézomètre de Viemme ainsi que la recharge estimée par le modèle EPICgrid. On peut observer la concordance de phase entre les variations de hauteur piézométrique et l'importance de la recharge : les augmentations du niveau piézométrique observées correspondent à des séquences temporelles durant lesquelles la recharge de la nappe simulée est importante alors que les diminutions de niveau piézométrique correspondent à des périodes de faible recharge. Il faut rappeler que l'effet des pompages qui influencent le niveau piézométrique n'est pas représenté dans le modèle. Ceci limite les possibilités d'exploitation de cette information. En tout état de cause, on peut souligner que la dynamique de la recharge de la nappe semble être correctement représentée par le modèle EPICgrid.



Figure 81 : Evolution de la variation interannuelle de la hauteur piézométrique au piézomètre de Viemme et recharge annuelle estimée par le modèle EPICgrid

7.2.3 Résultats des simulations

L'influence du niveau de discrétisation des pratiques agricoles sur le lessivage d'azote vers les eaux souterraines est évalué au travers de la réalisation de deux simulations prospectives (jusqu'en 2027). La première simulation est réalisée avec les pratiques agricoles (successions culturales et apports azotés) établies sur base des statistiques régionales et utilisées pour la modélisation régionale. La seconde simulation considère les pratiques agricoles « locales » déterminées sur base du SIGEC, des statistiques communales et des conseils de fertilisation prodigués par Nitrawal aux agriculteurs de la zone de prévention.

L'effet du scénario de pratiques agricoles (« régional » ou « local ») sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire est présenté à la Figure 82. Les concentrations en nitrate des eaux de lessivage sont plus faibles avec les pratiques agricoles « locales » qu'avec les pratiques agricoles « régionales » ; la variation de concentration étant de l'ordre de 20 % (légèrement plus faible pour le scénario climatique « High »).

La distribution spatiale des concentrations calculée pour l'horizon temporel 2016-2027 pour les deux scénarios de pratiques agricoles et pour les deux scénarios climatiques (« High » et « Low ») est présentée à la Figure 83. On notera que :

• la majorité des mailles appartenant à la zone de prévention des galeries de Hesbaye présentent des concentrations comprises entre 41 et 50 mg NO₃/l avec le scénario de pratiques agricoles « régional » ; ces mêmes concentrations, estimées avec le scénario de pratiques agricoles « local » sont majoritairement comprises entre 26 et 40 mg NO₃/l ;

• les zones présentant les concentrations les plus faibles sont les mêmes pour les deux scénarios de pratiques agricoles et correspondent aux zones urbaines (rappelons que les aspects liés à la pollution domestique ne sont pas pris ici en considération) ;

• la distribution spatiale des zones présentant les concentrations en nitrate les plus élevées est également semblable pour les deux scénarios ;

 les concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire estimées avec le scénario climatique « Low » sont légèrement plus faibles que celles calculées avec le scénario climatique « High ».



Figure 82 : Modèle EPICgrid - Effet du scénario de pratiques agricoles sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire - Zone de prévention des galeries de Hesbaye



Figure 83 : Distribution spatiale des concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire estimées pour l'horizon temporel 2016-2027 pour les scénarios de pratiques agricoles « régional » et « local » - Scénarios climatiques « High » et « Low »

7.2.4 Discussions des résultats

Les simulations réalisées sur la zone de prévention des galeries de Hesbaye montrent que les pratiques agricoles ont un impact non négligeable sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage.

L'utilisation dans les simulations de pratiques agricoles régionales « moyennes », établies sur base de statistiques régionales, permet d'obtenir une image réaliste de l'impact de l'agriculture sur la qualité des eaux. Cependant, pour affiner les résultats de la modélisation à l'échelle locale, une maîtrise de la disparité spatiale (et temporelle) des pratiques agricoles est nécessaire.

Le cas d'étude présenté ici pour la zone de prévention des galeries de Hesbaye se veut illustrer l'importance de cette maîtrise des pratiques locales.

Les résultats du scénario de pratiques agricoles « locales » doivent cependant être pris avec précautions car ils reposent sur de nombreuses hypothèses simplificatrices, notamment :

• distribution homogène des types de culture sur la zone ;

• respect des conseils de fertilisation Nitrawal, du PGDA2, ...

• application des règles de « bonnes pratiques » : fractionnement de la fertilisation minérale, réduction de la fertilisation minérale de la culture qui suit une CIPAN, ...

L'augmentation de la précision des résultats fournis par le modèle nécessiterait idéalement une collecte d'informations directement auprès des agriculteurs. Si cette démarche est impossible à mettre en œuvre à l'échelle de la Région wallonne, elle peut s'avérer très intéressante pour une approche ciblée sur une problématique locale (protection de captages, par exemple).

7.3 Modélisation de scénarios de modification des pratiques agricoles

7.3.1 Construction des scénarios

Une modification des pratiques agricoles peut s'avérer nécessaire pour atteindre un objectif de qualité des eaux. La modélisation peut être utilisée pour évaluer l'efficacité des mesures préconisées.

Différents scénarios de modifications des pratiques agricoles peuvent être élaborés. Nous proposons, ici, à titre exemplatif, de tester l'impact de trois scénarios sur la qualité de la recharge au doit de la zone de prévention des galeries de Hesbaye.

Le premier scénario, appelé « scénario 2/3 céréale », est identique au scénario testé pour 4 masses d'eau de surface. Ce scénario privilégie les rotations induisant le lessivage d'azote le moins élevé identifiées au Point 6.4.2.1.b comme étant les rotations du type « tête de rotation – céréale – céréale ».

Le deuxième scénario considère une réduction de la fertilisation minérale de 30 kg N/ha.an appliquée à chaque culture (prairie y-compris). Ce scénario est appelé « scénario -30 kg Nmin ».

Enfin, le troisième scénario est basé sur une extensification de l'agriculture pratiquée sur la zone et considère une reconversion des terres de culture en prairie (prairie de fauche). Il est appelé par la suite « scénario prairie de fauche ».

L'impact de ces trois scénarios sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage est analysé au travers la réalisation de simulations prospectives (jusqu'en 2027); la modification des pratiques agricoles proposée par chaque scénario étant mise en place en 2011.

7.3.2 Résultats

La Figure 84 présente la variation de la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire induite par les différents scénarios de modification des pratiques agricoles, exprimée par rapport au scénario de référence établi sur base des pratiques de la zone. On peut noter que :

• la réduction de concentration en nitrate engendrée par le scénario « 2/3 céréales » est relativement faible (moyenne 2016-2027 de 7 % pour le scénario climatique « High » et de 11 % pour le scénario climatique « Low ») ; ceci s'expliquant par le fait que le scénario « 2/3 céréales » ne modifie que faiblement les successions culturales actuellement présentes sur la zone ;

• le scénario « -30 kg Nmin » qui suppose une réduction de la fertilisation minérale azotée de 30 kg N/ha.an engendre une diminution des concentrations de l'ordre de 20 % (moyenne 2016-2027 de 18 % pour le scénario climatique « High » et de 22 % pour le scénario climatique « Low ») ;

• le scénario « prairie de fauche » est comme on peut s'y attendre le plus efficace en matière de réduction des pertes en azote, avec une réduction de celles-ci de l'ordre de 50 % (moyenne 2016-2027 de 54 % pour le scénario climatique « High » et de 47 % pour le scénario climatique « Low »).

La Figure 85 présente la distribution spatiale des concentrations en nitrate, à la base de la zone racinaire, estimées pour l'horizon temporel 2016-2027 pour les différents scénarios de modification des pratiques agricoles et pour les scénarios climatiques « High » et « Low ».



Figure 84 : Modèle EPICgrid – Impact par rapport au scénario de référence de scénarios de pratiques agricoles sur la concentration en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire – Zone de prévention des galeries de Hesbaye



Figure 85 : Distribution spatiale des concentrations en nitrate, à la base de la zone racinaire, estimées pour l'horizon temporel 2016-2027 pour les différents scénarios de modification des pratiques agricoles - Scénarios climatiques « High » et « Low »

7.3.3 Combinaison des scénarios

La zone de prévention des galeries de Hesbaye est composée d'une zone de prévention rapprochée (zone IIa ⁶) et d'une zone de prévention éloignée (zone IIb ⁷) (Figure 86).

Les objectifs de qualité des eaux de lessivage souhaitées pour la zone de prévention peuvent être atteints par la mise en œuvre de mesures à l'échelle de l'entièreté de la zone mais pourraient également faire l'objet de mesures différentiées entre les deux zones.

Le Tableau 35 présente les concentrations moyennes en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire obtenues par combinaison des différents scénarios de pratiques agricoles sur les zones de prévention IIa et IIb. Selon les scénarios testés et les hypothèses qui les sous-tendent, plusieurs options de pratiques agricoles pourraient conduire à une concentration des eaux de lessivage inférieure à 25 mg/l. Si l'on se place dans les conditions climatiques les plus défavorables (scénario climatique « High »), une concentration moyenne en nitrate inférieure à 25 mg/l sur la zone pourrait être atteinte avec le scénario « prairie de fauche » appliqué à toute la zone mais également par une combinaison de scénarios :

 scénario « prairie de fauche » sur la zone IIa et scénario « 2/3céréales » sur la zone IIb ;

 scénario « prairie de fauche » sur la zone IIa et scénario « -30 kg Nmin » sur la zone IIb ;

• scénario « prairie de fauche » sur la zone IIb et scénario au choix (parmi ceux testés) sur la zone IIb.

⁶ La zone de prévention rapprochée (Zone IIa) : zone à l'intérieur de laquelle une pollution transportée par les eaux souterraines pourrait atteindre le captage en 24 heures.

⁷ La zone de prévention éloignée (Zone IIb) : zone à l'intérieur de laquelle une pollution transportée par les eaux souterraines pourrait atteindre le captage entre 1 et 50 jours.



Figure 86 : Zone de prévention des galeries de Hesbaye : zone de prévention rapprochée (zone IIa) et zone de prévention éloignée (zone IIb)

Tableau 35 : Concentrations moyennes en nitrate des eaux de lessivage à la base de la zone racinaire obtenues par combinaison des différents scénariosde pratiques agricoles sur les zones de prévention IIa et IIb

Scénario climatique "High"

Zone a	Référence Base de données "zone	Scénario "2/3 céréales"	Scénario "-30 kg Nmin"	Scénario "Prairie de		
Zone b	de prévention"		_	lauche		
Référene					Conc.	NO3 (mg/l)
Scénario "2/3 céréales"						
Scénario "-30 kg Nmin"						< 10
Scénario "Prairie de fauche"						
Scénario climatique "Lo	w"				, –	11 - 25 26 - 40
Zone a	Référence Base de données "zone	Scénario "2/3 céréales"	Scénario "-30 kg Nmin"	Scénario "Prairie de fauche"		41 - 50
	de prevention					. 50
Reference						> 50
Scénario "2/3 céréales"						
Scénario "-30 kg Nmin"						
Scénario "Prairie de fauche"						

7.4 Conclusion et perspectives

La modélisation ciblée sur la zone de protection des galeries de Hesbaye a permis de montrer l'importance des pratiques culturales locales sur les pertes en azote. Une amélioration des simulations nécessiterait de pouvoir collecter ces pratiques directement auprès des agriculteurs de la zone. Les pratiques qu'il serait intéressant de collecter concernent :

- la fertilisation minérale : type d'engrais, dose par culture, fractionnement ;
- la fertilisation organique : type d'effluent, date d'apports, quantités appliquées ;

• la conduite des opérations culturales : dates de semis, de labour, type de travail du sol ;

• l'utilisation des CIPAN : type, date de semis / destruction, fertilisation de la culture suivante ;

• les successions culturales pratiquées.

Il a également été montré que le modèle EPICgrid permet d'évaluer l'impact de différents scénarios de pratiques agricoles sur la qualité de la recharge. Les trois exemples présentés ne sont pas exhaustifs et d'autres scénarios pourraient être redéfinis en concertation avec les décideurs et les acteurs locaux. Ces scénarios peuvent prendre en compte des aspects très diversifiés : successions culturales, fertilisation, conduite de la culture (travail du sol simplifié, culture bio, ...), CIPAN, ... et peuvent être combinés entre eux selon différents découpages géographiques, tel qu'illustré au point précédent.

8 Fourniture de données

8.1 Etats des lieux

Les résultats EPICgrid_Qualvados 2, intégrant la prise en compte de la CNOSW, ont été fournis à la SPGE pour les masses d'eau de surface de l'Escaut et de la Meuse en vue de l'actualisation des Etats des lieux.

8.2 Rapportage EIONET-WISE

Les données suivantes ont été transmises en octobre 2010, à la demande de Mr. Brahy, dans le cadre du rapportage EIONET-WISE :

- les précipitations annuelles et mensuelles par bassin hydrographique présent sur le territoire wallon (Escaut, Meuse, Rhin, Seine) et par province ;
- l'évapotranspiration potentielle (méthode de Penman) par bassin hydrographique présent sur le territoire wallon (Escaut, Meuse, Rhin, Seine) et par province ;
- l'évapotranspiration réelle (calcul EPICgrid) par bassin hydrographique présent sur le territoire wallon (Escaut, Meuse, Rhin, Seine) et par province ;
- les caractéristiques principales des stations pluviométriques utilisées pour produire les données ci-dessus ;

et ce pour la période 1996-2005.

8.3 Rapport à l'Europe

A la suite d'une demande de Mr. Brahy, les données suivantes ont été préparées et envoyées à l'Administration en mars 2011 :

 l'évolution des concentrations en nitrate des flux directs vers les eaux de surface (ruissellement + hypodermique rapide + hypodermique lent), exprimées par rapport aux concentrations de 1991. Les données sont fournies sur base du regroupement des bassins ORI en sous-secteurs et pour la période 1971-2010 ; ne disposant toujours pas des données météorologiques de l'IRM pour la période 2006-2010, les résultats 2006-2010 ont été produits avec une météo fictive (1978-1982).

La Figure 87 et la Figure 88 illustrent, pour exemples, les résultats fournis pour le bassin de l'Amblève et de la Dyle.



Figure 87 : Modèle EPICgrid - Concentration en nitrate des flux directs vers les eaux de surface par rapport aux concentrations de 1991 - Bassin de l'Amblève



Figure 88 : Modèle EPICgrid - Concentration en nitrate des flux directs vers les eaux de surface par rapport aux concentrations de 1991 - Bassin de la Dyle

8.4 Préparation de données d'entrée (eau et nitrate) pour la modélisation « eaux souterraines » réalisées dans le cadre du projet Synclin'eau

Dans le cadre du projet Synclin'eau, l'équipe du Professeur Dassargues (ULg) développe un modèle « eaux souterraines » pour les masses d'eau RWM021, RWM011 et RWM012. La première application de ce modèle a été réalisée avec comme inputs des flux d'azote fixés de manière relativement arbitraire.

A la demande de la SPGE, un lien avec le modèle EPICgrid a été établi de manière à injecter dans ce modèle des données d'apports plus réalistes. Ainsi, des valeurs mensuelles des flux d'eau et d'azote à 4 m pour la période 1971-2005 ont été transmises à l'équipe du Professeur Dassargues selon un maillage kilométrique couvrant l'ensemble de la zone modélisée dans le cadre du projet Synclin'eau.

9 Conclusion

Le modèle hydrologique EPICgrid, développé dans le cadre de précédentes conventions de recherche (PIRENE, Qualvados1) permet de simuler, à l'échelle de la Région wallonne, 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 convention, des développements complémentaires ont été apportés au modèle EPICgrid afin d'améliorer sa représentativité. Ainsi :

• la carte numérique d'occupation du sol de Wallonie (CNOSW) a été intégrée au modèle améliorant, de ce fait, la spatialisation de l'occupation du sol ;

les résultats récents des campagnes APL ont été pris en compte ;

• les mesures agri-environnementales (intercultures et bandes enherbées) ont été intégrées dans la modélisation EPICgrid. Un module permettant de modéliser l'impact des bandes enherbées sur la réduction des apports de nutriments et de sédiments vers les eaux de surface a été développé. La modélisation des intercultures a été améliorée et un module permettant une destruction du couvert par le gel a été introduit.

En outre, la mise à jour des bases de données du modèle a été réalisée afin de permettre une actualisation des données nécessaires pour les différents rapportages.

Une synthèse des données nécessaires afin d'améliorer la prise en compte du phosphore par le modèle EPICgrid a été réalisée.

Le modèle EPICgrid a été utilisé pour réaliser différentes études de sensibilité relatives aux mesures mises en œuvre dans le cadre du plan de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) ou préconisées dans les plans de gestion de la Directive-cadre Eau.

Dans ce cadre, une étude de sensibilité quant aux facteurs influençant l'efficacité des bandes enherbées a été réalisée et l'efficacité de ce dispositif a été évaluée à l'échelle de la masse d'eau de surface.

Le modèle EPICgrid a également été utilisé pour simuler l'impact, aux différentes dates butoirs de la Directive cadre sur l'Eau (jusqu'en 2027), du programme de mesures actuellement mis en œuvre par la Région wallonne, à savoir, le Programme de Gestion Durable de l'Azote (PGDA), les mesures agri-environnementales et l'implantation de bandes enherbées. Pour ce faire, des hypothèses concernant à la fois l'évolution du climat et l'évolution des pratiques agricoles ont été posées. Les pratiques agricoles ont été considérées comme équivalentes aux pratiques actuelles (2005) ; l'incertitude sur le climat a été prise en compte via l'utilisation de deux scénarios extrêmes proposés par l'IRM et la KUL.

L'effet des législations mises en place par les décideurs politiques sur les indicateurs de pression a été montré. Sur base des hypothèses posées, ces mesures induiraient une diminution des pressions dans certains contextes agro-pédo-climatiques qui ont été cartographiés. Enfin, l'ampleur des réductions de pression (et donc des réductions des indicateurs d'état à long terme) a été estimée.

L'efficacité de mesures complémentaires a également été évaluée au travers la réalisation de différents scénarios : scénario 100% CIPAN en zones vulnérables et scénarios d'extension des zones vulnérables.

Enfin, l'impact d'une modification des pratiques agricoles sur les pertes d'azote vers les eaux de surface a été évaluée tant à l'échelle de la masse d'eau de surface qu'à l'échelle d'une zone de prévention de captage.

Au cours de cette dernière phase de l'étude, la résolution spatiale du modèle a été ramenée à 250m et une prise en compte plus fine des pratiques agricoles a été implémentée. Particulièrement, les conseils Nitrawal ont fait l'objet d'une modélisation de référence. Au départ de cette modélisation de référence, différents scénarios de pratiques agricoles ont été modélisés : une réduction des engrais minéraux, une augmentation de la production céréalière, ainsi qu'un scénario plus extrême de couverture exclusive par prairie de fauche.

La distribution spatiale de la pollution diffuse a été présentée pour chaque scénario et différentes combinaisons spatiales de ces scénarios ont fait l'objet de modélisations.

Il en ressort que le modèle EPICgrid est à même de représenter des pratiques agricoles à une échelle spatiale fine, pour autant que ces pratiques soient documentées et offre ainsi une aide à la gestion optimale des zones de prévention de captage en matière de pollution diffuse d'origine agricole.

Bibliographie

Altier L.S., Lowrence R., Williams R.G., Inamdar S.P., Bosch D.D., Sheridan J.M., Hubbard R.K., Thomas D.L. (2002). Simulator for Ecological Processes in Riparian Zones. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Conservation Research report 46.

Besnard A., Le Gall A. (2000). Les cultures fourragères intermédiaires : pièges à nitrates et fourrages d'appoint ?. Fourrages 163, p. 293-306.

Borgers N., Vandenberghe C., Marcoen J.M. (2007). Des pratiques agricoles aux reliquats en azote nitrique des sols en région wallonne. Collaboration scientifique entre l'Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique agricole et le Groupe de Recherche en Environnement et Ressources Azotées dans le cadre de l'Evaluation des mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse d'origine agricole et domestique sur la qualité des masses d'eau de surface et souterraines de la région wallonne à l'aide du modèle EPICgrid-PIRENE (Convention RW-SPGE). Gembloux : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, 76 p.

Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2005). Tableau de Bord de l'Environnement wallon 2005. MRW – DGRNE, Namur, 160pp.

Colard F., Coordonnier H, Feltz N., Maugnard A., Bielders Ch, Degré A. (2011). Convention de recherche d'intérêt générale Gestion Intégrée Sol Erosion Ruissellement - Rapport final. <u>http://hdl.handle.net/2268/90466</u>

Coordonnier H., Bielders Ch. (2008). Etat des LIeux de la Protection des SOLs agricoles en région wallonne (ELIPSOL). Rapport de Convention DGO3-UCI. Unité de Génie rural. Université catholique de Louvain. 11p et annexes.

Daniels R. B., Gilliam J. W. (1996). Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters. Soil Science Society of America Journal, vol. 60, no 1, p. 246-251.

Deletic A. (2001). Modelling of water and sediment transport over grassed areas. Journal of Hydrology 248., 168-182.

Demarcin P., Degré A., Smoos A., Dautrebande S. (2009). Projet ERRUISSOL. Cartographie numérique des zones à risque de ruissellement et d'érosion des sols en Région wallonne. Rapport final de Convention DGO3-FUSAGx. Unité d'Hydrologie & Hydraulique agricole. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. 55 p et annexes.

Dosskey M. G., Helmers M., Eisenhauer D. E., Franti T. G., Hoagland K. D. (2002). Assessment of Concentrated Flow through Riparian Buffers. Journal of Soil and Water Conservation, vol. 57, no 6, p. 336-343.

Duval J. (1992). La phacélie. Publication AGRO-BIO-350-03. Ecological Agriculture Projects, McGill University (Canada). <u>http://eap.mcgill.ca/agrobio/ab350-03.htm</u>

Foster G.R., Young R.A., Neibling W.H. (1985). Sediment composition for nonpoint source pollution analyses. Transactions of the ASAE 28(1), pp. 133-146.

Gillijns K., Govers G., Poesen J., Mathijs E., Bielders Ch. (2005). Erosion des sols en Belgique : Etat de la question. Cahier N° 10 de l'IRGT (Institut royal pour la Gestion durable des ressources naturelles et la Promotion des Technologies propres, ASBL), 73 pp.

Hallet V., 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. 46pp. et annexes.

Hénault C., Germon J.C. (2000). NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. European Journal of Soil Science 51:257-270.

Holvoet K. (2006). Monitoring and modelling the dynamic fate and behaviour of pesticides in river systems at catchment scale. PhD thesis. Ghent University. Belgium. 242 p.

Jones C.A., Cole C.V., Sharpley A.N., Williams J.R. (1984). A simplified soil and plant phosphorus model, I. Documentation. Soil Sci. Soc. Am. J. 48 (4), 800-805.

Knisel W.G. (1980). CREAMS : a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report n°26, U. S. Department of Agriculture, Washington D. C. 643 pp.

Labreuche J. (2008). La destruction mécanique des cultures intermédiaires par roulage et ébousage, communication Journée Greenotec. Arvalis Institut du Végétal.

Laime S., Dautrebande S. (1995). Projet pilote CARHY - Rapport final. Unité d'Hydraulique Agricole, FUSAGx, 164p. et annexes.

Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R. (1995). Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison d'espèces, Perspectives Agricoles, 206, Azote et interculture, XXXVIII – XLIX.

Lowrance R., Altier L.S., Williams R.G. (2000). REMM: The riparian ecosystem management model. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 55, No. 1, pp. 27-42.

Marchetti R., Donatelli M., Spallacci P. (1997). Testing Denitrification Functions of Dynamic Crop Models. Journal of Environmental Quality 26, p. 394-401.

Munoz-Carpena R., Parsons J.E., Gilliam J.W. (1999). Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. Journal of Hydrology. 214(1-4), 111-129.

Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., King K.W. (2002). Soil and Water Assessment Tool User's Manual : Version 2000. Texas Water Resources Institue : College Station. Texas. 438 p.

Newham L.T.H., Rutherford J.C., Croke B.F.W. (2005). A conceptual model of particulate trapping in riparian buffers, CSIRO Land and Water Technical Report 21/05. CSIRO Land and Water, Canberra.

Ntegeka V., Willems P. (2008). « CCI-HYDR Perturbation Tool: a climate change tool for generating perturbed time series for the Belgian climate", Manual, K.U.Leuven – Hydraulics Section & Royal Meteorological Institute of Belgium, December 2008, 7p.

Pohlert T., Huisman J.A., Breuer L., Frede H.G. (2005). Modelling of point and non-point source pollution of nitrate with SWAT in the river Dill, Germany. Advances in Geosciences, 5, p.7–12.

Projet InteregIII MESAM. Les couverts végétaux d'interculture. <u>http://www.nord.chambagri.fr/PAGES/53_180/couverts%20v%C3%A9g%C3%A9taux.pdf</u>

Rassam D., Pagendam D., Hunter H. (2005). The Riparian Nitrogen Model (RNM) – Basic Theory and Conceptualisation - Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology Technical Report 05/9. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.

Singh, A., Rudra, R., Yang, W., Gharabaghi, B., Lowrance, R.R., Diluzio, M. (2007). Swatremm interface for modeling effects of riparian buffer system on sub-basin hydrology. Transactions of the ASABE.

Smitz J., Everbecq E., Deliège J.F., Descy J.P., Wollast R., Vanderborght J.P. (1997). Pégase, une modélisation et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. Tribune de l'Eau. 588 (4), 73-82.

Sohier C., Degré A., Dautrebande S. (2008). Evaluation des mesures prises pour réduire les incidences de la pollution diffuse d'origine agricole et domestique sur la qualité des masses d'eau de surface et souterraines de la Région wallonne à l'aide du modèle EPICgrid. « Projet Qualvados ». Rapport final de Convention DGRNE-SPGE-FUSAGx. Unité d'Hydrologie & Hydraulique agricole. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. 145p et annexes.

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.

Steegen A., Govers G., Takken I., Nachtergaele J., Poesen J., Merckx R. (2001). Factors controlling sediment and phosphorus export from two belgian agricultural catchments. J. Environ. Qual. 30, 1249-1258.

Tavernier R., Maréchal R. (1972). Carte des Associations des Sols 1:500.000. Atlas de la Belgique, feuilles IIA et IIB, Bruxelles, Belgique.

Vagstad N., Andersen H.E., Iital A., Jansons V., Kyllmar K., Rekolainen S., Tumas R., Deelstra J. (2005). Phosphorus losses in agricultural catchments in the Nordic and Baltic region, 35-40. In : Tools for assessing phosphorus loss from nordic agriculture. Heckrath G. et al, Eds, TemaNord 2005 : 583.

Vandenberghe C., Bontemps P-Y., Benoit J., Hulpiau A., Marcoen J.M. (2008). *Survey Surfaces Agricoles. Etablissement des APL de référence 2007.* Dossier GRENeRA **07-04,** 24 p. *In* Marcoen J.M., Vandenberghe C., Bontemps P-Y., Benoit J., Hulpiau A. (2008). *Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture wallonne - Rapport d'activités annuel intermédiaire 2007.* Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

Vandenberghe C., Marcoen J.M. (2008). Survey Surfaces Agricoles. Etablissement des APL de référence 2008. Dossier GRENeRA **08-02**, 35 p. *In* Marcoen J.M., Lambert R., Vandenberghe C., Detoffoli M., Benoit J., Deneufbourg M. (2009). Programme de gestion durable de l'azote en agriculture wallonne – Rapport d'activités annuel intermédiaire 2008 des membres scientifiques de la Structure d'encadrement Nitrawal. Faculté Universitaire des Sciences Agronomique de Gembloux et Université catholique de Louvain, 61p + annexes

Vanderheyden V., Scokart P. (1997). Quantification pour les eaux de surface de wallonie, des apports en nutriments issus de l'activité agricole. Rapport I.S.O.- I.R.C., Tervuren, Min. Classes moy. et Agriculture. 81 pp.

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.