



HAL
open science

**ECCOTER : Les mesures agroenvironnementales à enjeu
“eau/pesticides” : évaluation environnementale et
économique de l’impact de modifications des pratiques
agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios
d’évolution. Programme évaluation et réduction des
risques liés à l’utilisation des pesticides APR 2009 :
rapport final 2014**

Françoise Vernier, Odile Leccia, Jean-Marie Lescot, Sebastien Minette, V
Kuentz, C. Scordia, K. Tinland, S. Rousset, Laurence L. Guichard, Françoise
Vernier, et al.

► **To cite this version:**

Françoise Vernier, Odile Leccia, Jean-Marie Lescot, Sebastien Minette, V Kuentz, et al.. EC-COTER : Les mesures agroenvironnementales à enjeu “eau/pesticides” : évaluation environnementale et économique de l’impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d’évolution. Programme évaluation et réduction des risques liés à l’utilisation des pesticides APR 2009 : rapport final 2014. [Rapport de recherche] irstea. 2014, pp.50. hal-02600282

HAL Id: hal-02600282

<https://hal.inrae.fr/hal-02600282>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L’archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d’enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



ECCOTER

Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution.

Agro-environmental action plans for reducing pesticides in freshwaters: economic and environmental assessment of the impact of agricultural practices changes using integrated modeling and scenarios analysis.

Programme Evaluation et réduction des
risques liés à l'utilisation des Pesticides

APR 2009

Rapport final - Juin 2014

IRSTEA – unité ETBX
(Environnement territoires
et infrastructures) (ex-
adbx) - 50 Avenue de
Verdun – BP 3 – 33610
Cestas

Coordinateurs du projet :
Françoise Vernier et Sylvain
Rousset

Contact :
francoise.vernier@irstea.fr

Date : 19/06/2014

Numéro de contrat Ministère/ADEME/ONEMA : 1414/2010

Table des matières

Synthèse	3
Pour en savoir plus (quelques références).....	13
Résumés.....	14
Résumé court.....	14
Résumé long.....	15
Contexte général.....	15
Objectifs généraux du projet.....	15
Quelques éléments de méthodologie.....	15
Résultats obtenus.....	15
PERSPECTIVES	16
Abstract.....	17
Keywords	19

SYNTHESE

TITRE : Les mesures agroenvironnementales à enjeu «eau/pesticides» : Evaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution

Agro-environmental action plans for reducing pesticides in freshwaters: economic and environmental assessment of the impact of agricultural practices changes using integrated modeling and scenarios analysis.

ACRONYME : ECCOTER

ANNEES DE DEBUT - FIN DU PROJET : 2010-2014

RESPONSABLES SCIENTIFIQUES : Françoise Vernier et Sylvain Rousset

ORGANISME : IRSTEA – UNITE ETBX (ENVIRONNEMENT TERRITOIRES ET INFRASTRUCTURES)
(EX-ADBX) CENTRE DE BORDEAUX

MAIL : francoise.vernier@irstea.fr

LABORATOIRES ET AUTRES ORGANISMES PARTENAIRES :

1	Irstea, Unité ETBX, Environnement, Territoires et Infrastructures, (ex ADBX Aménités et Dynamiques des Espaces Ruraux)
2	UMR d'Agronomie INRA-AgroParisTech
3	Chambre régionale d'agriculture de Poitou-Charentes

MOTS – CLES

Mesures agroenvironnementales territorialisées (MAET)

Evaluation des politiques publiques (*ex ante*)

Modélisation intégrée

Coût-efficacité

Indicateurs spatialisés

Scénarios d'évolution de l'agriculture

EN QUELQUES MOTS :

Le projet développe une approche de modélisation intégrée, pour l'évaluation *ex-ante* de scénarios spatialisés de mise en place de mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) sur des territoires à enjeu eau/pesticides. Cette approche est basée sur un référentiel commun de description des milieux, des systèmes et des pratiques agricoles. Elle combine des indicateurs spatialisés (Indice de fréquence de traitement - IFT, Pression par matière active - PREMA, Arthur, indicateur composite développé par l'équipe), un modèle agro-hydrologique (SWAT) pour l'évaluation environnementale des scénarios, et un modèle bioéconomique pour le calcul des coûts privés associés. L'objectif est de pouvoir localiser à l'échelle du sous-bassin versant les scénarios les plus coût-efficaces.

CONTEXTE ET OBJECTIF

Le soutien à l'agroenvironnement avec les MAET a constitué un élément très important du Plan de Développement Rural National. La reconquête de la qualité des milieux lancée par la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau, le plan d'action sur les captages Grenelle et le plan Ecophyto 2018 sont autant de politiques publiques qui demandent des méthodes opérationnelles pour l'évaluation des plans d'action. La territorialisation maintenant affirmée de ces politiques, l'approche par scénarios pour la réalisation des plans d'action, la considération des coûts associés aux mesures proposées, plaident également pour des approches de modélisation intégrée et spatialisée que le projet Eccoter s'est attaché à développer.

Le projet se propose d'apporter des avancées méthodologiques sur les méthodes d'évaluation *ex-ante* de MAET à enjeu eau/pesticides. Son objectif est de développer une approche intégrée par modélisation (agro-hydrologique et bioéconomique) et indicateurs agro-environnementaux spatialisés, pour l'évaluation environnementale et économique de scénarios agricoles et l'appui à la décision publique. Ces scénarios, établis en concertation avec les acteurs locaux à partir de l'examen de mesures agro-environnementales à enjeu « qualité de l'eau/pesticides », combinent la mise en œuvre localisée de mesures agro-environnementales, des changements de système ou de pratiques et la mise en place d'aménagements (bandes enherbées et localisation de prairies).

METHODES

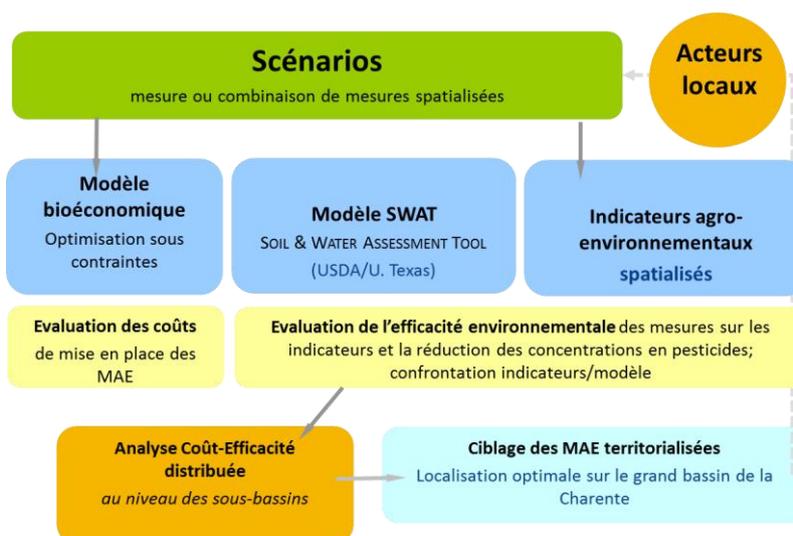


Figure 1 : démarche générale

L'approche intégrée (figure 1), sur la base d'une description commune et à la même échelle spatiale des milieux et des pratiques, permet de coupler des indicateurs agroenvironnementaux spatialisés et une modélisation agro-hydrologique semi-distribuée (SWAT) pour l'évaluation de l' « efficacité » environnementale de scénarios d'évolution de l'agriculture, avec mise en place de mesures agro-environnementales, sur un territoire à enjeu eau-pesticides. Puis elle utilise la programmation mathématique pour le calcul des coûts privés associés à ces scénarios. Une approche typologique par type de sol, rotation et culture permet, dans une première étape, de modéliser les systèmes agricoles et les pratiques associées. Plusieurs scénarios d'évolution des systèmes et des pratiques agricoles sont définis en lien avec les acteurs locaux. Le scénario de référence correspond aux pratiques actuelles. Les scénarios alternatifs peuvent combiner deux scénarios élémentaires (par exemple, le scénario de référence et un scénario « tout MAET») ou encore localiser des MAET dans des zones sensibles, en pente et/ou en bords de cours d'eau. Les scénarios, traduits spatialement en successions culturales et pratiques associées, constituent une référence commune pour l'évaluation par les indicateurs et les modèles.

Des indicateurs de pression (par molécule), d'intensité des pratiques (IFT herbicide et hors herbicide) et de risque potentiel de transfert (indicateur Arthur et indicateur composite de risque potentiel de transfert à l'échelle du bassin versant intermédiaire, développé par l'équipe Irstea) sont calculés pour chaque scénario. Les indicateurs sont calculés à l'échelle de l'îlot RPG (Registre Parcelaire Graphique) puis agrégés à l'échelle du sous-bassin versant pour une analyse conjointe des résultats entre indicateurs et modèles. Le modèle agro-hydrologique SWAT intègre les pratiques spatialisées à l'échelle de l'unité de réponse hydrologique (HRU) via le programme GENLUI2 développé par l'équipe Irstea. Les transferts de dix molécules représentatives sont modélisés sur une période de 27 ans, les concentrations simulées étant calculées sur les dix dernières années. Les transferts et le devenir des molécules sont calculés en phase sol à l'échelle de la HRU, puis dans le cours d'eau. Le bilan hydrique et celui des flux se fait à l'échelle du sous-bassin. La même unité spatiale (HRU) est utilisée pour la modélisation des coûts privés associés, permettant ainsi d'identifier les scénarios les plus «coût-efficaces» vis-à-vis de la pression exercée sur la ressource (estimée par les indicateurs) et vis-à-vis des concentrations dans les cours d'eau calculées à partir des flux modélisés par le modèle SWAT.

PRINCIPAUX RESULTATS, NOTAMMENT POUR LES POLITIQUES PUBLIQUES, LIEN AVEC LE PLAN ECOPHYTO

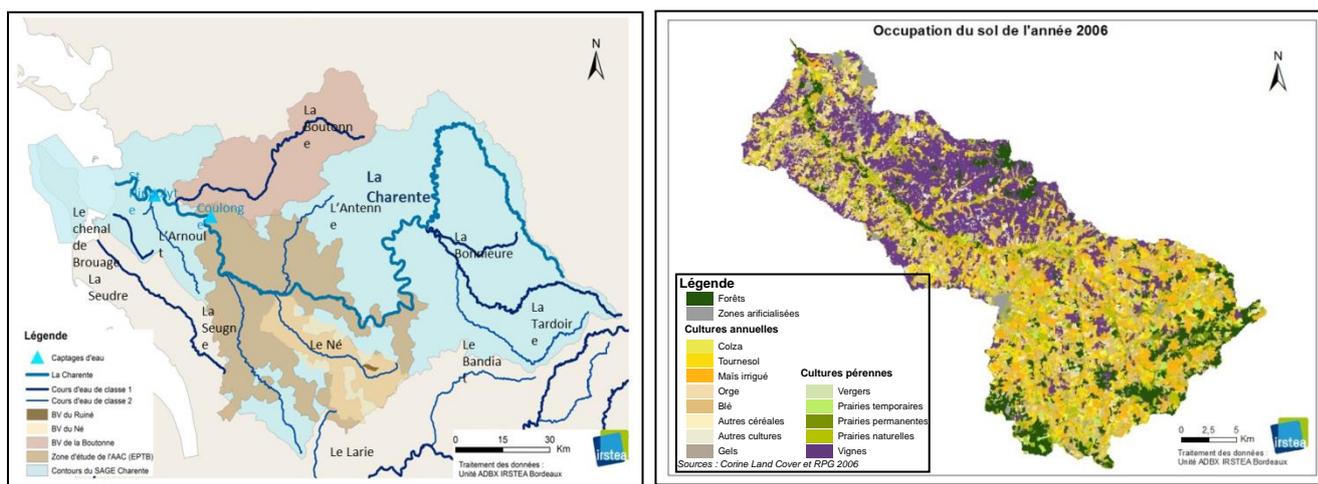


Figure 2 : bassins versants emboîtés (Ruiné, Né, Charente) et Occupation du sol du bassin du Né

Après une mise au point sur un petit bassin versant agricole (le Ruiné), la méthode a été appliquée complètement au bassin versant du Né (Charente) qui est une zone prioritaire d'action (MAET et captage Grenelle). Plusieurs scénarios ont été décrits et évalués (synthèse dans le tableau 1). Un scénario de référence a été défini avec, pour les trois grands types de sol présents, les successions culturales et la description complète d'un itinéraire technique (ITK) pour les cultures composant une succession. Un outil d'enregistrement des pratiques a été développé pour l'échange avec les acteurs locaux. Puis six scénarios alternatifs ont été décrits, avec mise en place de mesures à enjeu eau, Phyto04 et Phyto10 (voir tableau 1). Ces scénarios sont un compromis entre le souhait des acteurs de tester certaines hypothèses et le souhait de l'équipe de tester des scénarios diversifiés et tranchés pour développer la méthode. L'affectation de la rotation-type à chaque îlot présent sur la zone a été automatisée : il est tenu compte de la succession culturale observée (données RPG 2006-2010) et des rotations-type décrites par type de sol pour le scénario considéré.

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des différents scénarios testés

Scénario	Description du scénario	Modification des pratiques	Modification de l'assolement	Pourcentage d'application
S0	Scénario initial et de référence, efficacité des pratiques agricoles et simulation de l'occupation agricole du Bassin Versant du Né			100% du Bassin Versant
S9	Scénario considérant des conditions extrêmes, et donc des pratiques intensives	Fréquence supérieure des traitements phytosanitaires sur la succession culturale		100% du Bassin Versant
S1A	Combinaison des scénarios S0 et S2	Pratiques S0 et S2	Combinaison rotations du S0 et du S2	75% de la SAU en S0 et 25% en S2 (25% des Grandes Cultures et 25% des Vignes)
S2	Prise en compte des MAET FERTI_01-PHYTO_04 pour les Grandes Cultures et PHYTO_04 et phyto_10 pour la vigne	<u>Objectif MAEt pour l'inter rangs:</u> IFT Herbicide égal à 0 (phyto_10) <u>Objectif MAEt Grandes Cultures:</u> IFT Herbicide de 1,04 Ferti N : territoire maximum 140 UN/ha/an <u>Objectif MAEt Vigne:</u> IFT Herbicide de 0,56	Allongement des rotations soit avec 3 années de luzerne soit 1 année de pois de printemps	100% du Bassin Versant
S3	Con3Aversion d'une partie des surfaces de Vigne (Conventionnel ou MAET) en Vigne Biologique	Oui, mais pas d'ITK décrits pour le BIO, à part azote sous forme organique	Vigne Biologique et Vigne en Conventionnel	20% des vignes en Vigne Biologique, 80% en S0 (Vigne Conventionnel) Grandes Cultures en S0
			Vigne Biologique et Vigne MAET	20% des vignes en Vigne Biologique, 80% en S2 (Vigne MAET) Grandes Cultures en S2
S4	Conversion des surfaces en grandes cultures au bord des cours d'eau en prairies temporaires sous cahier des charges MAET	0 unité d'azote pour les prairies temporaires MAET	Introduction des prairies temporaires MAET	100% des surfaces en Grandes Cultures situées à moins de 20 mètres des cours d'eau, le reste en S0

	IFT			PREMA									
	Herbicide	Hors Herbicide	Azote	Glyphosate	S-metolachlore	Acetochlore	Isoproturon	Mancozebe	2-4-MCPA	Metaldehyde	Aclonifen	Chlorpyriphos-ethyl	Tebuconazole
S0	1,27	9,04	86,55	460,55	126,99	127,06	125,57	1548,48	31,64	47,07	240,77	130,38	52,14
S9	41,89	20,08	-0,12	120,56	39,89	0,04	12,82	0,00	0,00	69,58	-86,80	0,00	100,00
S1A	-6,40	-4,83	-3,32	-7,32	0,85	-23,39	-7	0,00	-2,40	-16,63	-11,47	-15,19	15,19
S2	-44,36	-31,93	27,09	-51,09	-5,92	Absence	Absence	0,00	-41,72	Absence	-84,08	-99,97	100,00
S3A	-3,98	-10,37	-3,52	-10,49	-0,04	0,01	0,02	-11,70	0,03	-0,01	-0,03	-11,69	-11,70
S3B	-47,11	-39,24	29,48	-56,82	-5,96	Absence	Absence	-11,70	-41,44	Absence	-84,09	-99,97	76,60
S4	-14,54	-2,30	15,24	-1,77	-17,10	-39,18	-14,61	0,00	-9,74	-27,08	-20,99	-0,01	0,00

Figure 3 : Résultats de l'efficacité environnementale des scénarios évaluée par les indicateurs

Un programme utilisant le logiciel R a été développé pour le calcul des indicateurs. Les résultats (figure 3) montrent qu'il est possible de discriminer significativement les scénarios à l'aide des indicateurs choisis, ce qui n'était pas évident a priori. Ce résultat reste à confirmer avec un nombre

plus important de scénarios, qui soient aussi moins tranchés (surface en MAET augmentée par tranche de 10%, par exemple). Les scénarios les plus efficaces (S2, « tout MAET » et S3B, tout MAET avec de surcroît 20% de la vigne en « bio ») permettent de réduire l'IFT herbicide respectivement de 44 et 47% tandis que l'IFT hors herbicide est réduit de 32 et 39%. Cette proportion tombe à 5 ou 10% si l'on introduit seulement 25% de MAET ou 20% de vigne bio. On verra cependant que la baisse assez faible de l'IFT pour ce scénario correspond ensuite à une baisse conséquente des concentrations dans le ruisseau, toutes molécules confondues. Le scénario S9, dit « intensif », puisqu'incluant des traitements phytosanitaires à une plus forte fréquence (chaque année), conduit à une augmentation de l'IFT herbicide de 40% et hors herbicide de 20%. La spatialisation des résultats (flot, sous-bassin) permet une meilleure localisation potentielle des mesures et conforte le choix de cette échelle spatiale du sous-bassin versant comme échelle commune de confrontation des résultats.

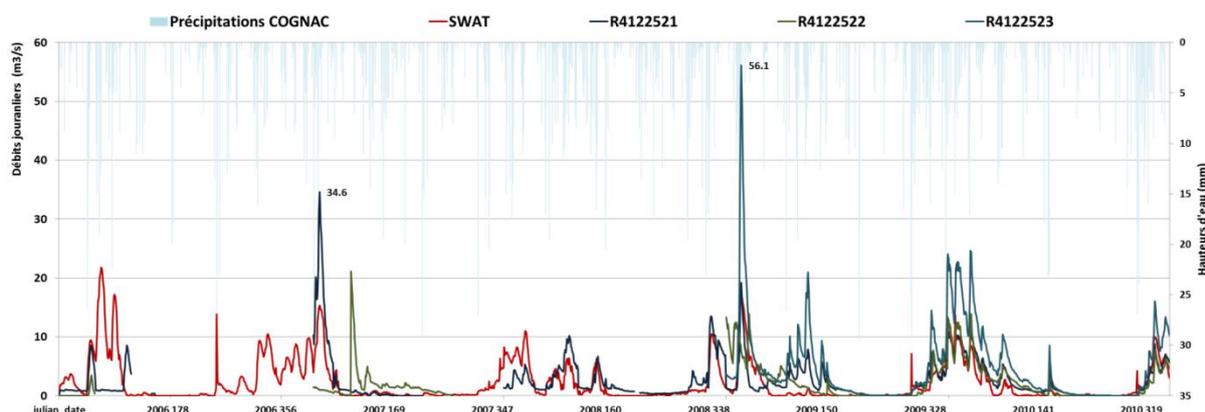


Figure 4 : Validation de 2006 à 2010 aux débits journaliers disponibles aux stations hydrométriques de la banque hydro (commune de Salles d'Angles)

Le modèle SWAT reproduit correctement les débits du Né (confrontation aux chroniques mesurées en figure 4) ainsi que le niveau de contamination dans le cours d'eau selon les données disponibles. Les scénarios les plus efficaces (S2 et S3B) permettent un gain d'environ 4 µg/l toutes molécules confondues contre un gain de 2,5 µg/l pour les scénarios intermédiaires (25% MAET) ou encore pour le scénario de localisation des prairies en bord de cours d'eau (S4) (cf. figure 5). En fonction de l'objectif, il est alors possible de localiser les scénarios les plus efficaces pour réduire l'IFT ou la pression en une molécule particulière, ainsi que l'impact correspondant sur les concentrations dans le cours d'eau. La complémentarité des outils est illustrée par les résultats des tableaux 3 et 5 : une réduction ou augmentation de la pression n'implique pas une réduction ou augmentation similaire des concentrations dans le cours d'eau.

Scénario	Glyphosate	S_meto-lachlore	2-4-MCPA	Aceto-chlore	Aclo-nifene	Chlorpy riphos ethyl	Isopro-turon	Manco-zebe	Metal-dehyde	Tebuconazole
S0	0.10	3.01	0.02	0.81	0.53	0.02	1.37	0.15	1.37	0.02
S2	0.08	2.17	0.00	Absence	0.08	0.00	Absence	0.08	Absence	0.04
S9	0.64	3.90	0.02	0.68	0.03	0.02	2.75	0.14	3.66	0.05
S1A	0.08	2.71	0.01	0.79	0.48	0.02	1.23	0.13	1.23	0.02
S3A	0.11	2.84	0.02	0.81	0.52	0.01	1.37	0.13	1.33	0.01
S3B	0.05	2.82	Absence	Absence	0.08	0.00	Absence	0.13	0.21	0.01
S4	0.10	2.70	0.02	0.81	0.50	0.02	1.33	0.13	1.23	0.02

Figure 5 : Résultats de l'efficacité environnementale des scénarios évaluée par le modèle SWAT (concentrations moyennes simulées à l'exutoire)

La modélisation bioéconomique a permis d'évaluer les coûts privés directs de mise en place des scénarios à l'échelle des sous-bassins et du bassin versant. Les coûts moyens annuels calculés varient entre 0 et 170 € par hectare de mesure implantée. La somme actualisée de ces coûts, calculée sur la période simulée par le modèle SWAT, a été mise en regard de leur efficacité évaluée vis-à-vis soit des objectifs intermédiaires de réduction des pressions polluantes (IFT), soit des objectifs finaux (baisse des concentrations à l'exutoire du bassin). Ainsi, les scénarios les plus «coût-efficaces» sont les scénarios S2 et S3B, suivis par les scénarios S1A (25% MAET) et S4 (prairies localisées en bord de cours d'eau). Ce classement n'intègre cependant pas les coûts publics de mise en place des mesures. Les coûts de transaction peuvent être considérés comme identiques entre scénarios et ne pas être pris en compte.

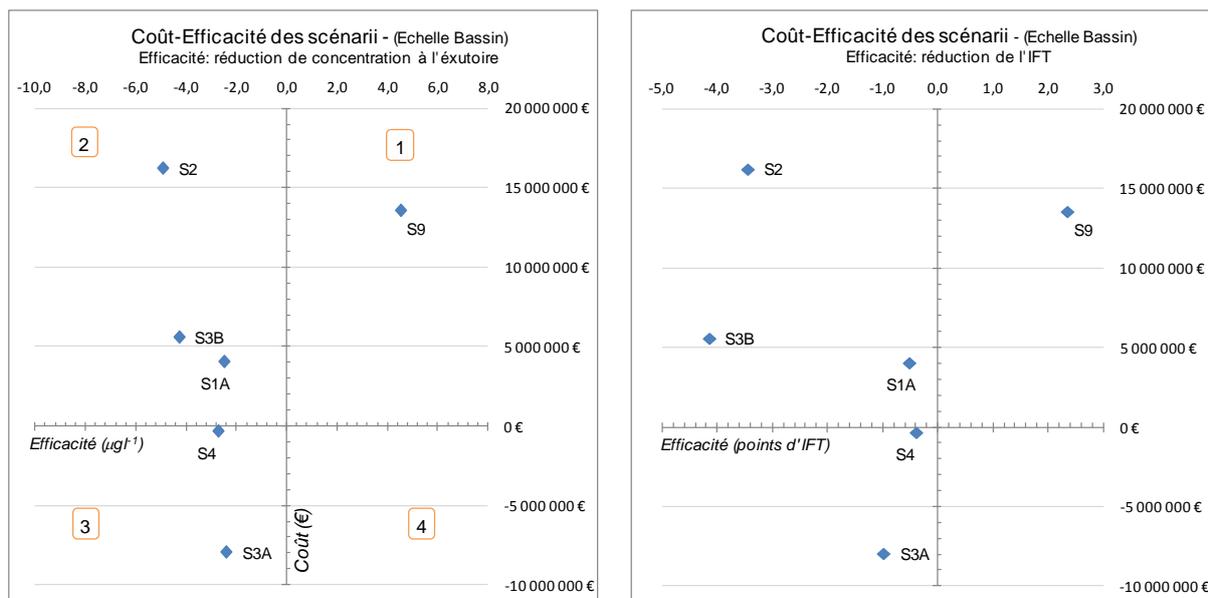


Figure 6 : Coût-efficacité des scénarios à l'échelle du bassin versant (réduction de concentration à l'exutoire et réduction de l'IFT)

Cette représentation graphique permet de représenter l'ensemble des scénarios pour leur coût et leur efficacité à réduire des pressions ou les concentrations en pesticides à l'exutoire du BV. Les scénarios intéressants d'un point de vue économiques seront ainsi dans les quart 1 et 2 à l'opposé des quarts 3 et 4. Les scénarios les plus efficaces seront dans les quarts 2 et 3. Les scénarios les plus coût-efficaces se retrouveront donc dans le quart 2.

PERSPECTIVES DE TRANSFERT :

La méthode et les outils développés sont actuellement mobilisés dans un contexte plus opérationnel d'appui à la mise en œuvre d'un programme d'action sur une zone d'aire d'alimentation de captage (AAC) Grenelle 2 et du schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE Charente). Ce projet, financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, a pour objectif une application de la méthode en appui aux programmes d'action et l'évaluation des possibilités de transfert aux gestionnaires locaux.

PERSPECTIVES DE RECHERCHE :

Les travaux menés sur un indicateur composite permettant de calculer un risque potentiel de transfert à l'échelle du bassin versant sont à poursuivre, notamment pour corriger la prégnance trop importante des variables structurelles mais la méthode nous paraît prometteuse (un article scientifique est en préparation). Cet enjeu de l'existence de risque potentiel de transfert vers les eaux calculable facilement à l'échelle du bassin versant intermédiaire est important pour la décision publique, comme cela a été confirmé par les représentants des ministères lors du séminaire de

restitution de Juin 2014.

Les développements réalisés en amont du calcul des indicateurs et de la modélisation, par exemple le programme permettant d'analyser les successions culturales du RPG et d'affecter à chaque ilot une rotation-type issue de l'analyse des systèmes sur la zone d'étude, ou encore de nouvelles rotations issues de systèmes innovants que l'on voudrait tester, pourraient également contribuer au développement d'outils plus génériques.

De même, le développement du programme GENLU qui permet d'intégrer dans le modèle SWAT la diversité des pratiques et des systèmes issus des scénarios, des recommandations sur le paramétrage et le choix des échelles spatiales pourraient contribuer à la création d'un guide méthodologique dédié à l'emploi du modèle SWAT dans ce contexte spécifique.

En ce qui concerne la partie bioéconomique, le côté intégratif de la méthode Eccoter est innovant et la synergie avec des travaux similaires dans d'autres contextes de bassin versant ou d'autres systèmes pourrait permettre là aussi une montée en généralité. L'ajout dans le modèle du calcul des coûts publics de mise en place des mesures, spatialisé aux mêmes échelles, serait un « plus » à apporter à la méthode (la remarque a également été faite par les décideurs lors du colloque de restitution).

Il peut enfin être envisagé à plus moyen terme une intégration de scénarios climatiques via la modélisation agro-hydrologique (jeu de données météo intégrant les scénarios du GIEC à l'échelle régionale ?). Ceci pourrait permettre d'utiliser la méthode présentée ici pour tester des systèmes innovants permettant une adaptation à un régime de pluies différent et à des épisodes de sécheresse plus fréquents, ou encore les conséquences du développement éventuel de ravageurs des cultures nécessitant des traitements phytosanitaires adaptés, à une échelle régionale ou de grand bassin versant.

VALORISATION DEJA REALISEE :

La méthodologie mise en œuvre dans le cadre du projet ECCOTER a été présentée à différents opérateurs lors de réunions de travail ; elle a été présentée dans différents séminaires (dont séminaire Polldiff'eau en 2013, tourné vers les décideurs et acteurs locaux) ainsi qu'à une journée d'échanges avec les acteurs locaux en Avril 2014 (St Hippolyte) qui a réuni une quarantaine de personnes. La valorisation commune avec nos partenaires institutionnels (agence de l'eau, chambres d'agriculture, établissement public de bassin) montrent leur implication dans ces travaux. Un séminaire de restitution Maeveau/Eccoter a été organisé en Juin 2014 sur le site de Bordeaux Sciences Agro par Irstea : il a réuni une soixantaine de personnes, scientifiques, administrations et acteurs de terrain sur trois demi-journées. Des articles de vulgarisation (revue bio, revue de l'agence de l'eau Adour Garonne) ainsi qu'un article dans la revue de l'Irstea se sont fait l'écho de ces travaux. Enfin, les travaux ont fait l'objet de communications dans des colloques scientifiques et des publications sont en cours.

RECOMMANDATIONS ET LIMITES EVENTUELLES :

Nos travaux ont montré la nécessité de disposer d'une information transversale et adaptée à l'échelle locale et régionale pour réaliser les couches d'information nécessaires (données de forçage - précipitations, températures minimale et maximale, ETP, rayonnement global- à deux stations au pas de temps journalier, MNT, réseau hydrographique, occupation du sol agricole, irrigation, ITK, sols agricoles et hydrologiques,...) ainsi que des données sur les pesticides et leurs caractéristiques. Si, sur le papier, toutes ces données sont censées être accessibles, dans la pratique, leur mobilisation et leur organisation en base de données demandent du temps et de l'énergie !

Il manque à l'échelle régionale une carte de l'occupation du sol par l'agriculture : plusieurs organismes (Inra, Irstea, chambres) ont développé des programmes qui permettent d'estimer correctement cette occupation du sol et les principales rotations culturales liées aux systèmes agricoles présents, chacun avec son regard ou son objectif. Une mise en commun de ces expériences

pourrait aboutir à un utilitaire complet et accessible par tous.

Il manque également un référentiel unique pour l'accès aux bases de données « pesticides », produits, matières actives, les données réglementaires et aussi physico-chimiques (caractéristiques des molécules...).

Enfin, il manque une organisation de cette information dans un entrepôt de données à l'échelle régionale, dont la structure et le contenu pourraient être définis en utilisant l'expérience des différents organismes. Des bases de données et des compétences existent notamment dans les instituts de recherche. Un projet d'envergure, suscité par les ministères, pour mettre en œuvre dans chaque région un jeu de données adapté serait le bienvenu.

L'existence d'une base de données adaptée à l'échelle régionale permettrait une mise en œuvre de méthodes d'évaluation ex-ante comme celle développée dans Eccoter mais aussi d'autres démarches complémentaires de zone « zoom ». Dans le contexte actuel, le test préalable d'hypothèses de mise en œuvre de mesures environnementales serait une aide pour les décideurs locaux, qui doivent décider quelles mesures seront les plus efficaces pour une reconquête de la qualité des milieux aquatiques dans un contexte budgétaire contraint.

Les limites des travaux sont liées à plusieurs facteurs :

- les limites techniques des outils mobilisés : le nombre des molécules dont on souhaite simuler les transferts car cela implique des conséquences sur la description des itinéraires techniques et la configuration du modèle SWAT en projets, le nombre d'objets spatiaux manipulés (taille de la zone d'étude), la marge d'incertitude liée aux modèles et aux données,
- une application à de plus nombreux scénarios et à de plus nombreux bassins versants est envisagée pour prouver l'efficacité de notre méthode dans un contexte autre que celui du développement méthodologique,
- la transférabilité des outils à des structures de gestion technique (EPTB, bureau d'étude ?) n'a pas été abordée dans ces travaux mais le sera dans le projet en cours (Modchar).

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

Publications scientifiques parues

VERNIER, F., MIRALLES, A., PINET, F., CARLUER, N., GOUY, V., MOLLA, G., PETIT, K. - 2013. EIS Pesticides: An environmental information system to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales. *Agricultural Systems*, vol. 122, p. 11-21 []

LESCOT, J.M. , BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O. - 2013. A spatially-distributed cost-effectiveness analysis framework for controlling water pollution . *Environmental Modelling & Software*, vol. 41, p. 107-122 []

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., LECCIA, O., PETIT, K. - 2013. Contrôle des pollutions diffuses par les pesticides : une approche coût-efficacité spatialement distribuée . *Economie Rurale*, n° 333, p. 123-150 []

BOITHIAS, L., SAUVAGE, S., SRINIVASAN, R, LECCIA, O., SANCHEZ-PEREZ, J. M. - 2014. Application date as controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events CATENA Volume: 119- 7p. ISSN: 0341-8162

COLLOQUES

Participations passées à des colloques

LESCOT, J.M., LECCIA, O., VERNIER, F. - 2013. Challenges for integrated assessment and Cost-Effectiveness analysis of mitigation measures for controlling water pollution . Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges. TWAM2013 International Conference 16/03/2013-20/03/2013, Aveiro, PRT. 5 p. []

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O., SANCHEZ PEREZ, J.M., SAUVAGE, S., PROBST, J.L. - 2011. Cost-effectiveness analysis for controlling water pollution by pesticides using SWAT and bio-economical modeling. 2011 International SWAT Conference Soil and Water Assessment Tool 15/06/2011-17/06/2011, Toledo, ESP. 16 p. []

VERNIER, F., LECCIA, O. , GALICHET, B. , KUENTZ, V., PETIT, K., SCORDIA, C., MINETTE, S., PAPIN, F., RETHORET, H. , PAULET, S., ESPALIEU, D. - 2013. Une méthode de modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à une zone à enjeu « pesticides» dans le bassin de la Charente. 43ème congrès du groupe français des pesticides 29/05/2013-31/05/2013, Albi, FRA. 2 p. []

VERNIER, F., ESPALIEU, D. - 2013. Modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à des zones à enjeux "eau" dans le bassin de la Charente. Séminaire Poll'diff eau 18/09/2013-19/09/2013, Paris, FRA. 1 p. []

LECCIA, O., VERNIER, F, GALICHET, B., 2013,. Modeling the dynamics of agricultural and practice changes with GENLU2 – a SWAT application. SWAT Conference, July 2013, International SWAT conference – Toulouse, F., 17/07/2013-19/07/2013.

LECCIA, O. , CHATELIER, M. 2014 Modélisation des transferts d'azote du sol à la nappe par couplage SWAT (Irstea) – MARTHE (BRGM) : application sur le bassin de la Boutonne. Juillet - Séminaire COTE & FLUX : Echanges / flux de nutriments et de contaminant entre les compartiments des écosystèmes et impact sur leur fonctionnement – Bordeaux 13p..

CHATELIER, M., LECCIA, O. VERNIER, F. BICHOT, F. 2013b. Modélisation spatialisée des transferts d'azote par couplage SWAT(IRSTEA) et MARTHE(BRGM) : exemple du bassin de la Boutonne. Page 8 in 19ème journées techniques du Comité Français d'hydrogéologie de l'Association Internationale des hydrogéologues, Les eaux souterraines : hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et évaluation des ressources. Quoi de neuf ?, 30/05/2013 - 02/06/2013, Bordeaux, FRA.

ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION

Articles de valorisation parus

- D Espalieu, Revue de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (2014)
- Revue bio Poitou Charentes (2013)

PRESENTATIONS A DES INSTANCES PROFESSIONNELLES OU DE DECISION

Présentation et restitution des résultats du projet (ETPB – Agence de l'eau Adour-Garonne – chambres d'agriculture)

ENSEIGNEMENT - FORMATION

Enseignements/formations dispensés

(+ publications scientifiques en cours)

POUR EN SAVOIR PLUS (QUELQUES REFERENCES)

BOITHIAS, L., SAUVAGE, S., SRINIVASAN, R, LECCIA, O., SANCHEZ-PEREZ, J. M. - 2014. Application date as controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events CATENA Volume: 119- 7p. ISSN: 0341-8162

LECCIA, O., LESCOT, J.M., VERNIER, F., ROUSSET, S. - 2012. Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution : Rapport intermédiaire d'activité du projet ECCOTER - Les mesures agro-environnementales à enjeu « eau/pesticides » . 26 p. []

LESCOT, J.M. , BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O. - 2013. A spatially-distributed cost-effectiveness analysis framework for controlling water pollution . *Environmental Modelling & Software*, vol. 41, p. 107-122 []

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., LECCIA, O., PETIT, K. - 2013. Contrôle des pollutions diffuses par les pesticides : une approche coût-efficacité spatialement distribuée . *Economie Rurale*, n° 333, p. 123-150 []

LESCOT, J.M., LECCIA, O., VERNIER, F. - 2013. Challenges for integrated assessment and Cost-Effectiveness analysis of mitigation measures for controlling water pollution . Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges. TWAM2013 International Conference 16/03/2013-20/03/2013, Aveiro, PRT. 5 p. []

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O., SANCHEZ PEREZ, J.M., SAUVAGE, S., PROBST, J.L. - 2011. Cost-effectiveness analysis for controlling water pollution by pesticides using SWAT and bio-economical modeling. 2011 International SWAT Conference Soil and Water Assessment Tool 15/06/2011-17/06/2011, Toledo, ESP. 16 p. []

LESCOT, J.M., ROUIRE, M., RAYNAL, M., ROUSSET, S. - 2013. Bio-economic modeling of wine grape protection strategies for environmental policy assessment. 133rd EAAE Seminar, Developing integrated and reliable modeling tools for agricultural and environmental policy analysis 15/06/2013-16/06/2013, Chania, GRC. []

VERNIER, F., MIRALLES, A., PINET, F., CARLUER, N., GOUY, V., MOLLA, G., PETIT, K. - 2013. EIS Pesticides: An environmental information system to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales. *Agricultural Systems*, vol. 122, p. 11-21 []

VERNIER, F., LECCIA, O. , GALICHET, B. , KUENTZ, V., PETIT, K., SCORDIA, C., MINETTE, S., PAPIN, F., RETHORET, H. , PAULET, S., ESPALIEU, D. - 2013. Une méthode de modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à une zone à enjeu « pesticides» dans le bassin de la Charente. 43ème congrès du groupe français des pesticides 29/05/2013-31/05/2013, Albi, FRA. 2 p. []

VERNIER, F., ESPALIEU, D. - 2013. Modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à des zones à enjeux "eau" dans le bassin de la Charente. Séminaire Poll'diff eau 18/09/2013-19/09/2013, Paris, FRA. 1 p. []

RESUMES

En français

Les mesures agroenvironnementales à enjeu « eau/pesticides » : Evaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution

RESUME COURT

Le projet développe une approche de modélisation intégrée, pour l'évaluation ex-ante de scénarios spatialisés de mise en place de mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) sur des territoires à enjeu eau/pesticides. Cette approche est basée sur un référentiel commun de description des milieux, des systèmes et des pratiques agricoles. Elle combine des indicateurs spatialisés (Indice de fréquence de traitement - IFT, PREMA, Arthur, indicateur composite) et un modèle agro-hydrologique pour l'évaluation environnementale des scénarios, ainsi qu'un modèle bioéconomique pour le calcul des coûts privés associés. L'objectif est de pouvoir localiser à l'échelle du sous-bassin versant les scénarios les plus « coût-efficaces ».

MOTS – CLES

Mesures agroenvironnementales territorialisées (MAET)

Evaluation des politiques publiques (*ex ante*)

Modélisation intégrée

Coût-efficacité

Indicateurs spatialisés

Scénarios d'évolution de l'agriculture

RESUME LONG

2 pages reprenant les rubriques de la synthèse – A mettre à jour par rapport à votre projet initial

CONTEXTE GENERAL

La territorialisation maintenant affirmée de ces politiques, l'approche par scénarios pour la réalisation des plans d'action, la considération des coûts associés aux mesures proposées, plaident pour des approches de modélisation intégrée et spatialisée que le projet Eccoter s'est attaché à développer.

OBJECTIFS GENERAUX DU PROJET

Le projet se propose d'apporter des avancées méthodologiques sur les méthodes d'évaluation ex-ante de MAET à enjeu eau/pesticides. Son objectif est de développer une approche intégrée par modélisation (agro-hydrologique et bioéconomique) mais aussi par indicateurs spatialisés, pour l'évaluation environnementale et économique de scénarios agricoles, dans une perspective d'appui à la décision publique. Ces scénarios, établis en concertation avec les acteurs locaux à partir de l'examen de mesures agro-environnementales à enjeu « qualité de l'eau/pesticides », combinent la mise en œuvre localisée de mesures agro-environnementales, des changements de système ou de pratiques et la mise en place d'aménagements (bandes enherbées et localisation de prairies).

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE

L'approche intégrée permet de coupler des indicateurs agroenvironnementaux spatialisés et une modélisation agro-hydrologique semi-distribuée (SWAT) pour évaluer l'« efficacité » environnementale puis utilise la programmation mathématique pour le calcul des coûts privés associés aux scénarios. Une approche typologique par type de sol, rotation et culture permet de modéliser les systèmes agricoles et les pratiques associées. Les différents scénarios simulés, traduits spatialement en successions culturales et pratiques associées, constituent une référence commune pour les indicateurs et les modèles. Des indicateurs de pression (par molécule), d'intensité des pratiques (IFT) et de risque potentiel de transfert (indicateur Arthur et indicateur composite RPTL développé par l'équipe Irstea) sont calculés pour chaque scénario à l'échelle de l'ilot puis agrégés à l'échelle du sous-bassin pour une analyse conjointe des résultats. Le modèle agro-hydrologique SWAT intègre les pratiques spatialisées à l'échelle de la HRU (unité de réponse hydrologique). Les transferts de 10 molécules représentatives sont modélisés sur une période de 27 ans. Les transferts et le devenir des molécules sont calculés en phase sol à l'échelle de la HRU puis dans le cours d'eau mais le bilan hydrique et celui des flux sont effectués à l'échelle du sous-bassin. La même unité spatiale est utilisée pour la modélisation des coûts privés permettant ainsi d'identifier les scénarios les plus « coût-efficaces » vis à vis de la pression exercée sur la ressource (indicateurs) et des concentrations dans les cours d'eau calculées à partir des flux modélisés par SWAT.

RESULTATS OBTENUS

La méthode a été appliquée sur le bassin versant du Né (Charente). Un scénario de référence (pratiques « actuelles ») a été défini avec, pour les 3 types de sol simplifiés, les successions culturales et la description complète de chaque ITK des cultures composant une succession. Puis six scénarios alternatifs ont été décrits, avec une mise en place de mesures à enjeu eau (Phyto04 et Phyto10). Ces scénarios sont un compromis entre le souhait des acteurs de tester certaines hypothèses et le souhait de l'équipe de tester des scénarios diversifiés et tranchés pour développer la méthode. Les résultats montrent qu'il est possible de classer significativement les scénarios à l'aide des indicateurs.

Les scénarios les plus efficaces (S2, « tout MAET » et S3B, avec de surcroît introduction de la vigne bio) permettent de réduire les IFT (herbicide de 44 et 47% et hors herbicide de 32 et 39%). Cette proportion tombe à moins de 10% si l'on introduit 25% de MAET ou 20% de vigne bio. Le scénario S9, « intensif » fait augmenter l'IFT herbicide de 40% et hors herbicide de 20%. La spatialisation des résultats (ilot, sous-bassin) et les apports des indicateurs de risque potentiel de transfert (ARTHUR et RTPL) permettent une meilleure localisation potentielle des mesures.

Le modèle SWAT reproduit correctement les débits du Né (critère de Nash Sutcliffe 0.8) ainsi que le niveau de contamination dans le cours d'eau. Le programme GENLU2 intègre dans SWAT pour chaque scénario la base agronomique correspondante (modélisation sur 27 ans). Les scénarios les plus efficaces (S2 et S3B) permettent un gain d'environ 4 µg/l contre 2.5 µg/l pour les scénarios intermédiaires (25% MAET) ou la localisation des prairies en bord de cours d'eau (S4). Les résultats obtenus à l'échelle du sous-bassin permettent de localiser les scénarios les plus efficaces pour réduire la pression et/ou les concentrations dans le cours d'eau.

La modélisation bioéconomique permet d'évaluer les coûts privés directs de mise en place des scénarios à l'échelle des sous-bassins et du bassin versant. Les coûts moyens annuels calculés varient entre 0 et 170 € par hectare de mesure implantée. La somme actualisée de ces coûts, calculée sur la période simulée par le modèle SWAT, sont mis en regard de leur efficacité évaluée soit au regard des objectifs intermédiaires de réduction des pressions polluantes (IFT) ou des objectifs finaux (baisse des concentrations à l'exutoire du bassin). Il est ainsi possible de déterminer les scénarios les plus « coût-efficaces » comme les scénarios S2 et S3B (mise en place de mesures MAET et passage de la vigne en « bio »), suivi par les scénarios S1A (25% MAET sur le bassin) et S4 (prairies en bord de cours d'eau). Ce classement n'intègre cependant pas les coûts publics de mise en place des mesures. Les coûts de transaction ont été considérés comme identiques entre scénarios.

PERSPECTIVES

Plusieurs perspectives de recherche peuvent être citées : intégration plus poussée des échelles spatiales pour la sélection des zones d'action, intégration du changement climatique via la modélisation agro-hydrologique, ajout des coûts publics de mise en place de la mesure, mise en place d'un entrepôt de données dédié pour l'analyse des résultats, poursuite des travaux sur l'indicateur composite à l'échelle du bassin versant.

Sur le plan opérationnel, la méthode développée nous paraît pouvoir apporter des éléments d'aide à la décision par l'évaluation ex ante de scénarios agricoles, en amont de la définition d'un programme d'action. La méthode et les outils développés sont actuellement utilisés dans un contexte plus opérationnel d'appui à la mise en œuvre d'un programme d'action sur une zone d'aire d'alimentation de captage (AAC) Grenelle 2 (projet Modchar).

In English

Agro-environmental action plans to reduce pesticides in freshwaters: economic and environmental assessment of the impact of agricultural practices changes using integrated modeling and scenarios analysis.

ABSTRACT

The ECCOTER project is a study aimed at developing an integrated assessment method of evaluating potential Agro-Environmental Action Plans (AEAPs) relating to water quality, specifically in terms of pesticide impacts. This spatially distributed approach was designed to be used in areas where water quality is at particular risk of degradation. It takes into account both the environmental impact of proposed new mitigation measures, using spatialized indicators and an agro-hydrological model (SWAT) and a bio-economic model designed to calculate extra costs for farmer when they implement those measures. A unifying spatial unit (the Hydrologic Response Unit defined by the SWAT model) is used by the calculation of indicators and the two models. The indicators calculated at the plot scale and then aggregated at the sub-basin scale are either related to the pesticide pressure (PREMA), the intensity of practices (IFT), or represent the potential risk of transfer: ARTHUR (developed by the Regional Agricultural Chamber) and a composite indicator designed by Irstea as part of this study. These combined calculations make it possible to identify the most cost effective scenarios for each sub-basin first and then for the whole watershed.

2 pages based on the headings of the synthesis:

Context

Non-point source pollution is a cause of considerable concern with the European Union. This is reflected in increased public and political focus on achieving a more sustainable use of pesticides, along with a reduction in diffuse pollution. The implementation of the EU Directive (2009/128/EC) establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides and of the Water Framework Directive (EC 2000) requiring Member States to adopt action plans to reduce the use and impact of chemicals in agriculture, has led to increasing public and political focus on achieving these goals.

Objectives

The ECCOTER project aimed at developing an integrated method of evaluating potential new Agro-Environmental Action Plans (AEAPs) to preserve and/or restore water quality, specifically in terms of pesticide pollution. This approach is designed to be used in areas where water quality at particular risk of degradation. It takes into account both the environmental impact of proposed mitigation measures, and the extra cost to farmers of implementing those measures. Such an integrated method for assessment can be particularly useful to public policy decision makers, who need effective tools of targeting their efforts to reduce diffuse pollution.

Methodology

The first step in our study was to work with local stakeholders to create a set of hypothetical scenarios, in which several agro-environmental measures would be applied at watershed level.

Further, agricultural practices were divided into categories, depending on the type of soil, agricultural systems in use, and crop rotation. This categorization was used for both the reference and alternative scenarios.

The scenarios represent measures being applied to all or part of a given watershed. For each scenario, a common dataset is used to calculate indicators, as well as fed into agro-hydrological (SWAT) and economic models, the latter being used to calculate the costs of implementing each scenario. We used a specific computational chain to calculate indicators specific to the plot scale and several levels of aggregation: sub-basin and watershed. The indicators calculated through this process are a pesticide pressure indicator (PREMA), an indicator of the intensity of practices (IFT), and the two further indicators representing potential risk: ARTHUR and a composite indicator designed as part of this study.

The elementary level for calculations was that of the plot, with other levels being calculated through aggregation. We focused on ten different pesticide molecules, which are the most commonly found within the area. Because of the data related to crop rotations which vary over time, we developed an application, called GENLU2, to implement our datasets into the SWAT model, in a way that doesn't affect the controlling factor, the application date. The SWAT model simulates the transfer into freshwaters of ten chosen molecules. The calculation unit for routing the molecules up to the stream is the Hydrological Response Unit (HRU). The global discharge and balances (water, pollutants, etc.) are then calculated and returned at the sub-watershed and basin levels. Effectiveness is represented by either a decrease in the value of indicators (pesticide pressure and potential risk) or by a decrease in pesticide concentration in the river.

The HRU unit is the level used by the bio-economic model to calculate the cost of implementing mitigation measures. Developed with the General Algebraic Modeling System (GAMS), the economic model we used simulates agricultural land use at each HRU level. Assuming that farmers are profit maximizers, the model maximizes Expected Utility by choosing whether or not to implement a particular measure. In addition to standard observed crops and practices, agro-environmental measures are introduced into the bio-economic model, either as new activities (new crops, catch crops, pasture, buffer strips) or by modifying the parameters for practices (reduction of pesticide or fertilizers used) and by adding if necessary, additional constraints (longer rotation, diversification of crops).

Costs calculated by HRU are then added at the watershed and basin levels. which are the most suitable scales for assessing effectiveness on water concentration at the outlet. Cost-effectiveness analysis is considered to be a more appropriate approach to evaluating mitigation measures than cost benefit analysis, as affecting a monetary value to benefits is a difficult and uncertain task. It summarizes results into single useful quantitative indicators for selecting measures, and can be calculated at various scales within the river basin (watersheds, basin).

These combined calculations make it possible to identify the most cost effective scenarios for each sub-basin first and then for the whole watershed. Our case study took place in the Charente river basin in southwest France. We apply the method on the Né watershed which spans 30,000 hectares, and has been designated by the French Authorities as a highly pesticide-sensitive area.

Main results

We defined three main scenarios, referred to as “intensive”, “reference” (based on the situation from 2006 to 2010), and “widespread BMP” (based on all of the measures defined by stakeholders). A number of sub-scenarios were created, combining localized elements from two of these main scenarios (e.g. 80% of the effects of the “current” scenario coupled with 20% of the effects of the “widespread BMP” scenario). Our results show that it is possible to classify scenarios based on their effectiveness, which is represented either by the values of indicators or the presence or absence of the ten defined pesticide molecules within the river.

The most effective scenarios are S2 (the entire basin with BMPs) and S3B (with organic vineyards) allowing a reduction of the IFT value (44 to 47% for the IFT herbicide, and 32 to 39% for the IFT insecticide and fungicide). This decrease is only 5 to 10% for mixed scenarios (25% of the area with BMPs). The intensive scenario increases significantly the value of the IFT indicator (more than 40%), although representing a higher frequency of treatments each year. The use of relevant spatial scales for aggregating the indicators and comparing the results makes it possible to identify the most effective scenarios for each sub-basin. The two combined indicators (ARTHUR and RPTL) are helpful to select the most sensitive areas where measures should be applied.

The SWAT model is relevant for simulating the water discharge in the Né river (Nash Sutcliffe efficiency criteria 0.8) and the pesticide fluxes for the ten selected molecules (over a 27 years simulation period). For each scenario, the GENLU2 module implements the SWAT agronomic database in a “read in” format. The most effective scenarios for reducing the pesticide concentrations in the river are S2 and S3B (-4 µg/l on average for all the molecules). The mixed scenarios (S1A or S4) lead to a lower efficiency (-2.5% µg/l on average). By combining for each scenario, effectiveness with the costs of implementation, it was possible to identify the most cost effective scenarios: S2 and S3B arrived the first, followed by S1A (25% of BMPs) and S4 (grass on the river banks).

Applications for public policies

Our still ongoing work has been presented at a variety of conferences and published in a variety of journals. In view of these encouraging results, the Adour-Garonne river basin agency has decided to fund a research program (Modchar) aimed at both implementing our method on a larger scale, in the context of the action plan set for a water supply area (“AAC Grenelle”) and making our analytical tools available to water managers.

KEYWORDS

Cost-effectiveness

Public policies

Agro-environmental indicators

BMPs

Integrated assessment

Scenarios

RAPPORT SCIENTIFIQUE



ECCOTER

Les mesures agroenvironnementales à enjeu

« eau/pesticides » : Evaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution

Auteurs : Françoise Vernier*, Sylvain Rousset*, Laurence Guichard, Vanessa Kuentz, Odile Leccia, Jean-Marie Lescot, Sébastien Minette, Kevin Petit, Charlotte Scordia, Karen Tinland

Unité Environnement, Territoires et Infrastructures
Iirstea, Centre de Bordeaux
50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex

*Coordinateurs du projet et responsables scientifiques

(Contact: francoise.vernier@irstea.fr)

Noms des autres partenaires scientifiques bénéficiaires

1	Iirstea, Unité ETBX, Environnement, Territoires et Infrastructures (ex unité ADBX)
2	UMR d'Agronomie INRA-AgroParisTech
3	Chambre régionale d'agriculture de Poitou- Charentes



Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).
Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

Rapport scientifique	1
Table des illustrations	4
Glossaire	5
I – Introduction : rappel des objectifs et structuration de la recherche	6
II - La démarche de modélisation intégrée	6
II-1 – évaluation intégrée et modélisation intégrée	6
II-2 Démarche générale mise en œuvre dans le projet	7
II-3 Modélisation intégrée et échelles spatiales	8
III Présentation de la zone d'étude	9
III-1 Le bassin de la Charente	9
III-2 un territoire à fort enjeu eau	10
III-3 Occupation du sol et agriculture	11
IV Contexte de politique publique : les MAET évaluées	12
V – METHODES	14
V- 1 Spatialisation des systèmes et des pratiques et construction du scénario de référence	14
V.1.1 L'occupation du sol et les systèmes agricoles	14
V.1.2. Sélection des cultures majoritaires et spatialisation des rotations-type sur le bassin	14
V.1.3 Description simplifiée des itinéraires techniques-type	15
V.1.4 Choix des molécules traceurs	15
V- 2 - Méthodologie de construction et spatialisation des scénarios	16
V-3 Evaluation des scénarios par les indicateurs	17
V.3.1 Choix des indicateurs	17
V.3.2 Démarche générale de calcul des indicateurs	18
V.3.3 Méthode de calcul et agrégations	19
V.3.4 Cas particulier des indicateurs de Risque potentiel de transfert	20
V- 4 le modèle agro-hydrologique et son couplage avec la description des systèmes et des pratiques	21
V.4.1 Justification du choix du modèle comme outil de modélisation des transferts à nos échelles de bassin versant	21
V.4.2 Présentation du modèle Agro-Hydrologique semi distribué SWAT	22
V.4.3 Découpages spatiaux et temporels	22
V.4.4 Mise en œuvre du modèle dans le cadre du projet eccoter	23
V.4.5 intégration de la typologie des systèmes agricoles et de leurs pratiques à l'échelle de la HRU : Développement informatique d'un applicatif spécifique GENLU2.	23
V.4. 6 Analyse de sensibilité calibration et validation	24
V-5 Modélisation intégrée : Couplage externe modèle agro-hydrologique et modèle Bioéconomique	24
V.5.1. Echelle pour évaluer les activités agricoles	25
V.5.2 Couplage avec le modèle SWAT	25
V.5.3 Calcul des coûts privés additionnels pour la mise en place des mesures	26
V.5.4 Prise en compte des différents scénarios testés	27

VI RESULTATS	28
VI-1 description et mise en place du scénario de référence sur le bassin versant du né	28
VI-2 le scénario de référence et les scénarios alternatifs	30
VI- 3 évaluation environnementale des scenarios par les indicateurs	31
VI.3.1 ift herbicide et hors herbicide, prema : les indicateurs d'intensité et de pression	31
VI.3.2 Les indicateurs de risque potentiel arthur et indicateur composite	33
VI- 4 évaluation environnementale des scenarios par le modèle agro-hydrologique SWAT	34
VI-4 -1. Scenario de référence : confrontation des valeurs de débits simulés aux valeurs de débits mesurées	34
VI-4-2. Scenario de référence : confrontation des valeurs de concentrations simulées aux valeurs de concentrations mesurées	35
VI-4-3. Evaluation de l'efficacité ex-ante des scenarios alternatifs par rapport au scenario de référence.	35
VI- 4 Evaluation du coût des scenarios	37
VI.4.1 Le scénario de référence vu par le modèle économique	37
VI.4.2 Coûts de mise en place des scénarios	37
VI- 5 Cout-Efficacité des scenarios	39
VII Discussion	41
VIII Conclusion et perspectives	43
BIBLIOGRAPHIE	45
Publications scientifiques parues	49
Publications scientifiques à paraître	49

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Modélisation intégrée et évaluation intégrée, d'après Lescot, 2012.	7
Figure 2 : Démarche générale de modélisation intégrée	8
Figure 3 : Modélisation intégrée et échelles spatiales de calcul et de confrontation des résultats	9
Figure 4 : Typologie des sols et occupation des sols dans le bassin de la Charente – données : IGN - BD Carthage-données ASP- base Corine Land Cover - traitement Irstea ETBX, Eccoter, 2012.	9
Figure 5: taux de quantification des 16 principaux phytosanitaires dans les eaux de surface de Poitou- Charentes en 2006-2010 (source : groupe régional ECOPHYTO et Agence de l'eau)	10
Tableau 1: Substances actives phytosanitaires et produits de dégradation les plus fréquemment retrouvés de 2006 à 2010 (Source Ecophyto et ATMO Poitou- Charentes)	11
Figure 6 : bassins versants emboîtés : Ruiné, Né et Charente. Occupation du sol agricole dans le bassin versant du Né (traitement Irstea ETBX)	11
Tableau 2 : Contractualisation dans les trois régions Poitou- Charentes, Aquitaine et Midi Pyrénées (traitement Irstea Adbx, données ASP 2011)	12
Tableau 3 : Principales caractéristiques des deux engagements unitaires « phyto » étudiés	12
Tableau 4: IFT de référence par culture en Poitou- Charentes (ministère de l'agriculture, 2008)	13
Figure 7: IFT PC moyens par catégorie de produit sur cultures annuelles en Poitou- Charentes, à partir des données d'enquêtes « pratiques culturales » du SSP de 2011	13
Tableau 5 : Les 10 molécules choisies pour la modélisation intégrée	16
Tableau 6 : Tableau récapitulatif des différents scénarios testés	17
Figure 8 : chaîne de calcul automatique des indicateurs mise en place avec le logiciel R	19
Figure 9: Délimitation des HRU (bassin versant du Né)	22
Figure 10: Méthodologie générale de la mise en œuvre de la modélisation	23
Figure 11 : les sous-bassins versants du Né découpés dans le cadre du projet Eccoter	28
Figure 12 : Caractérisation des sous-bassins (gauche)	28
Figure 13 : Sols simplifiés et unités cartographiques de sols sur le bassin versant du Né (droite)	28
Figure 14 : occupation du sol dans les sous-bassins versants du Né	29
Tableau 8 : rotations culturales théoriques définies pour les trois types de sols sur le bassin versant du Né	29
Figure 15 : Surfaces en différentes cultures résultant de la modélisation du scénario de référence	29
Tableau 9 : Traitements et périodes d'application décrits dans les ITK du scénario de référence	30
Tableau 10 : Comparaisons d'occupation des sols moyenne indicateurs/Couts/SWAT :	30
Tableau 11 : modifications des successions culturales pour le scénario « tout MAET » (S2) sur le bassin du Né	31
Tableau 12 : Résultats des IFT Herbicide et Hors Herbicide au niveau des îlots	31
Tableau 13 : Valeurs des indicateurs pour le scénario de référence S0 et valeurs des scénarios alternatifs, en pourcentage, d'augmentation ou de diminution, par rapport à S0	32
Figure 16 : IFT herbicide à l'échelle de l'îlot et du sous-bassin versant, pour le scénario de référence	32
Figure 17 : Scénario de référence S0, scénario S2 (tout MAET) et scénario mixte S3A pour l'indicateur IFT	33
Figure 18: Représentation spatialisée de l'indicateur composite, sur le bassin versant du Né, mis en 3 classes, pour le scénario S9	33
Figure 19: Représentation spatialisée de l'indicateur ARTHUR, sur le bassin versant du Né, mis en 3 classes, pour le scénario S9	33
Figure 20 : Validation de 2006 à 2010 aux débits journaliers disponibles aux stations hydrométriques de la banque hydro (commune de Salles d'Angles)	34
Tableau 14 : Concentrations moyennes (en µg/l) simulées à l'exutoire pour les dix dernières années et par sous-bassin pour le scénario S0 – les colonnes colorées concernent les sous-bassins versants sur lesquels on dispose de valeurs mesurées	35
Figure 21 : Confrontation des concentrations simulées de Glyphosate aux mesures à la station de Ars pour les données disponibles	35
Tableau 15 : Concentrations moyennes simulées à l'exutoire du bassin (µg /l) – Efficacité absolue des scénarios	
Tableau 16 : Concentrations moyennes simulées à l'exutoire du bassin (µg /l) – Efficacité relative des scénarios (valeurs des concentrations moyennes simulées pour l'ensemble du bassin à l'exutoire, en valeur relative par rapport au scénario 0).	36
Figure 22 : Amplitude des moyennes de concentrations simulées par sous-bassin (glyphosate)	36
Figure 23 : Coût moyen (€/ha) des scénarios par SBV	38
Tableau 17. Coût totaux des scénarios	38
Figure 24 : Coût total sur une période de simulation de 10 ans	39

<i>Figure 25 : Bassin versant (Coût total et Efficacité finale)</i>	40
<i>Figure 26 : Bassin versant (Coût total et Efficacité intermédiaire)</i>	40
<i>Figure 27 : Bassin versant (Coût moyen par ha et Efficacité finale)</i>	40
<i>Figure 28 : Bassin versant (Coût moyen par hectare et Efficacité intermédiaire)</i>	40
<i>Figure 29 : Coût-efficacité pour le Sous-bassin 1 (SBV1)</i>	
<i>Figure 30 : Coût-Efficacité pour le sous-bassin 2 (SBV2)</i>	
<i>Figure 31 : occupation du sol modélisée pour le scénario de référence</i>	41
<i>Figure 32 : Récapitulatif des scénarios testés et classement des scénarios par efficacité et coût-efficacité</i>	43

Glossaire

ASP : Agence de Services et de Paiement
 CLC : Corine Land Cover
 DCE : Directive Cadre de l'Eau
 GC : Grandes Cultures
 EPTB : établissement public de bassin
 HA : hectare
 IFT : Indice de Fréquence de Traitement
 IGCS : inventaire de gestion et conservation des sols (base Donesol)
 MAET : Mesures Agro-environnementales Territorialisées
 PDRH : Programme de Développement Rural Hexagonal
 RA : Recensement Agricole
 RPG : référentiel de la PAC graphique
 SAU : Surface Agricole Utile

I – Introduction : rappel des objectifs et structuration de la recherche

Le projet ECCOTER propose d'apporter des avancées sur les méthodes d'évaluation des mesures agroenvironnementales (MAE) à enjeu DCE/pesticides et de tester ces méthodes sur des territoires à enjeu « eau ». Les travaux sont centrés sur l'impact environnemental sur la qualité des eaux des changements de pratiques proposés dans le cadre des MAE territorialisées et des mesures de soutien à l'agriculture biologique, ainsi qu'à leur Coût / Efficacité à l'échelle des bassins versants, dans un contexte de reconquête de la qualité des milieux. Si deux terrains étaient prévues à l'origine (Charente et Coteaux de Gascogne), l'équipe a fait le choix de concentrer les travaux sur le Bassin de la Charente et plus particulièrement sur le bassin versant du Né, qui est une zone MAET (rapport intermédiaire, Rousset et al, 2012). Ce recentrage répond à l'objectif scientifique du projet de comparer les résultats (en termes d'indicateurs agroenvironnementaux et de Coût-Efficacité) obtenus par une modélisation de bassins versants de taille intermédiaire correspondant à l'échelle de la décision publique.

La première tâche consiste à construire avec les acteurs locaux et à spatialiser des trajectoires de l'agriculture (scénarios) à l'échelle du bassin versant de la Charente mais surtout du bassin du Né, qui fait l'objet d'une animation spécifique. Cette tâche inclut la définition d'un scénario 0 (scénario dit de référence) qui correspond à une réalité modélisée (référence temporelle période 2006-2010, situation de référence à partir de laquelle seront intégrées les politiques agroenvironnementales et les mesures alternatives discutées avec les groupes d'acteurs (EPTB du fleuve Charente, animateurs des MAET et AAC, conseil général etc.).

La seconde tâche consiste à réaliser une évaluation Coût/Efficacité des scénarios à l'échelle du bassin versant du Né choisi comme zone de référence. L'efficacité est mesurée à partir de sorties de modèle agro-hydrologique (modèle SWAT) et d'indicateurs spatialisés (indicateur de pression simple PREMA, IFT, indicateur de risque potentiel Arthur développé par la chambre régionale d'agriculture de Poitou- Charentes et indicateur composite RTPL développé par l'équipe Irstea pour un risque potentiel de transfert localisé calculable à l'échelle du bassin versant. Après avoir présenté la démarche globale, les méthodes mises en œuvre et la zone d'étude, nous détaillerons comment ont été obtenus le scénario de référence et les scénarios alternatifs, avant de présenter une analyse des résultats des simulations de scénarios (par indicateurs et modèles) puis une discussion sur le « coût-efficacité » des scénarios évalués et les perspectives offertes par cette méthode de modélisation intégrée.

II - La démarche de modélisation intégrée

II-1 – ÉVALUATION INTÉGRÉE ET MODÉLISATION INTÉGRÉE

Pour apporter des éléments de réponse à ces problématiques complexes liées aux pollutions diffuses, l'équipe conduit des travaux de modélisation spatialisée (modèles, approche systémique, indicateurs composites spatialisés associant vulnérabilité et pression, outils de définition de zonages et de construction de scénarios) couplant :

- des approches agro-environnementales spatialisées permettant de tester l'efficacité de scénarios de mesures d'amélioration des pratiques agricoles au sens large (changement dans l'assolement, les rotations, les aménagements, les itinéraires techniques) sur la réduction du risque potentiel de transfert et des concentrations en produits phytosanitaires à l'exutoire des bassins versants,
- des approches économiques permettant de calculer les coûts prévisibles d'un scénario et de proposer des scénarios alternatifs permettant d'optimiser l'ensemble des critères avec éventuellement une nouvelle allocation spatiale des activités.

De nombreuses publications s'intéressent à l'évaluation intégrée prenant en compte les facteurs biophysiques et économiques au travers de la modélisation dans le cadre d'un processus de concertation et de restitution avec les acteurs. Nous situons nos travaux dans la mouvance de l'*Integrated Assessment (en anglais)* qui constitue un processus interdisciplinaire d'intégration des savoirs des diverses disciplines et groupes d'acteurs sociaux afin de fournir un support pour des processus politiques et de décision Pahl-Wostl, 2007 ; travaux de la *Integrated Assessment Society* (<http://www.tias-web.info/>). Dans le projet Eccoter, cette interdisciplinarité ne va pas jusqu'à intégrer la gestion participative en tant que telle. Nous parlons plutôt d'une modélisation intégrée et spatiale des systèmes et des pratiques agricoles à l'échelle d'un territoire à enjeu, et de leur impact

environnemental et économique (figure 1) (Laurent, 2007, O Callaghan, 1996; Volk et al. 2008). L'intérêt de la prise en compte des échelles spatiales est soulignée (Ewert, 2011, Vernier et al, 2010).

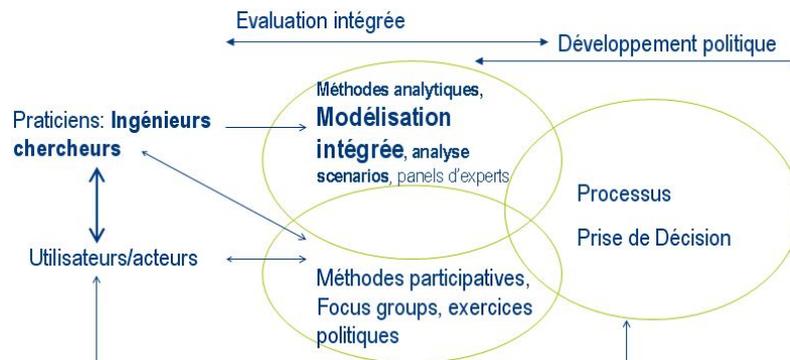


Figure 1 : Modélisation intégrée et évaluation intégrée, d'après Lescot, 2012.

La méthode de modélisation intégrée que nous avons développée se distingue par trois atouts principaux, en comparaison avec ces autres méthodes :

- Intégration maximale des données d'entrée en partant de la même description de l'occupation du sol, des systèmes agricoles et des pratiques (fichier unique)
- Prise en compte dans le modèle agro-hydrologique et par les indicateurs des successions culturales
- Echelle spatiale du bassin versant avec entité spatiale de référence commune aux trois outils.

II-2 DEMARCHE GENERALE MISE EN ŒUVRE DANS LE PROJET

La modélisation intégrée (figure 2) a pour objectif de produire, de manière spatialisée et intégrée, des éléments d'évaluation de scénarios agricoles, à partir de l'examen des mesures agro-environnementales à enjeu « qualité de l'eau/pesticides », en mobilisant plusieurs disciplines (agro-hydrologie, agro-économie et agro-géographie). L'objectif est de pouvoir proposer une localisation des systèmes et/ou une modification des pratiques agricoles qui minimisent les coûts privés tout en maximisant l'efficacité environnementale.

A partir de scénarios ou « trajectoires de l'agriculture », décrits de manière spatialisée à l'échelle du bassin versant et construits avec les acteurs locaux, le travail de modélisation intégrée associe indicateurs agroenvironnementaux spatialisés, modélisation agro-hydrologique et programmation multi-objectifs (Vernier et al, 2013). Dans une première étape, les systèmes agricoles et les pratiques associées actuels sont décrits par une approche typologique - type de sol simplifié, rotation et culture - pour constituer le scénario de référence. Les scénarios alternatifs peuvent associer de manière spatialisée d'autres scénarios déjà décrits (scénario de référence et scénario « tout MAET », par exemple) ou encore peuvent localiser les mesures dans des zones sensibles ou sur un secteur particulier.

L'outil « indicateurs » développé sous R calcule, pour un scénario donné et spatialisé d'occupation du sol, de systèmes et de pratiques associées, des indicateurs de pression (par molécule), d'intensité des pratiques (IFT) et de risque potentiel (indicateur Arthur développé par la chambre régionale d'agriculture) (Vernier et al 2013). Un indicateur composite plus aisément calculable aux échelles mobilisées a été conçu et testé sur la zone d'étude. Le calcul des indicateurs s'effectue au niveau de l'ilot agricole mais différents niveaux d'agrégation sont traités, notamment l'échelle des sous-bassins versants pour une confrontation aux résultats des modèles.

Le modèle agro-hydrologique (SWAT) est couplé avec l'outil de description des pratiques via le programme GENLU2, développé pour prendre en compte la vision modélisée de l'agriculture produite sur la zone MAET et les scénarios spatialisés. Le modèle SWAT permet de modéliser les transferts de 10 molécules «représentatives» avec comme unité de calcul des unités homogènes de réponse hydrologique (HRU) et fournit un bilan à l'échelle du sous-bassin versant modélisé.

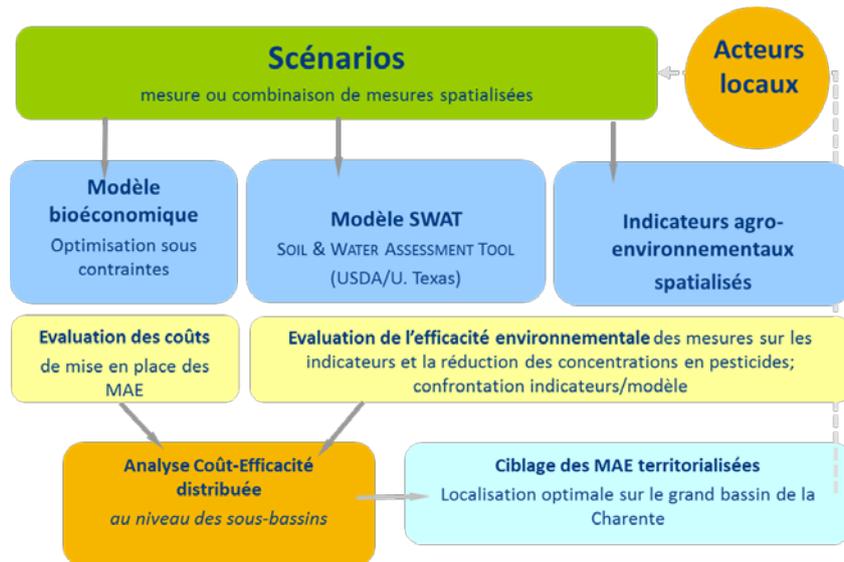


Figure 2 : Démarche générale de modélisation intégrée

Cette même unité par modélisation en programmation mathématique des coûts associés permettant ainsi d'identifier les scénarios les plus « coût-efficaces » vis à vis de la pression exercée sur la ressource (indicateurs calculés aux échelles appropriées) et des transferts simulés dans le cours d'eau (concentrations simulées par SWAT).

L'originalité de la méthode est une réelle « intégration » avec un travail à la même échelle spatiale de référence (le sous-bassin) pour l'analyse des résultats et le travail sur un jeu de données occupation du sol/pratiques identiques, décliné ensuite dans chaque outil. Elle est aussi d'évaluer l'efficacité environnementale d'une part avec des indicateurs spatialisés avec l'objectif de réduire la pression exercée par l'agriculture et/ou le risque potentiel de transfert vers les eaux, et d'autre part avec le modèle hydrologique avec pour objectif de réduire le niveau de contamination dans les cours d'eau.

II-3 MODELISATION INTEGREE ET ECHELLES SPATIALES

Les analyses réalisées par l'équipe de projet ont permis d'identifier, pour chaque phase de la méthode mise en place, quelles pouvaient être les échelles spatiales de calcul et de restitution pertinentes. Les échelles spatiales considérées vont de l'ilot du RPG (référentiel parcellaire graphique) au bassin versant englobant (figure 3). En ce qui concerne l'activité agricole, les couches du RPG sont utilisées comme information de base pour la spatialisation des cultures et des rotations. L'échelle spatiale élémentaire est donc l'ilot agricole du RPG, mais auquel seront affectées une rotation-type et une succession de cultures de six années unique. En effet, une simplification est effectuée en prenant en compte la culture majoritaire, pour les ilots comprenant plusieurs cultures. La succession de cultures constatée sur l'ilot est rattachée à un type de rotation défini dans la typologie des activités agricoles (Vernier et al, 2012, 2013).

Les échelles d'agrégation spatiale définies (figure 3) sont la zone homogène de bassin versant « type de sol/occupation du sol-rotation » (équivalence avec l'unité de modélisation HRU du modèle SWAT) puis le sous-bassin modélisé par le modèle SWAT. Les deux modèles, l'agro-hydrologique et le bioéconomique, prennent la même entité spatiale de référence pour le calcul (HRU de SWAT). Une échelle de confrontation unique, le sous-bassin versant modélisé, est définie comme elle qui permet de confronter les résultats issus des indicateurs et des modèles. Il peut s'agir d'un sous-bassin élémentaire ou d'un bassin versant englobant. Cette échelle permet une sortie de l'ensemble des bilans (hydrique et de flux d'azote ou de pesticide) pour le modèle agro-hydrologique. Pour l'outil « indicateur », c'est aussi une échelle d'agrégation, le calcul s'effectuant au niveau le plus élémentaire, c'est-à-dire, l'ilot agricole au sens du RPG.

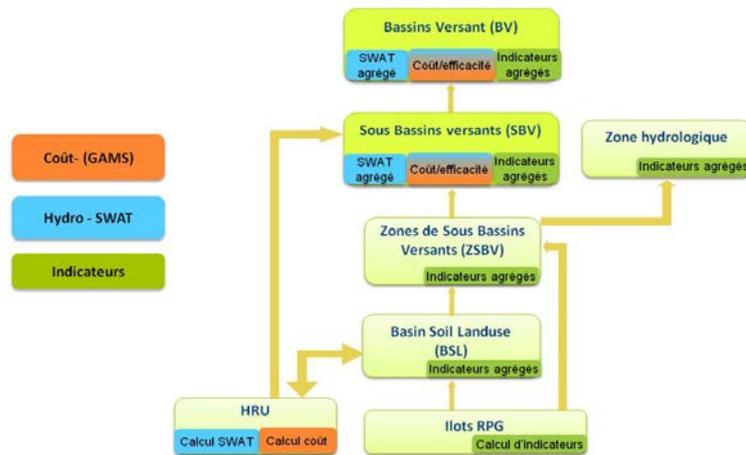


Figure 3 : Modélisation intégrée et échelles spatiales de calcul et de confrontation des résultats

III PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

III-1 LE BASSIN DE LA CHARENTE

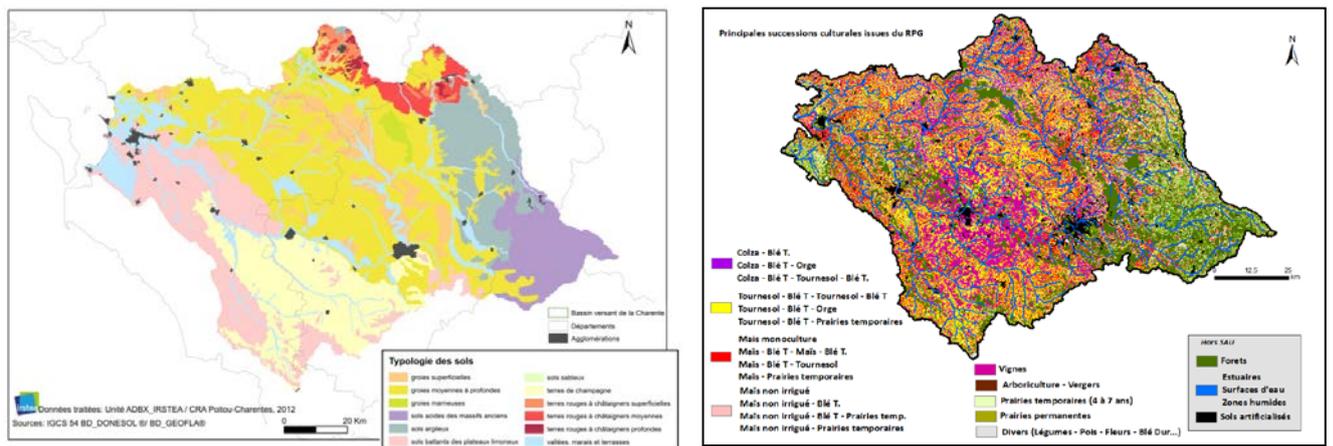


Figure 4 : Typologie des sols et occupation des sols dans le bassin de la Charente – données : IGN - BD Carthage-données ASP - base Corine Land Cover - traitement Irstea ETBX, Eccoter, 2012.

Le bassin versant du fleuve Charente s'étend sur 10 000 km² et concerne majoritairement trois départements de la région Poitou- Charentes: la Charente (16), la Charente-Maritime (17), les Deux-Sèvres (79), auxquels on peut ajouter une partie des départements de la Vienne (86), la Haute-Vienne (87) et la Dordogne (24). Le climat est caractéristique d'un climat océanique. Les précipitations sont moyennes, entre 600 et 700mm sur le littoral, et 900mm à l'est du bassin. La topographie de ce bassin sédimentaire est peu accidentée et plus de 60% du bassin est situé en dessous des 100m d'altitude. Concernant la géologie, on trouve sur la plus grande partie du bassin des roches sédimentaires qui proviennent des transgressions marines. Les grandes vallées résultent de formations quaternaires et l'amont du bassin est surtout composé de roches métamorphiques. Les caractéristiques géologiques se reflètent dans la diversité des sols, avec des Terres de Groie et des Terres Rouges sur les roches calcaires, des Terres de Champagne sur les sols argilo-calcaires, des sols argileux sur les plateaux du limousin, des sols acides sur les massifs anciens.

La représentation cartographique des types de sols simplifiés (figure 4) permet de différencier les grandes régions auxquelles sont associés des systèmes de cultures majoritaires. Un traitement des données IGCS¹ a été nécessaire pour obtenir ces cartes et elles ont été validées avec les acteurs locaux. L'objectif de cette typologie (annexe 1) est de pouvoir associer type de sol simplifié, systèmes et pratiques agricoles. L'interaction entre les milieux, les modifications naturelles et artificielles donnent lieu à une diversité de paysages répartis le long du fleuve Charente (source EPTB-Charente). Plus de 20 000ha de marais sont présents sur la côte du bassin charentais. Les zones inondées sont occupées par des prairies, l'agriculture s'est développée dans les zones asséchées, sensibles à la pollution (source EPTB-Charente²). Les espaces naturels (espaces forestiers ou prairies, caractérisés via la base CORINE Land Cover) occupent environ 30% du bassin. Les forêts sont surtout présentes dans la partie est, où les systèmes agricoles sont plutôt extensifs (figure 4). Les principales zones urbaines (Angoulême, Rochefort, Cognac et Saintes) sont réparties au bord du fleuve Charente et forment « l'Arc Charentais ».

III-2 UN TERRITOIRE A FORT ENJEU EAU

En Charente, 204,4 millions de m³ d'eau sont prélevés chaque année, dont 34% sont réservés à l'eau potable, 9% à l'industrie et 57% pour l'irrigation (Mongruel et al. 2010). La majorité des prélèvements provient des eaux de surface et des nappes d'accompagnement. Le fleuve Charente étant classé très déficitaire, un plan de gestion des étiages (PGE) a été mis en place depuis 1990 (EPTB- Charente, 2003; Comité de bassin Adour-Garonne, 2004; 2007; 2009) sur ce territoire où les problèmes de gestion quantitative sont parmi les plus importants de France (Vernier et Rocle, 2012). Parallèlement, la pollution diffuse par les nitrates ou les pesticides reste préoccupante. Une contamination en pesticide (quantification d'au moins une molécule) sur plus de 55 % des stations (campagne Agence de l'Eau 2009). Sur les 66 captages en eau potable « stratégiques » identifiés, beaucoup se trouvent dans le bassin de la Charente. Les aires d'alimentation de captages (AAC) font l'objet de programmes d'action notamment en direction de l'agriculture. D'autres programmes :

le SAGE Charente (2001-2015), le programme 2013-2018 de l'Agence, les nouvelles MAE territorialisées nécessitent de définir et d'évaluer ex ante des scénarios d'évolution de l'agriculture et des pratiques. Les molécules les plus détectées dans les eaux superficielles pendant la période 2006-2010 sont présentées en figure 5. Des molécules interdites actuellement sont retrouvées (dérivé de l'atrazine, diuron) car elles ont été largement utilisées. Une situation similaire sur les nappes superficielles met en évidence leur inertie (tableau 1). Les trois quart des nappes libres sont en mauvais état selon la vision DCE (nitrates et/ou pesticides) avec un objectif d'atteinte du bon état en 2027.

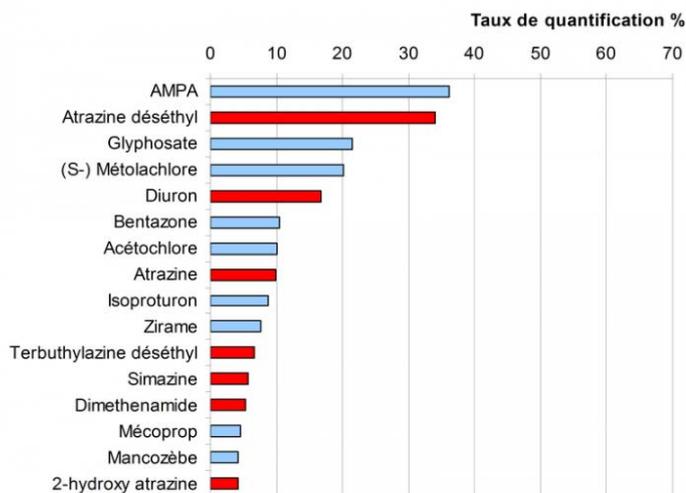


Figure 5: taux de quantification des 16 principaux phytosanitaires dans les eaux de surface de Poitou- Charentes en 2006-2010 (source : groupe régional ECOPHYTO et Agence de l'eau)

¹ Le programme d'inventaire multi-échelle "IGCS" vise à constituer des bases de données sur les sols et leur répartition géographique, gérées au sein d'une base à structure unique "Donesol" permettant le transfert des données des échelles les plus détaillées vers les échelles couvrant des espaces plus vastes.

² Les publications de l'EPTB Charente sont accessibles sur le site www.fleuve-charente.net

Tableau 1: Substances actives phytosanitaires et produits de dégradation les plus fréquemment retrouvés de 2006 à 2010 (Source Ecophyto et ATMO Poitou- Charentes)

Eaux superficielles	Eaux souterraines	Air
AMPA	Atrazine déséthyl*	Lindane*
Atrazine déséthyl*	Simazine*	Trifluraline*
Glyphosate	Atrazine*	Pendiméhaline
(S)- métolachlore	Atrazine déisopropyl*	Folpel
Diuron*	2-hydroxy atrazine*	Chlorothalonil
Bentazone	Terbutylazine déséthyl*	Acétochlore

Vert : herbicides, Rouge : insecticides, Marron : fongicides
* matières actives interdites.

III-3 OCCUPATION DU SOL ET AGRICULTURE

Le bassin versant de la Charente est très agricole. Les zones cultivées représentent 66% de la surface totale. La majorité des zones cultivées sont avec les cultures céréalières (maïs grain, blé tendre, orge) et oléagineuses (tournesol, colza) puis suivent la vigne et les prairies permanentes. Le blé et le maïs sont cultivés sur tous les types de sol. L'élevage extensif est très présent au Nord-Ouest du bassin, la partie Est se caractérise par l'activité polyculture élevage extensif alors que sur la Charente-moyenne et le Nord, l'agriculture est plutôt intensive, avec de la monoculture de maïs (fourrage et grain). La céréaliculture (maïs, blé, orge) est développée surtout sur la Charente-aval et la viticulture (cognac et pineau) au sud-est du bassin (Deldreuve et al, 2011).

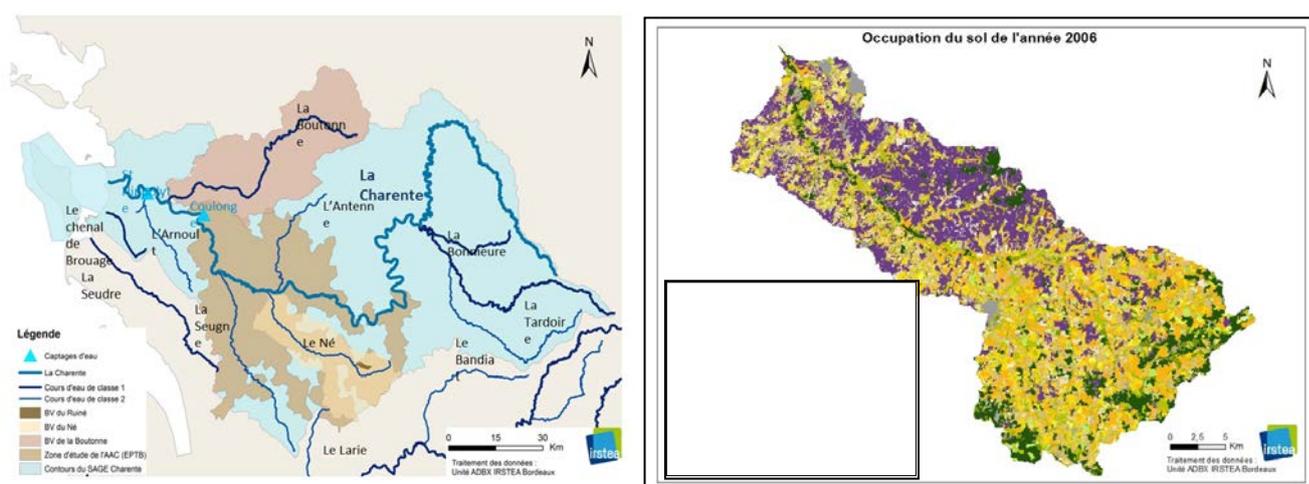


Figure 6 : bassins versants emboîtés : Ruiné, Né et Charente. Occupation du sol agricole dans le bassin versant du Né (traitement Irstea ETBX)

Le bassin versant du Né (700 km²) est un sous-bassin situé dans la partie Sud en terres de champagne (figure 6 gauche). Le bassin versant a été classé en risque de non atteinte du bon état écologique et chimique au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ainsi que Zone d'Actions Prioritaires (ZAP) de lutte contre les effets des produits phytosanitaires. Le bassin du Né est le siège d'un site Natura 2000 pour la protection du vison d'Europe, espèce patrimoniale inféodée à des milieux aquatiques de qualité. Il fait l'objet d'un plan d'action territorial (PAT) démarré en 2007. 53 communes sont adhérentes du syndicat intercommunal du bassin du Né³ qui est le porteur du projet de gestion intégrée. L'agriculture est plus présente que dans le bassin de la Charente (SAU⁴ : 76% de la surface totale contre 66%). Les rotations sur le bassin du Né (figure 6 droite) sont principalement à base de

³ Site web du Syndicat intercommunal d'Aménagement Hydraulique du bassin versant du né : <http://www.siah-ne.fr/>

⁴ Surface Agricole Utile

tournesol et blé (36% de la SAU) ou de maïs et blé (24% de la SAU). La vigne reste majoritaire, elle représente 37% de la SAU. Le bassin du Né est une zone MAET⁵ avec une forte problématique « pesticides ». Ceci explique notre choix d'appliquer la méthode de modélisation intégrée sur cet ensemble de bassins versants emboîtés : i/ démarche typologique à l'échelle de l'ensemble du bassin de la Charente, ii/ développement et test des programmes à l'échelle du petit bassin versant du Ruiné - 600 ha associant vigne et céréales - sur lequel Irstea a réalisé un suivi de longue durée (programme Transpest 16 de l'appel d'offres pesticides) et enfin iii/ application de la méthode complète à l'échelle intermédiaire du bassin versant du Né.

IV Contexte de politique publique : les MAET évaluées

Le projet Eccoter a été conçu en lien avec le projet Maeveau⁶ de l'appel d'offres « Eaux et territoires. Les politiques publiques étudiées incluent donc particulièrement les mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) mais considèrent également les programmes d'action mis en œuvre par l'agence de l'eau et l'Etablissement Public de Bassin Charente (EPTB) dans le cadre du programme Re-sources et des actions « captages Grenelle ». La région Poitou- Charentes est la région qui possède le plus grand nombre de projets et de captages Grenelle. Cette focalisation des moyens est aussi visible avec le soutien des Agences de l'Eau dans leur Plan d'Action Territorial et Contrat Territorial. Des différences existent néanmoins entre les régions (Tableau 2 : Contractualisation dans les trois régions Poitou- Charentes, Aquitaine et Midi Pyrénées (traitement Irstea Adbx, données ASP 2011)) : s'il y a globalement une focalisation des moyens pour prioriser l'action sur les zones à enjeux, on peut constater que la région Poitou- Charentes garde la plus forte proportion de SAU contractualisée (16%) , le plus grand nombre de territoires de projet (26) mais le nombre de contrats (230) et le taux de surface contractualisée (3%) dans ces territoires restent plus faibles qu'en Midi Pyrénées par exemple.

Tableau 2 : Contractualisation dans les trois régions Poitou- Charentes, Aquitaine et Midi Pyrénées (traitement Irstea Adbx, données ASP 2011)

	Poitou- Charentes	Aquitaine	Midi-Pyrénées
SAU (en ha)	1 720 955	1 377 204	2 291 498
Territoires de projet (en ha)	280 652	171 865	140 213
Part des territoires sur la SAU (en %)	16	12	6
Surface contractualisée (en ha)	7 332	2 631	10 612
Taux de surface contractualisée dans les territoires de projet (en %)	3	2	8
Nombre de territoires de projet	26	8	15
Nombre d'exploitants potentiels	4 473	5 499	2 676
Nombres d'exploitants contractualisants	193	91	293
Nombre de contrats	230	67	324

Tableau 3 : Principales caractéristiques des deux engagements unitaires « phyto » étudiés

Nom de l'EU	Montant et type couvert	Intitulé de l'EU	Objectif de la mesure à atteindre après les 5 années
PHYTO 04	77 € /ha en GC	Réduction progressive du nombre de doses homologuées de traitements herbicides	Au maximum 60% de l'IFT de référence du territoire
	82 €/ha en VI		Au maximum 40% de l'IFT de référence du territoire <i>IFT herbicide de 1.04 pour GC</i>
PHYTO 10	VI	Absence de traitement herbicide sur l'inter-rang en cultures pérennes	<i>IFT herbicide de 0.56</i> <i>IFT =0 dans les inter-rangs</i>

Légende : VI : viticulture GC : grandes cultures

Source : auteurs à partir de la circulaire DGPAAT sur les MAET (2011)

Certains de scénarios incluent les mesures agro-environnementales à enjeu eau qui ont été mises en place sur notre zone d'étude : PHYTO04 pour les grandes cultures, et de PHYTO04 et PHYTO10 pour la vigne (nous

⁵ Mesures Agro-Environnementales territorialisées

⁶ Voir le site du séminaire de restitution en Juin 2014 <http://maeveaucoter.irstea.fr/>

avons également considéré une mesure de limitation de fertilisation sur les prairies). Le tableau 3 précise les objectifs à atteindre dans le cadre de la mise en œuvre de ces MAET. En revanche, il ne précise pas comment atteindre ces objectifs : ce travail a été réalisé dans le cadre de la déclinaison des scénarios en rotations culturales et pratiques associées (voir parties méthodes et résultats).

Un indicateur d'intensité de traitement (IFT) a été développé à partir du milieu des années 1980 au Danemark, pour répondre au fait que le recours croissant à des produits à faible grammage (dose homologuée libellée en g/ha) n'était pas reflété par les statistiques portant sur les quantités totales de substances actives vendues (Gravesen, 2003). S'appuyant sur cette expérience, le ministère en charge de l'Agriculture et l'INRA ont adapté la méthode au contexte français (Champeaux, 2006). Calculé à une échelle nationale ou régionale, l'IFT permet le partage d'un diagnostic commun, tout autant que la définition d'une vision partagée d'un objectif à atteindre. L'IFT est aujourd'hui mobilisé à la fois dans le cadre de mise en œuvre de politiques publiques telles que les Mesures Agroenvironnementales territorialisées (MAET) du programme de développement rural hexagonal (PDRH⁷, 2007-2013) visant à réduire progressivement l'utilisation des pesticides, mais également dans le cadre du réseau DEPHY Ecophyto⁸ et plus généralement sur le terrain afin d'accompagner les agriculteurs dans leur démarche de réduction d'utilisation des produits phytosanitaires. Les données disponibles concernées l'IFT régional Poitou Charentes sont présentées dans le Tableau 4: IFT de référence par culture en Poitou- Charentes (ministère de l'agriculture, 2008) et son évolution dans la figure 7. 70% des exploitations sont censés respecter ces IFT moyens, par construction. Cela donne une idée de l'effort à effectuer pour respecter les MAET sélectionnées.

Tableau 4: IFT de référence par culture en Poitou- Charentes (ministère de l'agriculture, 2008)

Culture	IFT Herbicides(H)	IFT Hors herbicides(HH)
Vigne	1,41	16,70
Colza	2,07	4,94
Maïs	1,98	/
Tournesol	1,85	/
Blé tendre	1,44	2,91
Orge	1,45	2,25

Une variabilité inter-régionale des IFT par culture existe (voir annexe 2), traduisant des situations de production et des contextes agro-climatiques différents⁹. Cette variabilité existe aussi en intra régional (résultats non montrés). Elle fait état de l'existence d'une grande variabilité de pratiques montrant que des cultures sont conduites de façon très économe au sein de chaque région. Un travail particulier sur ces individus permettrait certainement d'identifier des modes de conduite cohérents du point de vue agronomique, et performants sur les plans agronomiques (rendement), économiques (marge) et environnementaux.

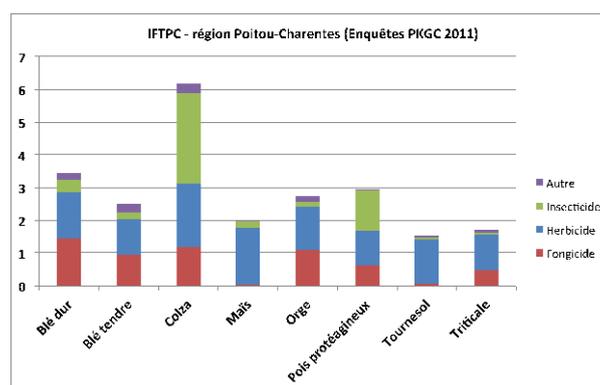


Figure 7: IFT PC moyens par catégorie de produit sur cultures annuelles en Poitou- Charentes, à partir des données d'enquêtes « pratiques culturales » du SSP de 2011

⁷ Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRH)

⁸ Ce réseau est dédié à la démonstration, à l'expérimentation et à la production de références. Il s'appuie sur un ensemble d'exploitations agricoles (FERME) et sur un réseau de sites expérimentaux (EXPE).

⁹ La comparaison entre les 2 régions ne peut se faire sur toutes les cultures car chaque culture n'est pas enquêtée dans toutes les régions

V – METHODES

V- 1 SPATIALISATION DES SYSTEMES ET DES PRATIQUES ET CONSTRUCTION DU SCENARIO DE REFERENCE

Cette phase a pour objectif la description des pratiques agricoles types, correspondant aux systèmes de culture dominants, et la création de couches d'occupation du sol dans un système d'information géographique (SIG - ArcGIS®) pour constituer le scénario de référence (S0) sur tout le bassin versant. Les sols sont décrits à partir des données IGCS retraitées par l'équipe pour définir un certain nombre de sols-type auxquels on pourra associer des rotations. Le bassin versant de la Charente est découpé en sous bassins modélisés, en prenant en compte la topographie et les découpages existants. Les cultures et rotations principales sont analysées puis réparties en fonction des types de sol simplifiés, en distinguant les systèmes irrigués et non irrigués. Cela permet de décrire les principaux systèmes de culture par une combinaison « type de sol/rotations/cultures ». Une vérification des surfaces par culture est réalisée à partir des successions « réelles » obtenues par croisement des données du RPG pour vérifier qu'une rotation culturale représentant une surface conséquente n'ait pas été oubliée. Les itinéraires techniques sont ensuite détaillés en fonction des données disponibles (résultats d'enquêtes, données de référence) puis validés par les acteurs de terrain et experts d'un secteur ou d'une culture. Les données sont organisées et traitées pour permettre de simuler le transfert des matières actives avec le modèle agro-hydrologique SWAT. Le choix des échelles spatiales est particulièrement important pour la méthode de modélisation intégrée. Un fichier unique par scénario d'occupation du sol par l'agriculture et des pratiques associées est utilisé par les outils indicateurs, le modèle agro-hydrologique et le modèle économique. Différents niveaux de calcul et d'agrégation sont définis, l'échelle de confrontation des résultats choisie étant le sous-bassin versant : c'est échelle où les modèles permettent d'établir un bilan complet, hydrique et de flux pour l'un, et de coûts pour l'autre.

V.1.1 L'OCCUPATION DU SOL ET LES SYSTEMES AGRICOLES

L'année de référence choisie est l'année 2006 du RPG pour fixer la surface agricole utile (SAU) car le nombre d'îlots déclaré est maximal et correspond aux chiffres du recensement agricole (Recensement Général Agricole 2000). Les fichiers du RPG de 2006 à 2010 sont croisés par géo-traitement afin de connaître les successions culturales « observées ». Les îlots peuvent se superposer ou disparaître d'une année sur l'autre, ce qui complexifie le transfert des paramètres et nécessite de nombreux tris et nettoyages des données. Le RPG est la base d'informations disponible la plus précise pour décrire spatialement l'occupation agricole du territoire, sauf pour le vignoble. On considère que seulement 7% de la surface réelle du vignoble est déclarée dans le RPG. La base d'information géographique Corine Land Cover (CLC) est donc utilisée pour compléter les zones non renseignées par le RPG. Actualisée en France par l'Ifen¹⁰ en 2006, la base CLC fait partie d'un programme européen CORINE. Pour décrire l'occupation du sol du bassin, les surfaces fixes : zones urbaines, industrielles, forestières, humides, prairies naturelles et la vigne sont issues de la base CLC, mais seulement en complément du RPG. En effet, la résolution correspondant à une échelle de 1/100 000 est beaucoup moins précise que celle du RPG et ne permet pas de distinguer précisément les parcelles agricoles dont la surface est inférieure à 25ha. La couche d'occupation du sol finale est donc générée par des traitements successifs sous ArcGIS®, qui permettent de regrouper respectivement les classes des nomenclatures des deux bases de données utilisées.

V.1.2. SELECTION DES CULTURES MAJORITAIRES ET SPATIALISATION DES ROTATIONS-TYPE SUR LE BASSIN

Les cultures « majoritaires » sont sélectionnées à partir des données institutionnelles disponibles, publications Agreste notamment note de suivi du programme Ecophyto 2008, données du recensement agricole actualisées en 2005 par Irstea et publications de la chambre régionale (Vigot 2011, Vigot and Scheurer 2011). Les céréales, oléagineux et prairies sont les cultures les plus représentées en surface. Les prairies sont considérées comme temporaires lorsque leur durée varie de 0 à 7ans, et permanentes lorsqu'elles sont supérieures à 7ans. Les

¹⁰ Institut français de l'environnement

autres cultures, comme les cultures maraîchères, ne sont pas prises en compte car leur surface totale sur le bassin versant ne permet pas de les considérer comme fortement contributrices à la pollution phytosanitaire sur le bassin. Des rotations-types sont ainsi attribuées en fonction des types de sol simplifiés décrits plus haut. Les rotations-types sont construites en partant des successions culturales observées et de la sélection des cultures majoritaires. Lors des réunions d'échange entre équipe de recherche et experts locaux, une dizaine de rotations-types ont été attribuées à chacun des douze types de sol présents sur le bassin versant.

V.1.3 DESCRIPTION SIMPLIFIEE DES ITINERAIRES TECHNIQUES-TYPE

Pour achever de décrire cette vision modélisée de l'agriculture sur le bassin versant, un itinéraire technique est affecté à chaque culture comprise dans les rotations. L'objectif est de décrire des pratiques moyennes existantes par culture, à partir desquelles des hypothèses d'évolution pourront être appliquées. Les experts des Chambres d'Agriculture départementales et régionale ont été consultés pour représenter une moyenne de la diversité des techniques et stratégies de cultures, extensives à intensives, sur le territoire concerné. Les itinéraires techniques sont détaillés dans un fichier Excel dont la structure a été discutée avec les acteurs pour faciliter les échanges (annexe 3). Le fichier est renseigné par culture, en indiquant les informations générales puis en remplissant une ligne par opération culturale (semis, désherbage, irrigation début/fin, fertilisation, traitement phytosanitaire). Ces données sont nécessaires pour évaluer l'impact des pratiques via la modélisation intégrée. Le fichier est ensuite mis en forme pour automatiser la lecture des données par le modèle SWAT et le calcul des indicateurs avec des programmes R.

Les caractéristiques des matières actives composant les produits phytosanitaires mobilisés dans ces itinéraires techniques sont décrites dans une base de données extraite de la base ePhy11 (Ministère de l'agriculture) et SIRIS12 (INERIS). A noter qu'il n'existe pas de base institutionnelle permettant une utilisation pratique immédiate. Par ailleurs, étant donné le nombre important de matières actives utilisées, il est nécessaire de sélectionner un petit nombre de molécules pour simuler dans SWAT les transferts vers les eaux superficielles à l'échelle du bassin versant. Le modèle SWAT ne peut en effet simuler qu'une molécule à la fois et prendre en compte au maximum 10 molécules par projet de modélisation.

5.1.4 CHOIX DES MOLECULES TRACEURS

Dix matières actives ont donc été sélectionnées comme des traceurs en prenant en compte divers critères (annexe 4). Cette méthode de sélection peut être appliquée sur toute autre partie de bassin versant étudié. La limite des 10 molécules choisies est une limite technique due à l'utilisation du modèle agro-hydrologique SWAT mais ce nombre paraît suffisant pour prendre en compte les priorités locales et une diversité de comportement des molécules en termes de transfert. Bien que certaines molécules interdites et/ou leurs métabolites soient toujours retrouvés dans les eaux, il a semblé peu pertinent de les prendre en compte pour définir des trajectoires d'évolution de l'agriculture et leurs conséquences environnementales.

Les molécules choisies remplissent les critères principaux suivants :

- les plus quantifiées dans les eaux superficielles de 2007 à 2009 en métropole (Commissariat Général au développement durable, 2010; 2011) et de 2000 à 2009 en Charente. Les résultats sont issus des analyses effectuées dans les stations des Agences de l'Eau. Les résultats des diagnostics territoriaux d'analyses de molécules retrouvées dans les eaux ont fait ressortir les molécules les plus quantifiées et utilisées pour le bassin du Né (Boitaud et al. 2008)
- les plus dangereuses, classées substances prioritaires et/ou dangereuses par les Agences de l'eau dans le cadre de la DCE (Ineris, 2010).

La sélection a été comparée avec l'évolution de l'utilisation des matières actives en analysant les listes des substances les plus vendues entre 2000 et 2005 selon le GRAP Poitou-Charentes (GRAP, 2007) et de 2008 à

¹¹ Le site internet *ePhy* mis à jour par le ministère de l'agriculture (MAAP) est un catalogue des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages autorisés en France.

¹² SIRIS est le Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les pesticides. La base de données des substances actives de SIRIS-pesticides a été mise à jour en juin 2012 à partir d'une compilation de plusieurs bases et les renseignements des dossiers d'homologation européens. La base SIRIS comprend des informations générales, les paramètres physico-chimiques et toxicologiques des substances.

2010 selon la FREDON (Kaczmaryk, 2011). Elle a été discutée avec différents experts afin d'intégrer une vision pratique de la pollution phytosanitaire des eaux superficielles et de sélectionner les substances les plus utilisées. Ainsi, au vue de ces différents critères, dix molécules rappelées dans le tableau 5 ont été sélectionnées. Elles représentent plusieurs types d'action (herbicide, insecticide, fongicide, molluscide).

Tableau 5 : Les 10 molécules choisies pour la modélisation intégrée

Molécule	type d'action
Glyphosate	Herbicide
S-métolachlore	Herbicide
Isoproturon	Herbicide
2-4 MCPA	Herbicide
Aclonifen	Herbicide
Acétochlore	Herbicide
Mancozèbe	Fongicide
Tébuconazole	Fongicide
Chlorpyriphos-éthyl	Insecticide
Métaldéhyde	Molluscide

Pour tenir compte des traitements réalisés en zones non-agricoles (ZNA), il a été choisie d'attribuer aux zones urbanisées une application de glyphosate au printemps. La contrainte de sélection de ces 10 molécules est de veiller à ce qu'elles soient bien présentes dans les itinéraires techniques-type choisis. Elles seront donc privilégiées par rapport à d'autres produits de traitement qui pourraient être utilisés dans les mêmes conditions. Ce choix de molécules a été conforté par le récent diagnostic de la zone AAC Grenelle « Coulonge St Hippolyte » : les enquêtes réalisées auprès des différentes structures ainsi que les fréquences de détection reprennent l'essentiel de ces molécules.

V- 2 - METHODOLOGIE DE CONSTRUCTION ET SPATIALISATION DES SCENARIOS

La description des scénarios s'est faite en deux temps : i/ élaboration de proposition par l'équipe de recherche puis ii/ amélioration ou compléments en concertation avec les gestionnaires et experts agricoles locaux. Les scénarios décrits intègrent les actions MAET à enjeu eau existantes mais aussi des trajectoires d'évolution de l'agriculture estimées pertinentes par les acteurs comme le développement de l'agriculture « bio » ou la mise en œuvre de MAET sur un certain pourcentage de surface du bassin versant, l'autre partie conservant les pratiques du scénario de référence.

Ces scénarios décrivent des trajectoires des systèmes agricoles et des pratiques sur le territoire d'étude en fonction de l'évolution des politiques publiques (actions agro-environnementales), des évolutions agronomiques (changement de pratiques ou de système) sans cependant inclure les forces motrices que sont les conditions économiques (évolution du prix du marché des céréales, conditions favorables pour l'implantation de filières) ou encore les conditions sociales (âge des agriculteurs selon les secteurs par exemple). Le scénario de référence est construit à partir des pratiques moyennes sur la zone, tendance « raisonnée ». Un scénario « intensif » est construit en prenant comme hypothèse une plus grande fréquence de certains traitements. Un autre scénario prévoit d'appliquer sur 100% du bassin les MAET estimées en rapport avec une reconquête de la qualité de l'eau : Ferti01, Phyto04, conversion à l'agriculture biologique ou conversion en prairies dans des zones sensibles. Ce scénario prend en compte les pratiques nécessaires pour atteindre les objectifs fixés en termes de fertilisation et valeur des indicateurs (IFT). Il inclut un allongement des rotations. Ces trois scénarios sont dits « primaires » et appliqués sur 100% de la zone. Les autres scénarios sont des combinaisons des scénarios primaires sur une partie du bassin versant (scénario S3A), localisent des mesures dans des zones sensibles (S4) ou encore combinent deux modes de production (traditionnel ou bio) pour les scénarios S3a et S3b. Le tableau 6 présente les différents scénarios complètement évalués dans le cadre du projet. Une fiche récapitulative par scénario a été réalisée dans l'optique d'un dialogue avec les acteurs (voir un extrait en annexe 5).

Tableau 6 : Tableau récapitulatif des différents scénarios testés

Scénario	Description du scénario	Modification des pratiques	Modification de l'assolement	Pourcentage d'application
S0	Scénario initial et de référence, efficacité des pratiques agricoles et simulation de l'occupation agricole du Bassin Versant du Né			100% du Bassin Versant
S9	Scénario considérant des conditions extrêmes, et donc des pratiques intensives	Fréquence supérieure des traitements phytosanitaires sur la succession culturale		100% du Bassin Versant
S1A	Combinaison des scénarios S0 et S2	Pratiques S0 et S2	Combinaison rotations du S0 et du S2	75% de la SAU en S0 et 25% en S2 (25% des Grandes Cultures et 25% des Vignes)
S2	Prise en compte des MAET FERTI_01-PHYTO_04 pour les Grandes Cultures et PHYTO_04 et phyto_10 pour la vigne	<u>Objectif MAEt pour l'inter rangs:</u> IFT Herbicide égal à 0 (phyto_10) <u>Objectif MAEt Grandes Cultures:</u> IFT Herbicide de 1,04 Ferti N : territoire maximum 140 UN/ha/an <u>Objectif MAEt Vigne:</u> IFT Herbicide de 0,56	Allongement des rotations soit avec 3 années de luzerne soit 1 année de pois de printemps	100% du Bassin Versant
S3	Conversion d'une partie des surfaces de Vigne (Conventionnel ou MAET) en Vigne Biologique	Oui, mais pas d'ITK décrits pour le BIO, à part azote sous forme organique	Vigne Biologique et Vigne en Conventionnel	20% des vignes en Vigne Biologique, 80% en S0 (Vigne Conventionnel) Grandes Cultures en S0
			Vigne Biologique et Vigne MAET	20% des vignes en Vigne Biologique, 80% en S2 (Vigne MAET) Grandes Cultures en S2
S4	Conversion des surfaces en grandes cultures au bord des cours d'eau en prairies temporaires sous cahier des charges MAET	0 unité d'azote pour les prairies temporaires MAET	Introduction des prairies temporaires MAET	100% des surfaces en Grandes Cultures situées à moins de 20 mètres des cours d'eau, le reste en S0

V-3 EVALUATION DES SCENARIOS PAR LES INDICATEURS

V.3.1 CHOIX DES INDICATEURS

Nous nous intéressons à une estimation de la pression exercée par l'agriculture sur la ressource en eau et au risque potentiel de transfert. L'estimation du risque s'est d'abord développée dans la communauté scientifique en mobilisant des travaux faisant appel à la modélisation des processus physiques de transfert des pesticides. Puis, à partir des années 1990, les agronomes ont développé des approches d'évaluation environnementale des risques associés aux pratiques phytosanitaires en mobilisant le concept d'indicateur agro-environnemental. Il existe de nombreuses définitions de ce que peut être un indicateur. Il peut être défini comme une donnée quantitative qui permet de caractériser une situation évolutive, une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à leur état à différentes dates. Il est censé aussi pouvoir répondre à un objectif, une question concrète (Delache, 2002). La qualité principale d'un indicateur est sa capacité à rendre

compte le plus précisément possible d'un phénomène en général complexe. On constate une prolifération d'indicateurs environnementaux souvent utilisés dans un contexte inapproprié (Devilleers et al. 2005; Yli-Viikari et al. 2007). Reus et al (2002) arguent les besoins du développement d'un réseau pour améliorer et harmoniser l'utilisation des indicateurs de risque "pesticides" à l'échelle de de l'EU.

Plusieurs indicateurs sont mobilisés dans le cadre de ce projet (tableau 7) :

- des indicateurs de pression ou d'usage qui visent à qualifier l'intensité des pratiques pesticides (l'IFT) ou la quantité apportée en une molécule via les traitements phytosanitaires (PREMA), des indicateurs «managériaux »
- des indicateurs de risque potentiel de transfert qui sont définis comme « les résultats d'une méthode de calcul qui est utilisée pour évaluer les risques que présentent les pesticides pour la santé et/ou l'environnement » (article 3 directive usage pesticides n° 2009/128/CE). Notamment nous testons l'indicateur ARTHUR développé localement en Poitou- Charentes qui inclut des éléments de vulnérabilité du milieu et nous avons souhaité tester un indicateur composite agro-environnemental (RPTL), développé par l'équipe à partir de techniques d'analyse de données, avec un objectif similaire mais développé à l'échelle du bassin versant.

Il est fourni en annexe 2 et en annexe 1 partie confidentielle des compléments sur ces indicateurs.

Tableau 7: Indicateurs utilisés dans l'étude et leurs caractéristiques

	Nom de l'outil	Niveau de prise en compte des paramètres	Type d'évaluation
Indicateurs	IFT: Indice de Fréquence Traitement	Pratiques (produits phytosanitaires)	Intensification des pratiques
	Pression_ matière active	Pratiques (molécules)	Pression phytosanitaire
	Arthur: Analyse des Risques de transfert de phytosanitaires vers les aquifères	Milieu / Pratiques (produits phytosanitaires)	Pression / vulnérabilité
	Indicateur composite spatialisé RPTL (Irstea)	IFT/sol/pente/distance cours d'eau	Risque potentiel de transfert localisé

Dans le projet, nous mobilisons les indicateurs pour estimer la pression et les risques de transfert correspondant au scénario de pratiques agricoles appliqué sur un sous-bassin ou une unité hydrologique. La question est d'estimer s'il est possible de discriminer les différents scénarios avec des indicateurs, quelle est leur sensibilité et comment confronter les résultats aux estimations des modèles.

L'indicateur PREMA, Pression des Matières Actives, est calculé uniquement d'après la quantité en grammes de matière active utilisée dans un programme de protection des cultures sur la surface de la parcelle. Cet indicateur de pression simple PREMA est inspiré de deux indicateurs agro-environnementaux du plan Ecophyto, QSA (Quantité de Substances Actives vendues) et NODU (NOMBRE de Doses Unités). Les valeurs du PREMA calculé pour les 10 molécules-traceurs permettent de confronter la pression résultant des pratiques simulées avec les résultats des simulations de transferts dans les eaux modélisés avec SWAT, pour une même molécule.

L'Indice de Fréquence Traitement (annexe 2) mesure le nombre de traitements effectués sur une parcelle en comparant le nombre de doses appliquées aux doses homologuées, en fonction des cultures. C'est un indicateur d'intensification (quantitatif) qu'on calcule sur tout le programme de traitement, donc sur tous les produits utilisés. Il est utilisé actuellement dans tous les programmes agro-environnementaux.

V.3.2 DEMARCHE GENERALE DE CALCUL DES INDICATEURS

Une chaîne de calcul automatique des indicateurs à partir des fichiers d'occupation du sol et de pratiques a été développée avec le logiciel R (figure 8), ceci permettant de recalculer facilement tous les indicateurs correspondant à un scénario donné, après intégration des modifications. Ce calcul automatisé des indicateurs est indispensable pour pouvoir mobiliser cet outil dans un contexte opérationnel d'évaluation ex ante de scénarios agricoles. En effet, l'interactivité suppose de pouvoir les recalculer rapidement afin de prendre en compte une nouvelle hypothèse.

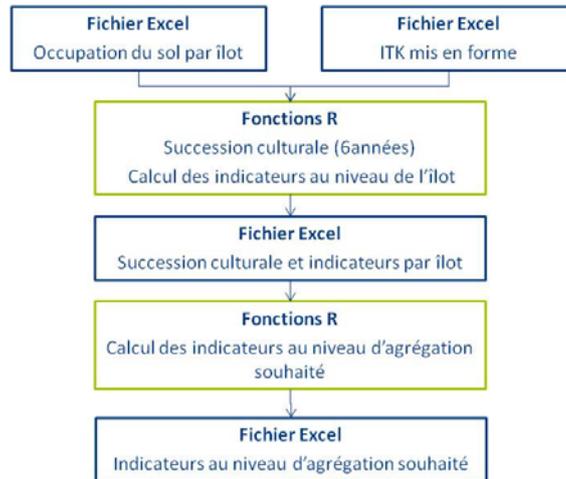


Figure 8 : chaîne de calcul automatique des indicateurs mise en place avec le logiciel R

L'objectif du programme développé est aussi de permettre une restitution synthétique et cartographique des valeurs des indicateurs à différentes échelles. Les restitutions se font soit sous forme de tableau de synthèse soit sous forme cartographique (ArcGIS®) à tous les niveaux de restitution préalablement définis et pour les molécules choisies.

V.3.3 METHODE DE CALCUL ET AGREGATIONS

Le calcul des indicateurs a tout d'abord lieu à l'échelle de l'îlot du RPG, pour une année donnée mais aussi pour l'ensemble de la rotation (soit les 6 années qui ont été définies). Les niveaux d'agrégation sont ensuite calculés. Nous prendrons l'exemple de l'IFT. Un premier calcul a lieu pour une année donnée :

$$IFT_{\text{îlot}} = \sum_{t=1}^T \frac{\text{Dose Appliquée}_t}{\text{Dose Homologuée}_t} \times \frac{\text{Surface traitée de l'îlot}_t}{\text{Surface totale de l'îlot}}$$

Le premier mode d'agrégation (IFT rotation) est réalisé à partir de la succession en prenant en compte une moyenne simple sur 6 années des indicateurs des cultures, différents des indicateurs à la parcelle. Les premiers sont pondérés par la surface, les seconds sont donnés par hectare.

$$IFT_{\text{culture}} = IFT_{\text{parcelle}} \times \text{surface parcelle (ha)} \text{, pour la surface en ha} \quad IFT_{\text{rotation}} = \left(\frac{\sum_{C1}^{C6} IFT_{\text{culture}}}{6} \right) \text{ pour la surface en ha}$$

Le second est réalisé par année, en considérant les cultures d'une seule année, il correspond donc à l'IFT culture. Ces deux échelles sont complémentaires, la première caractérisant plutôt les systèmes de culture, la seconde les pratiques pour les cultures d'une année. Sur une succession, il est intéressant de calculer la valeur minimale et maximale de chaque indicateur, en plus de la moyenne pondérée.

Le premier niveau d'agrégation spatiale correspond à une unité «BSR », Bassin-Sol-Rotation caractérisée par la combinaison unique des îlots appartenant à un sous-bassin versant, un type simplifié de sol et occupés par un type de rotation. Les IFT « rotation », calculés en fonction de la surface de l'îlot sont agrégés par une moyenne pondérée. Ce niveau d'agrégation est utile pour une confrontation avec les résultats obtenus à l'échelle de l'unité de calcul des modèles (HRU ou unités de réponses hydrologiques) :

$$IFT_{\text{BSR}} = \frac{\sum IFT_{\text{rotation du BSR}}}{\sum \text{surface BSR (en ha)}} \text{, valeur par ha}$$

A ce niveau, les indicateurs sont calculés sur les surfaces agricoles et les zones urbaines (où nous avons considéré qu'il était appliqué un herbicide). Les indicateurs BSR sont ensuite agrégés par une moyenne pondérée à l'échelle du sous-bassin versant.

$$IFT_{SBV} = \frac{\sum \text{IFT rotation du SBV}}{\sum \text{surface SBV (en ha)}}, \text{ valeur par ha}$$

A l'échelle du sous-bassin versant, toute la surface est prise en compte, même les zones non cultivées comme les forêts et les prairies naturelles. La pression moyenne sur un sous bassin versant est caractérisée par hectare afin de comparer les sous bassins entre eux

L'analyse statistique de l'efficacité environnementale des différents scénarios alternatifs par rapport au scénario de référence S0 s'effectue au niveau de l'îlot agricole. Ce choix de ne conserver que les îlots dit agricoles se justifie par le fait que nous évaluons l'impact des pratiques dites agricoles. Pour chaque scénario alternatif, la méthodologie suivante a été adoptée :

1. Calcul de la valeur moyenne de l'indicateur sur l'ensemble des îlots agricoles du scénario considéré
2. Comparaison, à l'aide d'un test de Student, de cette valeur moyenne à celle du scénario de référence

La méthode de calcul de l'indicateur moyen au niveau de l'îlot est la suivante :

$$\text{indicateur moyen} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{indicateur}_i}{n}$$

Dans la formule, i correspond à l'îlot, n correspond au nombre total d'îlots et la valeur de l'indicateur pour l'îlot i est la valeur de l'indicateur à l'hectare.

La différence pour un indicateur entre le scénario de référence S0 et un scénario alternatif est calculé de la manière suivante :

$$\frac{\text{indicateur du scénario alternatif} - \text{indicateur du scénario S0}}{\text{indicateur du scénario S0}} \times 100$$

Pour comparer les scénarios alternatifs au scénario de référence, l'îlot avec une occupation du sol dite agricole (données disponibles pour 26200 îlots) est considéré. De plus, tout au long de l'analyse statistique, nous allons considérer que les échantillons sont appariés car chaque îlot peut se trouver dans les deux situations (scénario de référence et scénario alternatif). La confrontation des scénarios alternatifs au scénario de référence est réalisée à l'aide d'un test de Student de comparaison des moyennes des indicateurs.

V.3.4 CAS PARTICULIER DES INDICATEURS DE RISQUE POTENTIEL DE TRANSFERT

ARTHUR est un indicateur complexe d'Analyse des Risques de transfert de pHytosanitaires vers les eaux souterraines, les eaux de surface et l'air. Il a été construit spécifiquement pour le contexte de la région Poitou-Charentes par la chambre régionale d'agriculture¹³ (Minette, 2008). Il est adapté à l'échelle parcellaire et sous-entend une visite de la parcelle sur le terrain et un recueil des différents paramètres avec une connaissance fine du lieu où est calculé l'indicateur. Son calcul à l'échelle du bassin versant est donc délicat car l'indicateur doit être calculé pour tous les îlots du bassin versant du Né par exemple, ce qui constitue un cas nouveau d'utilisation pour cet indicateur. Nous avons dû décrire une typologie de situations correspondant à une culture, un type de sol, un itinéraire technique, une classe de pente, une classe de distance au cours d'eau etc., puis calculer l'indicateur dans un tableur Excel dédié et réaffecter une valeur de l'indicateur Arthur à chaque îlot en le rattachant à une situation type. Malgré toute sa pertinence et son adaptation au contexte, le calcul à l'échelle bassin versant réalisé sur le bassin du Né est difficilement applicable à d'autres bassins versants de taille intermédiaire.

¹³ Description complète de l'indicateur ARTHUR disponible sur le site de la chambre régionale Poitou-Charentes : http://www.poitou-charentes.chambagri.fr/fileadmin/publication/CRA/15_Innovation/Agronomie_pub/ARTHUR_presentation.pdf

L'objectif de l'équipe Irstea dans le cadre du projet Eccoter était de tester un indicateur composite (RPTL) qui prenne en compte à la fois la sensibilité du milieu, le type de sol, la sensibilité à l'infiltration ou au ruissellement, la pente et d'autre part la pression exercée. Pour ce volet pression exercée, nous avons choisi comme variables l'IFT total, herbicide et non herbicide car cet indicateur tient compte de l'ensemble des traitements exercés sur la parcelle. Enfin, pour agréger les différentes variables, l'idée est de ne pas procéder par agrégation multicritère ou méthode des scores qui implique de donner des poids a priori aux variables, choix toujours sujet à discussion, mais de faire appel à des méthodes d'analyse de données et de classification (annexe 1 partie confidentielle pour la description complète).

V- 4 LE MODELE AGRO-HYDROLOGIQUE ET SON COUPLAGE AVEC LA DESCRIPTION DES SYSTEMES ET DES PRATIQUES

V.4.1 JUSTIFICATION DU CHOIX DU MODELE COMME OUTIL DE MODELISATION DES TRANSFERTS A NOS ECHELLES DE BASSIN VERSANT

Depuis la création du premier modèle hydrologique de bassin versant (*Stanford Watershed Model*) en 1966, de nombreux modèles hydrologiques ont été développés. Plusieurs classements typologiques existent, parmi lesquelles nous citerons celle de Refsgaard qui distingue trois catégories de modèles : empirique, conceptuel et distribué à base physique (Refsgaard and Knudsen 1996). Cette distinction est fondée selon la description des processus -conceptuels ou physiques- ou bien selon la description spatiale des processus à l'échelle du bassin versant -globaux ou distribués-. Singh a proposé une classification de modèles hydrologiques en fonction de (1) la description des processus, (2) le pas de temps, (3) l'échelle spatiale, (4) les méthodes utilisées pour résoudre les équations, (5) l'occupation du sol, (6) et les champs d'application (Singh,1995). Il distingue les modèles « globaux » (*lumped*) et les modèles distribués. Les premiers considèrent le bassin versant en tant qu'entité unique. Des relations empiriques relient les entrées et les sorties sans chercher à se rapprocher d'une loi physique ; les équations sont souvent des équations différentielles ordinaires qui ne prennent pas en compte la variabilité spatiale des processus, des entrées, les conditions aux limites et les caractéristiques géométriques du bassin versant (Singh 1995), contrairement aux modèles distribués où la connaissance géographique et physique détaillée du bassin versant est une nécessité. Les seconds, distribués, ou semi-distribués présentent l'avantage de bien représenter les processus physiques et hydrologiques sous-jacents. Ils sont caractérisés par (1) la géométrie du bassin versant, (2) les entrées dans le système, (3) les lois de formalisation des processus, (4) l'état initial et les conditions aux limites du système (5) et les sorties. Ils sont partiellement ou complètement distribués dans l'espace et dans le temps. Certains permettent même de procéder à des évaluations environnementales voire écosystémiques (Singh and Frevert 2010). Les modèles développés à l'échelle du bassin versant sont utilisés pour simuler les effets à long terme des changements de pratiques agricoles sur le milieu, et de prédire les effets hydrologiques (Borah and Bera 2004).

Nous avons mobilisé le modèle *SWAT (Soil and Water Assessment Tool)* pour ses aptitudes à être mis en œuvre dans le cadre d'une évaluation intégrée de scénarios agricoles, à confronter les sorties avec les indicateurs agro-environnementaux spatialisés et à être couplé à un modèle bio économique (GAMS) (Santhi et al. 2001) (Lescot et al. 2010, Lescot et al. 2013). Le modèle SWAT présente en effet les caractéristiques suivantes :

1. La dimension spatiale est fortement intégrée au modèle : d'une part, grâce à son interface couplée avec le Système d'Information Géographique et d'autre part, par ses capacités à router les flux de pesticides entre sous-bassins. L'interface géographique facilite l'analyses des données d'entrée et des résultats (Laurent, 2007).
2. Le module agronomique est très développé et paramétrable.
3. Comme d'autres modèles de bassins versants à pas de temps continu, SWAT a été développé afin de d'estimer la performance environnementale de scénarios d'évolution, et afin de servir d'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de l'eau, ou bien d'instrument à la politique publique (Arnold et al. 1998).

SWAT a été largement mobilisé, validé sur de petits comme sur de larges bassins versants pour évaluer les impacts environnemental et du changement climatique sur de longues périodes. Le projet ECCOTER porte sur l'évaluation environnementale de scénarios de changements de pratiques agricoles liées à la pollution diffuse de pesticides mesurée dans les eaux de surface. Or SWAT est capable de simuler les transferts et devenir des molécules pesticides dans les eaux de surface et les eaux profondes (Gevaert et al. 2008) via les compartiments atmosphère, sols et eaux.

5.4.2 PRESENTATION DU MODELE AGRO-HYDROLOGIQUE SEMI DISTRIBUE SWAT

Développé au début des années 1990, le modèle agro-hydrologique de bassins versants SWAT ouvert semi-distribué à pas de temps continu journalier conceptuels à base physique s'inscrit dans la continuité de trente années de travaux de développement du département de recherche du Ministère de l'Agriculture états-unien. Il est directement issu du modèle SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*), et incorpore sa structure novatrice de calculs des transferts, sa flexibilité de délimitation des sous-bassins versants. SWAT incorpore les algorithmes du modèle de qualité des eaux QUAL2E. D'autres modèles ont permis son développement comme GLEAMS (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System*) (Knisel 1980), CREAMS (*Chemicals, Runoff, Erosion from Agricultural Management Systems*), EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) et ROTO (Gassman et al. 2007) (voir présentation complète du modèle en annexe 6). Le modèle est à base physique pour les données d'entrée : il prend en compte la dimension physique du bassin versant en tant qu'entité physique ; il est et à bases empiriques pour son fonctionnement, telles les méthodes de calculs du ruissellement de surface (*SCS Curve Number*) et le nombre de paramètres, de facteurs de compensations issus de mesures in situ dans le milieu américain par le ministère de l'agriculture américain. Les paramètres sont distribués et la configuration de bassin versant au sens impluvium est flexible. SWAT permet d'évaluer de manière intégrée, l'impact environnemental à long terme de scénarios incluant le changement climatique, les pratiques agricoles et urbaines en terme de pollution diffuse ou ponctuelle (nutriments, pesticides, bactéries, charges sédimentaires, etc.) dans les compartiments eaux, sol et atmosphère, Il permet également d'estimer l'effet sur les débits, qu'aurait la mise en place d'ouvrages hydrauliques, etc. Le modèle SWAT2009 et le module d'optimisation globale SWATCUP contiennent les algorithmes qui permettent de procéder à des analyses d'incertitude, de sensibilité et de calibration.

5.4.3 DECOUPAGES SPATIAUX ET TEMPORELS

Le modèle de bassin versant SWAT calcule pour chaque cellule, les flux et direction d'accumulation des eaux en fonction de la topographie donnée par le modèle numérique de terrain. La maille de calcul est l'Unité à réponse hydrologique homogène (Hydrologic Response Unit ou HRU) (figure 9). Cette maille de calcul est la résultante de la combinaison unique d'un type de sol, d'un type d'occupation du sol et d'une classe de pente à l'échelle de chaque sous bassin. Le modèle ne spatialise pas les processus de calcul au sein de la HRU mais il route les flux de matières polluantes de la phase sol jusqu'au cours d'eau le plus proche pour les flux de transferts horizontaux, ainsi que les autres transferts (infiltration, percolation, flux sub-latéraux, etc.)

Les simulations sont conduites sur une longue période avec un temps de « préchauffe » (« warm up period ») qui permet au modèle de constituer les stocks et de stabiliser les différents bilans (azote, hydrologie, etc.). Les simulations sont effectuées au pas de temps journalier pour les sorties de débits. Des restitutions sont possibles au pas de temps mensuel ou annuel pour les sorties de rendements de culture et de flux de matières polluantes (pesticides et nutriments).

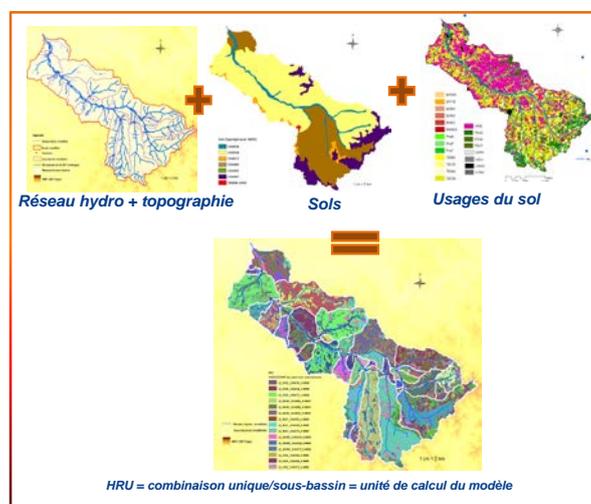


Figure 9: Délimitation des HRU (bassin versant du Né)

5.4.4 MISE EN ŒUVRE DU MODELE DANS LE CADRE DU PROJET ECCOTER

La démarche générale de modélisation SWAT est présentée en figure 10. Les données d'entrée nécessaires au modèle sont fournies pour partie par le jeu de données issu de la modélisation intégrée et pour partie par des données extérieures spécifiques à la modélisation agro-hydrologique (annexe 6). Les simulations sont conduites sur la période de 1983 à 2011 avec 9 ans de préchauffe.

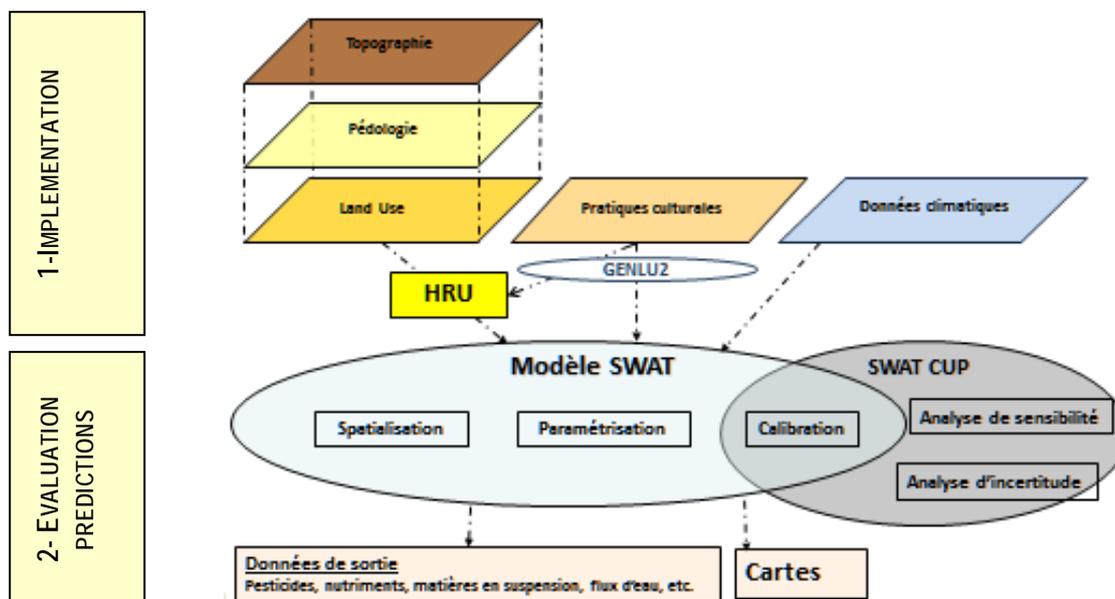


Figure 10: Méthodologie générale de la mise en œuvre de la modélisation

V.4.5 INTEGRATION DE LA TYPOLOGIE DES SYSTEMES AGRICOLES ET DE LEURS PRATIQUES A L'ECHELLE DE LA HRU : DEVELOPPEMENT INFORMATIQUE D'UN APPLICATIF SPECIFIQUE GENLU2.

Le développement d'un applicatif GENLU2¹⁴ (Générateur de Landuse) a été réalisé dans le cadre de ce projet afin de rendre possible l'implémentation des systèmes agri-cultureux et des usages urbains spatialisés complexes à l'échelle de 470 HRU sur 27 ans de simulation et dans des temps de traitement raisonnables. Ce développement constitue donc une adaptation innovante du modèle texan SWAT, développé au départ pour une agriculture « américaine » : il est adapté ainsi à l'agriculture à la française, diverse et hétérogène avec des successions culturales complexes. Une adaptation des paramètres des cultures est aussi nécessaire.

L'applicatif GENLU2 a été testé en premier lieu sur le bassin du Ruiné avant d'être transféré avec succès à l'ensemble du bassin du Né. Il permet de :

- Formater le jeu de données issu de la modélisation intégrée, aux spécificités propres au modèle agro-hydrologique (tables MGT de la base de données du projet SWAT). Ainsi, les calendriers culturaux des rotations-types sont utilisables directement par le modèle agro-hydrologique SWAT,
- Transformer les rotations type par type de sol en successions culturales sur toute la durée de la simulation, en y associant les calendriers culturaux annuels. Pour construire la séquence culturale sur la durée de la simulation, GENLU2 utilise les fonctions préinstallées de randomisation pseudo-aléatoire du langage VBA (James 1990, L'Ecuyer 1992, L'Ecuyer 2001),
- Créer les calendriers en faisant varier le deuxième facteur de contrôle du transfert et du devenir des pesticides, anthropique, après celui naturel (les précipitations) (Boithias et al. 2014) ; GENLU2 prend en

¹⁴ Une première version GENLU avait été développée par P. Bordenave, Irstea dans le cadre des projets Concert'eau et Spicosa, à l'échelle de la commune.

compte l'hétérogénéité des pratiques en faisant varier les dates d'opérations culturales selon une échelle temporelle réaliste.

Pour les scénarios simples, du fait de l'introduction de nouvelles cultures et de l'allongement des rotations, GENLU2 permet de modifier rapidement l'occupation du sol et d'entrer les nouveaux calendriers culturaux associés. Pour les scénarios combinés, l'affectation de pratiques agricoles se fait à l'échelle de la HRU sur la totalité de la HRU. La méthodologie de la transcription dans SWAT des scénarios simples et combinés est illustrée en annexe (Figure 4 de l'annexe 6).

V.4. 6 ANALYSE DE SENSIBILITE CALIBRATION ET VALIDATION

La démarche adoptée a été de mener tout d'abord une analyse de sensibilité sur les paramètres gérant la production de flux d'eaux, ensuite de procéder à de la calibration et enfin de valider. La démarche respecte les préceptes édictés par le concepteur de modèle SWAT (Arnold, 2012). Le modèle agro-hydrologique SWAT contient des centaines de paramètres qui représentent les processus hydrologiques et de qualité des eaux. L'analyse de sensibilité permet de discriminer parmi les paramètres ceux pour lesquels les variations des prédictions du modèles sont les plus fluctuantes, et permet ensuite par les étapes de calibration et de validation à diminuer l'incertitude lies aux valeurs des paramètres d'entrée et à améliorer les performance prédictives du modèle SWAT (Arnold and Fohrer 2005, Holvoet et al. 2005). La méthode utilisée est une approche hybride de simulation d'Hyper cube latin et d'échantillonnage d'un paramètre à la fois via (Latin Hyper cube – One factor At a Time, ou LH-OAT).

La calibration du modèle peut être accomplie manuellement ou bien en utilisant des outils d'auto calibration. La méthodologie mise en œuvre pour notre projet reprend le protocole décrit par Engel (Engel et al. 2007) Les fonctions objectif choisies pour valider les étapes de calibration et de validation du modèle agro-hydrologique sont les coefficients de détermination (r^2) et d'efficacité de Nash Sutcliffe (NSE) (Nash and Sutcliffe 1970) (détails en annexe 6).

V-5 MODELISATION INTEGREE : COUPLAGE EXTERNE MODELE AGRO-HYDROLOGIQUE ET MODELE BIOECONOMIQUE

Un des objectifs du travail effectué dans le cadre de ce projet est de pouvoir fournir une justification aux décisions de localiser les mesures environnementales à différentes échelles dans l'objectif d'une gestion intégrée de bassins versants.

Lors du choix des mesures environnementales, il est supposé que celles-ci seront efficaces. Cette efficacité supposée repose, soit sur les résultats de travaux expérimentaux antérieurs le plus souvent à l'échelle de la parcelle soit sur des résultats de simulation avec des modèles biophysiques (Lacas, J.G. et al. 2005; Popov et al. 2006; Borin et al. 2010). Il faut souligner à ce stade que l'efficacité d'une mesure (ici la réduction de concentration simulée à l'exutoire de la zone hydrographique après la mise en place de la mesure) évaluée à l'échelle de la parcelle est supposée se reproduire à une autre échelle, soit par accroissement des surfaces consacrées aux mesures soit en ciblant leur mise en place sur une zone considérée comme sensible. Dans la suite et pour la présentation des travaux, on nommera scénario l'application d'une ou de plusieurs mesures appliquées à une ou plusieurs cultures sur une surface donnée du bassin versant. Les différents scénarios qui ont été pris en compte dans cette étude sont détaillés dans le tableau 5.

Ainsi, si deux mesures permettent d'atteindre le même niveau efficacité, leur coût d'implémentation devrait être différent étant donné que les coûts marginaux de leur mise en œuvre ne sont pas les mêmes. Ces coûts directs privés peuvent également varier pour une même mesure selon l'endroit où elle est appliquée. Pour deux mesures données, il est théoriquement possible d'obtenir de leur mise en place, la même efficacité mais à un coût différent, ou pour un coût identique, une efficacité différente. Dans ces conditions, l'application de l'analyse Coût-Efficacité (CE) se justifie pour comparer les mesures (ou scénarios) entre elles (eux). Qui plus est, cette analyse CE peut être spatialisée à une échelle commune identique à celle à laquelle sont évalués et les coûts et l'efficacité.

V.5.1. ECHELLE POUR EVALUER LES ACTIVITES AGRICOLES

Les modèles d'exploitation agricole en Programmation mathématique permettent traditionnellement de représenter le comportement d'exploitations individuelles. Leur mise en application nécessite cependant une quantité importante d'information et de données qui ne sont pas souvent disponibles. Bien qu'une information spatiale détaillée puisse être obtenue à partir du système de référencement du registre parcellaire graphique (RPG), celle-ci ne concerne que les cultures aidées dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC). Utiliser des exploitations représentatives ou des exploitations types est un moyen de surmonter les difficultés causées par la disponibilité des données. Cependant, l'hétérogénéité technologique des exploitations n'est pas du tout prise en compte dans le cas d'exploitations représentatives (exploitations moyennes) et seulement de manière incomplète pour les exploitations types (exploitations modales) qui peuvent être réelles ou synthétiques. L'autre inconvénient de ce type d'approche provient de la perte d'information géographique sur la localisation du parcellaire de ce type d'exploitation agrégée et celle des pratiques. Qui plus est, le parcellaire des exploitations sur un bassin versant n'est pas compact mais dispersé. De nombreuses exploitations peuvent n'avoir qu'une partie de leur superficie sur un sous-bassin versant et certaines parcelles d'une même exploitation peuvent aussi se trouver à cheval sur deux sous-bassins.

L'autre forme d'agrégation - qui est celle que nous avons adoptée - dépasse ces problèmes d'échelle en combinant les parcelles agricoles incluses dans chaque unité spatiale d'unification¹⁵. L'ensemble des surfaces agricoles de chaque unité est alors traité comme une entité unique, assurant ainsi cohérence et consistance pour les échelles spatiales utilisées avec le modèle agro-hydrologique SWAT.

Chaque unité spatiale unifiée (HRU) est alors traitée comme une entité unique par l'agrégation des terres des différentes exploitations s'y rattachant et ne sont alors pris en compte que les caractéristiques des sols, les successions culturales et les pratiques par cultures.

Cette méthode peut cependant conduire à un relâchement des contraintes des exploitations (capital en terres et mécanisation, main d'œuvre,...) et à exagérer le degré de flexibilité et de coordination des productions agricoles. La conséquence d'une agrégation conduit ainsi dans tous les cas à une solution optimale supérieure à celle qu'on aurait obtenue avec des exploitations séparées. Résoudre ce problème relatif au biais consécutif à l'agrégation nécessite ici aussi de disposer de plus d'information sur les exploitations individuelles.

De nombreuses données spatiales sont néanmoins disponibles. Elles concernent les caractéristiques des types de sol, l'utilisation des terres, les rotations et pratiques culturales à un niveau plus local (cartes des sols avec profils et propriétés physiques et chimiques, données satellitaires sur l'utilisation du sol, les recensements agricoles, données issues de conseillers agricoles régionaux et les centres de gestion agricole).

V.5.2 COUPLAGE AVEC LE MODELE SWAT

En travaillant au niveau de la HRU, les données d'entrée concernant les cultures, rotations et pratiques du modèle de calcul des coûts se doivent d'être identiques à celles utilisées pour la modélisation agro-hydrologique avec le modèle SWAT et cohérentes avec celles qui sont utilisées pour le calcul des indicateurs.

Les rendements des cultures simulés par SWAT à l'échelle de la HRU sont utilisés par le modèle économique. Si les données sur le rendement des cultures sont généralement disponibles au niveau régional, voire local, l'estimation des rendements obtenue à partir du *modèle plante* EPIC intégré au modèle SWAT peut théoriquement aider à prendre mieux en compte l'hétérogénéité des rendements liée à la diversité des pratiques et des types de sols à condition d'une bonne calibration préalable du *modèle plante*. La calibration et validation du modèle plante nécessitent en général plusieurs années et n'ont pas pu être totalement achevées dans le cadre de ce projet pour toutes les cultures considérées dans les rotations culturales prises en compte. Les raisons principales des difficultés de calibration tiennent au manque de données sur certains paramètres utilisés par le modèle plante de SWAT (table « crops » initialisée avec des paramètres adaptés aux USA et manque de références sur les paramètres utilisés par SWAT pour les cultures européennes). Dans le cadre du projet,

¹⁵ Unité spatiale d'unification : Nous appelons unité spatiale d'unification, l'unité commune à la modélisation bio-économique et agro-hydrologique. L'usu utilisée correspond ici à la HRU (Unité de Réponse Hydraulique, unité de référence du modèle SWAT à laquelle sont calculés les flux d'eau, de sédiments et de polluants qui sont ensuite routés vers l'exutoire du sous bassin).

différents tests ont été réalisés pour adapter ces paramètres, en prenant en référence soit les cultures les plus proches d'un point de vue taxonomie, soit en adaptant les paramètres disponibles pour d'autres modèles de croissance de plantes. Ces différents tests ont permis dans la plupart des cas d'obtenir des rendements simulés cohérents avec les références techniques connues. Dans les quelques cas où les rendements simulés s'écartaient trop des rendements observés, nous avons recalculé les rendements de la manière suivante :

$$y_{c,hru} = Y_{c,s} \times \frac{\bar{y}_{c,hru}}{\bar{y}_{c,s}}$$

y_{c,hru}: rendement par culture et hru

Y_{c,s} : rendement moyen observé par culture et type de sol

̄y_{c,hru}: rendement moyen simulé par culture et hru

̄y_{c,s}: rendement moyen simulé par culture et type de sol

Du fait que le modèle bioéconomique ait été initialement développé sur une base annuelle, les rotations pluriannuelles sont transformées en assolements afin d'avoir une occupation du sol similaire à celle observée et prise en compte dans le scénario de référence. Cette transformation est réalisée par l'ajout de nouvelles équations relatives aux contraintes de rotation et/ou aux parts des cultures dans chaque rotation (voir annexe 7).

V.5.3 CALCUL DES COÛTS PRIVÉS ADDITIONNELS POUR LA MISE EN PLACE DES MESURES

Dans de nombreuses études, la perte, le cas échéant, de marge brute totale consécutive à la mise en œuvre de mesures agro-environnementales est calculée par la méthode des budgets partiels. Ce mode de calcul est par ailleurs à la base de l'évaluation des remboursements administratifs attribués aux mesures agro-environnementales (MAE). Cette méthode des budgets partiels peut certes refléter de véritables situations et jouer un rôle important dans le processus de prise de décision en permettant l'analyse d'un ensemble limité de systèmes de pratiques avec ou sans mesures. Néanmoins, son défaut principal est de ne pas pouvoir tenir compte de l'ensemble des solutions optimales d'un point de vue économique. Pour calculer une courbe de substitution significative entre activités, toute méthodologie économique doit offrir aux exploitations la possibilité d'inter-changer l'ensemble des stratégies optionnelles dans le cadre de la prise de décision. Ne pas le faire ne fera qu'exacerber les arbitrages entre amélioration de la qualité de l'eau et revenu agricole (Lee, 1998).

La méthode d'optimisation économique est considérée comme plus pertinente pour l'analyse des coûts directs d'implémentation des MAE que la méthode des budgets partiels car elle offre en effet la possibilité de substituer l'ensemble des stratégies alternatives. D'autres approches comme les méthodes économétriques (par exemple, Wu JJ, 2004) ont également été utilisées sur de grands échantillons d'exploitations agricoles pour évaluer les changements prévus de marge brute consécutifs à la mise en place de mesures agro-environnementales. La force des modèles économétriques réside dans leur capacité à donner automatiquement des estimations de l'incertitude provenant directement de l'inférence statistique, et de pouvoir ainsi se passer des analyses de sensibilité exigées pour les approches en programmation mathématique.

En utilisant l'analyse linéaire input/output, les fonctions de production de type Leontieff (qui sont de fait des vecteurs de coefficients fixes) permettent de décrire l'ensemble des possibilités de production à l'intérieur d'une unité spatiale. Ainsi, pour chaque output, existe un certain nombre de techniques concurrentes (cultures et pratiques avec et sans mesures), sujettes à des contraintes de disponibilité des intrants et/ou des contraintes spécifiques relatives à la mise en place des mesures (surface minimales en prairies, nombre de cultures de la rotation, assolement particulier, etc...). L'optimisation permet, pour chaque combinaison de niveaux de contraintes et techniques de production d'obtenir une solution unique.

D'un point de vue économique, on considère donc que les agriculteurs implémenteraient les MAE si et seulement si le revenu espéré (attendu) augmentait ou tout le moins demeurerait inchangé. Si une MAE n'est pas appliquée, c'est que sa mise en place conduit à des coûts supplémentaires privés au niveau de l'exploitation. Des incitations financières apparaissent alors nécessaires pour compenser ces coûts additionnels et encourager l'adoption de ces mesures. Appliqué à la programmation mathématique, si un agriculteur adopte déjà une mesure particulière (sans compensation), l'activité "avec mesure" apparaîtra dans les variables de base et le coût marginal de sa mise en place sera nul. Si ce n'est pas le cas, l'incitation financière que le modèle d'optimisation permettra de définir sera nécessaire pour observer l'activité avec MAE entrer dans la solution primale.

L'apparition de cette activité avec mesure dans la solution optimale se fera si et seulement si le niveau de cette incitation et le coût marginal de mise en place ("shadow cost") s'annulent l'un l'autre. Des cycles d'optimisation avec une gamme croissante de montants incitatifs permettent ainsi d'obtenir une courbe de coûts marginaux de mise en place de la MAE par unité de surface et ce pour chaque HRU.

Développé sous GAMS (General Modelling Algebraic System) (Brooke et al. 1988, Mc Carl, 2009), le modèle économique simule l'utilisation des terres agricoles au niveau de chaque HRU. On suppose que les agriculteurs n'ont aucun effet sur les prix de vente ou d'achat (« price-takers ») et qu'ils cherchent à maximiser leur profit. La fonction objective du modèle économique est donc la maximisation de l'utilité espérée (ici la Marge Brute puisque aucun abattement lié au risque n'a été pris en compte) dans le choix ou non d'implémenter une mesure particulière. (détails en annexe 7).

En plus des cultures et les pratiques standards observées, les MAE sont introduites dans le modèle bioéconomique soit en tant que nouvelles activités (nouvelles cultures principales, cultures dérobées, prairies, bandes enherbées,..) soit comme autres activités avec des paramètres de pratiques modifiées (réduction des pesticides ou engrais utilisés). Si nécessaire, des contraintes supplémentaires peuvent être ajoutées (rotation plus longue, diversification des cultures,..).

Les coûts sont calculés par HRU (CT_{hru}) puis sommés au niveau du sous-bassin (SBV) qui est l'échelle la plus appropriée pour évaluer l'efficacité d'une MAE pour une réduction de concentration à l'exutoire. Cette méthode a été appliquée dans le cadre d'une étude précédente sur le bassin du Gers amont (Lescot et al. 2013).

Etant donné que l'étude de la variabilité des coûts marginaux de mise en place ne faisait pas particulièrement l'objet du travail réalisé dans le cadre de ce projet, les calculs ont été simplifiés pour l'application de la méthode au bassin versant du Né. Pour l'analyse Coût-Efficacité, seuls les coûts additionnels par sous bassins étaient attendus. Ces coûts ont été ainsi calculés directement à l'échelle de chaque sous bassin versant par différence entre les valeurs des solutions optimales (calculées par la fonction objective) pour le scénario de référence et les autres scénarios visant à réduire l'apport de pesticides en implémentant des MAE.

Les coûts totaux à l'échelle du bassin sont alors calculés sur une base annuelle à partir des coûts totaux calculés au niveau des sous-bassins. Etant donné que la décision d'adopter ou pas une mesure tend à être déterminée sur le court terme, les calculs ont été faits initialement sur une base annuelle. Le choix d'un modèle annuel est néanmoins discutable pour les cas où les mesures se rapportent à des changements de long terme comme par exemple le changement de cultures arables en prairies, la mise en place de zones tampons (bandes enherbées, ..) ou bien lorsque des décisions d'investissement doivent être considérées. Un calcul direct sur la période entière de simulation aurait été possible en développant un nouveau modèle soit en programmation linéaire multi-périodique soit en programmation dynamique.

Afin d'avoir une échelle temporelle identique à celle de la modélisation avec SWAT, nous utilisons la somme actualisée des coûts annuels sur la période pendant laquelle les mesures sont implémentées, définie par :

$$CT = \sum_{t=1}^T C_{tBV} \times (1 + r)^{-t}$$

CT: Coût total

C_{tBV} : Coût annuel (€); *t*: années de la période de simulation ; *r*: taux d'actualisation.

Une attention particulière devrait être apportée à l'incertitude entourant les prix des inputs et des produits agricoles durant la période de simulation. Une telle incertitude peut aisément être étudiée au travers de l'analyse de sensibilité.

V.5.4 PRISE EN COMPTE DES DIFFERENTS SCENARIOS TESTES

La modélisation intégrée se devait non seulement d'avoir des échelles spatiales et temporelles identiques mais des données d'entrées cohérentes et dans la mesure du possible, identiques.

Les mêmes itinéraires techniques que ceux définis pour le calcul des indicateurs et le modèle SWAT ont été utilisés pour le calcul des charges variables (intrants, main d'œuvre et mécanisation) des cultures simulées.

Le coût des inputs a été calculé sur la base du prix de vente moyen régional sur les quatre dernières années (2007-2011). Pour les produits phytosanitaires, c'est le prix de vente moyen observé sur les années de référence qui a été utilisé. Pour les engrais, c'est le prix des unités fertilisantes qui a servi de référence

Le produit brut des récoltes a été calculé à partir des prix moyen de marché sur la période de référence. Enfin pour les coûts de mécanisation (opérations culturales et récolte), ont été pris en compte des tarifs entraine (€/hectare) du matériel de référence utilisé sur le bassin versant par culture et type de sol. Les charges d'irrigation ont été calculées sur la base de 0.08 € le m3 d'eau.

VI RESULTATS

VI-1 DESCRIPTION ET MISE EN PLACE DU SCENARIO DE REFERENCE SUR LE BASSIN VERSANT DU NE

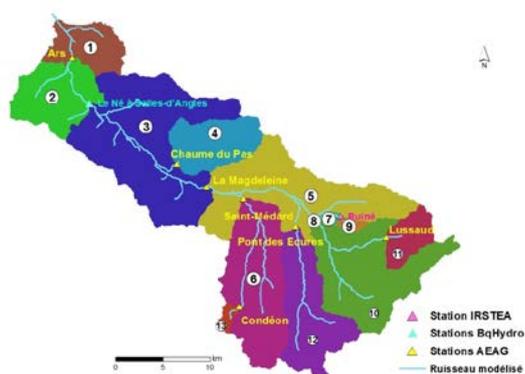


Figure 11 : les sous-bassins versants du Né découpés dans le cadre du projet Eccoter

Le sous-bassin du Né (700 km²) a été découpé pour notre étude en 13 sous-bassins versants, ceci étant lié essentiellement aux contraintes liées à la modélisation agro-hydrologique réalisée avec le modèle SWAT. Les sous-bassins 7 et 9 sont de petite taille car liés au petit bassin du Ruiné et décrits pour mettre au point la méthode. Les autres sous-bassins ont été découpés en fonction du modèle de terrain, de la base hydrologique Carthage et de la présence de stations de mesures hydrologiques et/ou de qualité des eaux (figure 12). Le sous-bassin 8 de petite taille et peu agricole ne sera pas considéré dans l'évaluation des scénarios « pesticides ». Trois types de sols peuvent être définis et les terres de champagne sont le type de sol majoritaire, le sous-bassin 8 de petite taille constituant une exception. La répartition dans les treize sous-bassins modélisés par le modèle agro-hydrologique n'est pas homogène. On compte peu de zones urbanisées (1,7%), 9,4% de forêts et 12,7% de zones végétalisées au sens de la base de données Corine Landcover.

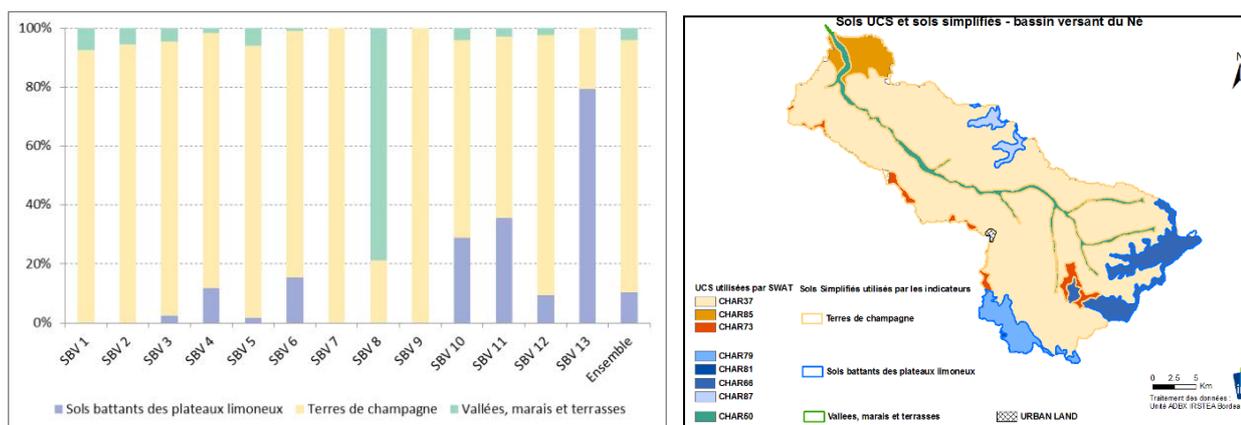


Figure 12 : Caractérisation des sous-bassins (gauche)

Figure 13 : Sols simplifiés et unités cartographiques de sols sur le bassin versant du Né (droite)

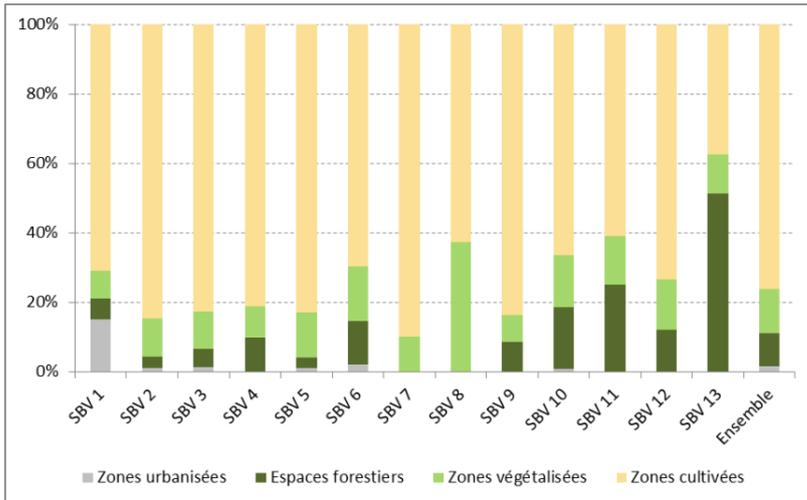


Figure 14 : occupation du sol dans les sous-bassins versants du Né

Le travail réalisé par enquêtes et auprès des experts locaux a permis de déterminer des rotations-types associées aux 3 types de sols simplifiés (figure 13) Les rotations-types modélisées sur le bassin du Né sont principalement à base de tournesol et blé (36% de la SAU) ou de maïs et blé (24% de la SAU). La vigne reste majoritaire, elle représente 37% de la SAU. La répartition des catégories d'occupation du sol modélisées sur le bassin du Né pour chaque sous-bassin est présentée en figure 14 et montre leur hétérogénéité sur la base des 4 grands groupes d'occupation du sol.

Tableau 8 : rotations culturelles théoriques définies pour les trois types de sols sur le bassin versant du Né

Type de sol	rotation non irriguée	% de répartition théorique par type de sol	rotation irriguée	% de répartition théorique par type de sol
Sols battants des plateaux limoneux	tourneol - bléT - tourneol - bléT	10,9	maisG - maisG - maisG	18,0
	tourneol - bléT - colza - bléT	6,7	maisG - maisG - maisG - bléT	8,7
	Prairie temp.	8,4	maisG - BléT - mais G - BléT	3,3
	Prairie perm.	26,3		
	vigne	17,9		
Terres de champagne	tourneol - bléT - orge P	17,7	maisG - maisG - maisG	2,6
	mais - mais - Tournsol - BléT	15,8	maisG - bléT - maisG - bléT	0,8
	tourneol - bléT - Tournsol - bléT	21,4	maisG - maisG - maisG - bléT	1,5
	vigne	27,0	maisG - maisG - maisG - OrgeP	2,1
	Tournsol-BléT-BléT	11,2		
Vallées, marais et terrasses	mais - mais	15,9	maisG - maisG - maisG	4,4
	Prairie temp.	11,7	maisG - BléT - mais G - BléT	2,6
	prairieP	41,4		

Le tableau 8 présente les rotations théoriques irriguées et non irriguées utilisées pour modéliser le scénario de référence.

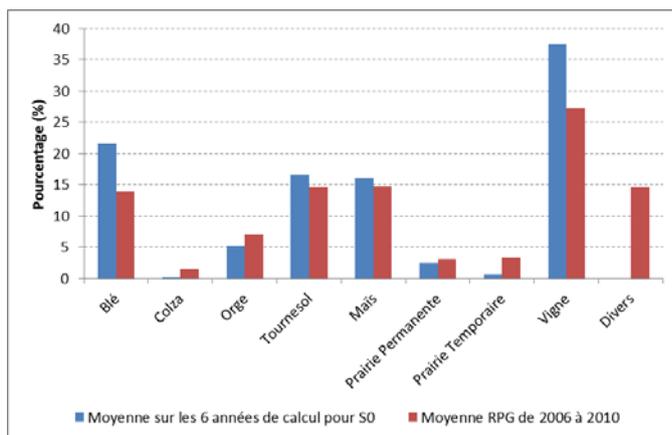


Figure 15 : Surfaces en différentes cultures résultant de la modélisation du scénario de référence

La comparaison des surfaces affectées aux cultures (en moyenne sur les six années de rotation entre RPG et modélisation cf. figure 15) montre que les surfaces sont proches sauf pour la vigne (dont les surfaces sont sous-estimées dans la base RPG, nous avons utilisé la base Corine Land cover pour « corriger » ce défaut) et pour le blé car nous avons privilégié une affectation des ilots aux principales rotations sur la zone d'étude, pour se rapprocher des pourcentages théoriques de rotation, le RPG ayant une partie conséquente des surfaces non identifiées (divers). La carte des rotations (annexe 8) permet de visualiser la succession des cultures modélisée sur le bassin versant.

Une fiche fournie en annexe 9 permet de compléter cette description du bassin versant du né et de ses sous-bassins selon différents autres critères (notamment pente et distance des ilots au cours d'eau le plus proche) qui sont ensuite utilisés pour la mise en place des indicateurs de risque potentiel de transfert. Les seuils des différentes classes ont été choisis en fonction de l'analyse statistique des variables et aussi en fonction des seuils déjà existants pour l'indicateur ARTHUR.

VI-2 LE SCENARIO DE REFERENCE ET LES SCENARIOS ALTERNATIFS

Les ITK ont été définis pour chaque culture présente dans chaque rotation décrite pour les types de sol présents (annexe 3). Les itinéraires techniques décrits ont été comparés à aux pratiques type décrites par le bureau d'études Invivo chargé du diagnostic de la zone AAC grenelle qui inclut le bassin versant du Né et sont cohérentes avec ces données qui proviennent d'autres sources (experts et coopératives). Ci-dessous un récapitulatif des traitements phytosanitaires prévus par les ITK décrits pour les différentes cultures (dans les ITK détaillés par type de sol, rotation irriguée ou non) :

Tableau 9 : Traitements et périodes d'application décrits dans les ITK du scénario de référence

	Période d'application des fongicides	Période d'application des herbicides	Période d'application des insecticides et molluscide
ITK Blé	4 applications (3 en avril et 1 en mai)	3 applications (1 en novembre et 2 en mars)	3 applications (2 en novembre et 1 en mars)
ITK Orge	3 applications (2 en avril et 1 en mai)	4 applications (2 en novembre, 2 en avril)	1 application en novembre
ITK Tournesol	0	4 applications (1 en mars, 2 en avril et 1 en mai)	2 applications (1 en mai et 1 en juin)
ITK Maïs	0	4 applications (2 en avril, 2 en mai)	4 applications (1 en avril, 2 en mai et 1 en juin)
ITK Vigne	Entre mai et août	3 applications en mars, avril et juillet	3 applications (2 en avril et 1 en juillet)

Le fichier produit suite à la modélisation des rotations culturales et des pratiques associées est ensuite utilisé par les trois outils mobilisés dans la démarche intégrée : indicateurs, modèle agro-hydrologique et le modèle d'optimisation des coûts (pour lequel en raison du processus d'optimisation 2% des surfaces ne sont pas affectées) (tableau 10 comparaison du scénario de référence avec les 3 outils).

Tableau 10 : Comparaisons d'occupation des sols moyenne indicateurs/Coûts/SWAT :

Occupation du sol	% Surface		
	Indicateurs	Coût	SWAT
Colza	0,04%	0,04%	0,03%
Tournesol	12,61%	12,64%	12,98%
Maïs	7,44%	7,46%	7,59%
Maïs ensilage	4,80%	4,79%	4,69%
Orge	3,66%	3,66%	3,68%
Orge irrigué	0,34%	0,33%	0,33%
Blé	15,21%	15,25%	15,26%
Blé irrigué	1,25%	1,25%	1,19%
Prairies temporaires	0,50%	0,14%	0,50%
Prairies permanentes	1,85%	0,50%	1,86%
Vignes	28,56%	28,28%	28,33%
Zones végétalisées	12,68%	12,58%	12,67%
Forêts	9,38%	9,27%	9,27%
Urbain	1,68%	1,63%	1,63%
Surfaces non optimisées	0	2,18%	0,00%
Total général	100,00%	100,00%	100,00%

En moyenne les occupations des sols modélisées par les indicateurs, SWAT et le modèle coût/efficacité sont très proches. Ceci met en valeur l'approche intégrée de la méthode adoptée.

Le même exercice est réalisé pour tous les scénarios avec dans certains cas, modification des successions culturales mais aussi des itinéraires techniques pour tenir compte des objectifs d'IFT, par exemple pour la mise en place des MAET (scénario S2). Le tableau 11 présente le cas d'un allongement des rotations pour S2.

D'autres scénarios comme S4 consistent à localiser des prairies temporaires en zone sensible (proche des cours d'eau) mais en revanche il n'y a pas dans ce cas de modification des itinéraires techniques des cultures. Une des difficultés pour des scénarios comme S4 est que l'outil SWAT doit sélectionner des HRU entières tandis que l'outil indicateur peut procéder de manière plus fine spatialement en sélectionnant des îlots, ce qui peut induire in fine une légère différence de surface affectée à la mesure entre les deux outils.

Tableau 11 : modifications des successions culturales pour le scénario « tout MAET » (S2) sur le bassin du Né

Rotations S0	Proportion de la SAU (en %)	Surface (en ha)	Rotations S2
MF MF MF	0,6	335,4	MF MF MF
MF MF T B	10,9	5801	LU LU LU MF MF T B
MI BI	2,8	1472,5	LU LU LU MI BI
MI MI MI	6,2	3300,7	MI MI MI
MI MI MI BI	1,2	636,4	LU LU LU MI MI MI B
MI MI MI OI	1,7	901,6	LU LU LU MI MI MI O
T B	12,8	6839,6	T P O B
T B B	8,7	4650,3	T B P O B
T B C B	0,1	77,3	T B P O C B
T B O	14,4	7668,4	T B P O O
PP	2,4	1293,1	PP
PT	0,7	351,7	PT
V	37,4	19953,5	V
Total surface cultivée	100	53281,5	

VI- 3 EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES SCENARIOS PAR LES INDICATEURS

Un premier résultat général consiste dans la capacité des outils indicateur à discriminer les différents scénarios ce qui n'était pas du tout évident au départ. Notamment dans le cas des scénarios combinés, la sensibilité des indicateurs pouvait être mise en doute. Ces résultats montrent également la complémentarité existante entre les différents indicateurs et différentes restitutions pour l'aide à la décision.

VI.3.1 IFT HERBICIDE ET HORS HERBICIDE, PREMA : LES INDICATEURS D'INTENSITE ET DE PRESSION

Tableau 12 : Résultats des IFT Herbicide et Hors Herbicide au niveau des îlots

	S0	S9	S1A	S2	S3A	S3B	S4
Herbicide	1,27	1,80	1,19	0,71	1,22	0,67	1,09
Hors Herbicide	9,04	10,85	8,60	6,15	8,10	5,49	8,83

Le tableau 12 présente les résultats des IFT moyens résultant des scénarios à l'échelle du bassin versant. Le scénario S2 reste le plus efficace, montrant l'intérêt des mesures MAET si elles pouvaient être appliquées à l'échelle de l'ensemble d'un territoire à enjeu. Le scénario S4 qui consiste à localiser les prairies près des cours d'eau, sans modifier les pratiques, montre également une certaine efficacité, qui pourrait être renforcée si on adoptait des mesures MAET localisées dans les secteurs à plus forte pression phytosanitaire. Le scénario S9, plus « intensif » mais surtout par la fréquence des traitements à l'intérieur d'une succession culturelle conduit à une augmentation conséquente des IFT. Le scénario S1A (25 % de la surface en MAET) est un peu décevant en termes de baisse de pression exercée mais on verra qu'il l'est plus sur l'aspect transfert. Les scénarios S3A et S3B consistent à transformer 20% de la surface en vigne en système biologique, tandis que les grandes cultures restent pour le scénario S3A en scénario de référence et pour S3B en scénario MAET. Le scénario S3B permet

d'atteindre des niveaux d'IFT encore plus performant que le S2 surtout pour l'IFT hors herbicide ce qui est normal. En revanche, le scénario S3A ne paraît pas très intéressant en termes d'efficacité.

Les résultats par sous-bassin sont présentés en annexe 10. Ces résultats mettent en exergue l'hétérogénéité par sous-bassin : l'efficacité attendue dépend de l'occupation du sol et des systèmes présents, ce qui apporte une possibilité de mieux cibler les mesures en fonction par exemple de la dégradation de la ressource ou encore de la présence d'enjeux à préserver. Le tableau 14 présente à l'échelle du bassin versant les résultats pour l'ensemble des indicateurs, IFT et PREMA (pression par molécule). Les PREMA, en dehors de l'intérêt de pouvoir confronter pression exercée et concentrations simulées par SWAT, permet également de mieux cibler les mesures en fonction de la contamination constatée en une molécule particulière. Si l'on souhaite par exemple diminuer plutôt le glyphosate, le scénario S3B est pertinent. En revanche, les itinéraires techniques mis en œuvre ne lutteront pas contre la pression en tébuconazole et ne diminueront pas drastiquement la pression pour le mancozèbe. Pour l'acétochlore, c'est le scénario S4 qui se révèle le plus efficace.

Tableau 13 : Valeurs des indicateurs pour le scénario de référence S0 et valeurs des scénarios alternatifs, en pourcentage, d'augmentation ou de diminution, par rapport à S0

	IFT						PREMA					
	Herbicide	Hors Herbicide	Glyphosate	S-metolachlore	Acétochlore	Isoproturon	Mancozebe	2-4-MCPA	Métaldéhyde	Aclonifen	Chlorpyriphos-ethyl	Tebuconazole
S0	1,27	9,04	460,55	126,99	127,06	125,57	1548,48	31,64	47,07	240,77	130,38	52,14
S9	41,89	20,08	120,56	39,89	0,04	12,82	0,00	0,00	69,58	-86,80	0,00	100,00
S1A	-6,40	-4,83	-7,32	0,85	-23,39	-7	0,00	-2,40	-16,63	-11,47	-15,19	15,19
S2	-44,36	-31,93	-51,09	-5,92	Absence	Absence	0,00	-41,72	Absence	-84,08	-99,97	100,00
S3A	-3,98	-10,37	-10,49	-0,04	0,01	0,02	-11,70	0,03	-0,01	-0,03	-11,69	-11,70
S3B	-47,11	-39,24	-56,82	-5,96	Absence	Absence	-11,70	-41,44	Absence	-84,09	-99,97	76,60
S4	-14,54	-2,30	-1,77	-17,10	-39,18	-14,61	0,00	-9,74	-27,08	-20,99	-0,01	0,00

Un dernier point pour l'aide à la décision peut être le type de restitution cartographique. Nous en présenterons ici quelques échantillons, l'une sur l'IFT à l'échelle de l'ilot et au sous-bassin, ainsi que pour la molécule glyphosate (figure 16). La mise en classe des indicateurs s'appuie sur une étude statistique (annexe 13). Les seuils restent ensuite fixes pour toute l'analyse, pour chaque indicateur et pour la même échelle spatiale.

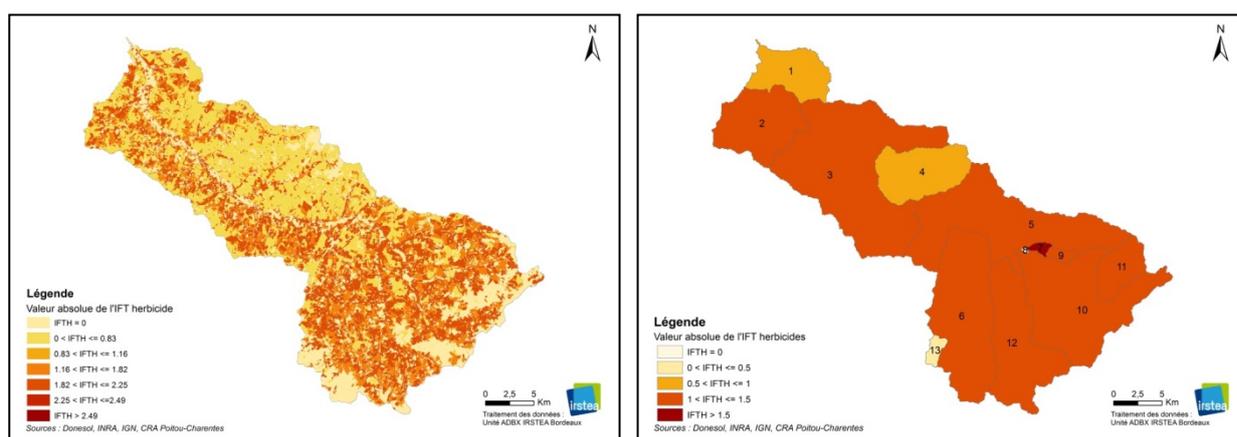


Figure 16 : IFT herbicide à l'échelle de l'ilot et du sous-bassin versant, pour le scénario de référence

L'échelle du sous-bassin, bien qu'elle lisse et moyenne les valeurs des indicateurs, permet cependant, compte-tenu du choix des seuils qui a été fait et qui perdure tout au long de l'analyse des scénarios, à une échelle spatiale donnée, de cibler là aussi les sous-bassins où la pression exercée est la plus forte. L'indicateur ilot permet ensuite une adaptation locale (ciblage d'un secteur pour l'action, diagnostics d'exploitation ou actions locales). Si, pour le glyphosate, le sous-bassin viticole apparaît clairement comme zone à pression forte, en

revanche son IFT herbicide n'est pas le plus préoccupant sur le bassin. Cette échelle permet de relativiser les problèmes par secteur.

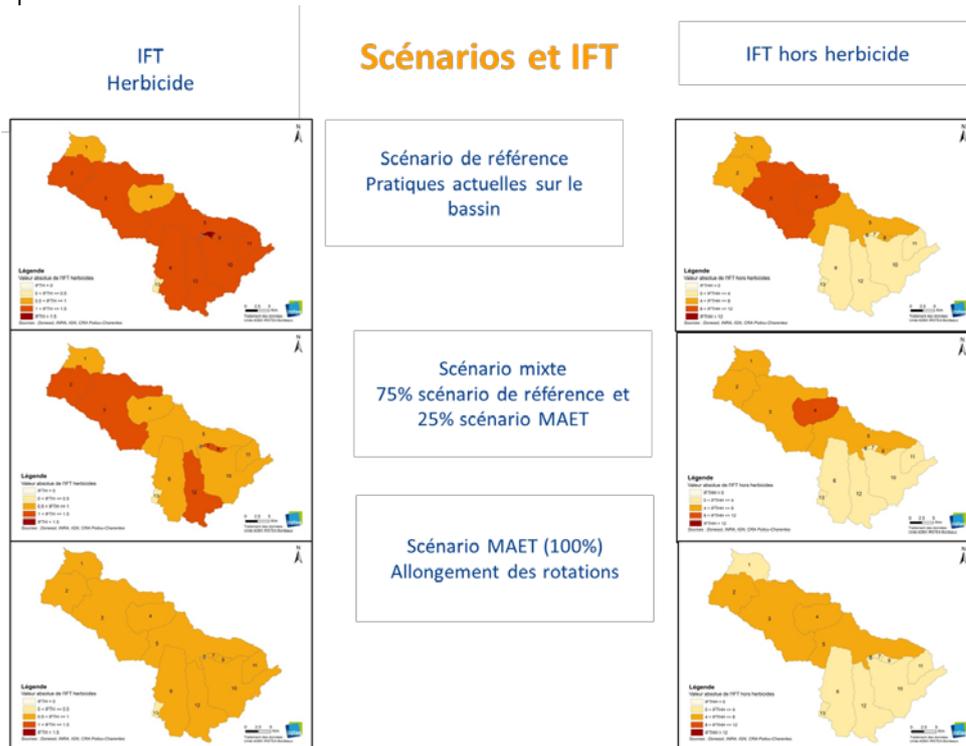
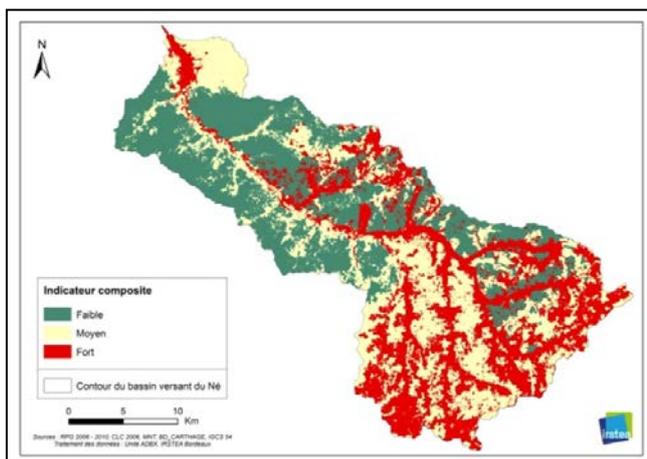


Figure 17 : Scénario de référence S0, scénario S2 (tout MAET) et scénario mixte S3A pour l'indicateur IFT

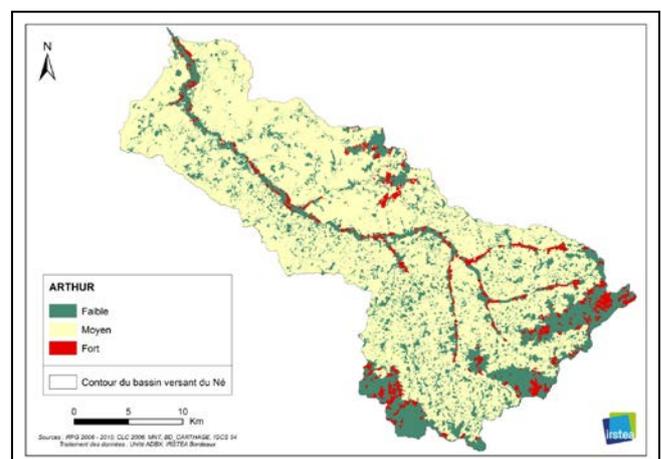
VI.3.2 LES INDICATEURS DE RISQUE POTENTIEL ARTHUR ET INDICATEUR COMPOSITE

Figure 18: Représentation spatialisée de l'indicateur composite, sur le bassin versant du Né, mis en 3 classes,



pour le scénario S9

Figure 19: Représentation spatialisée de l'indicateur ARTHUR, sur le bassin versant du Né, mis en 3 classes,



pour le scénario S9

Un exemple de résultats pour l'indicateur Arthur et l'indicateur composite, calculé à l'échelle de l'ilot et pour l'ensemble du bassin versant du Né, est présenté ci-dessus. Le calcul a été réalisé pour le scénario S9 dit « intensif » c'est-à-dire au plan théorique le scénario correspondant à une plus forte pression exercée par les activités agricoles. Bien que les résultats ne soient pas exactement comparables en raison des méthodes différentes de conception et de calcul, on note que l'indicateur Arthur a tendance à favoriser un classement des ilots en risque potentiel « moyen » (71%) tandis que l'indicateur composite produit une répartition plus équilibrée entre les différents groupes. Si l'on s'intéresse au groupe au risque potentiel le plus fort, les zones classées en

risque fort par Arthur le sont également par l'indicateur composite. Mais on constate que l'indicateur composite classe beaucoup plus selon le risque structurel et donc classe une plus grande surface en risque fort : en zone viticole (milieu de bassin) et en zone de grandes cultures en amont du bassin. Si l'on compare ces deux résultats cartographiques à la restitution de l'IFT total à l'échelle de l'ilot pour ce même scénario, on peut constater que les indicateurs de risque potentiel de transfert apportent une discrimination supplémentaire par rapport à un indicateur d'intensité des pratiques. Ainsi selon la représentation de l'IFT, la zone viticole est celle que devrait cibler prioritairement le programme d'action, tandis que les deux indicateurs de risque potentiel montrent bien que le risque potentiel de transfert peut également être important en zone sensible hors vigne. Une présentation détaillée de l'indicateur composite est présentée en annexe 1 (partie confidentielle).

VI- 4 EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES SCENARIOS PAR LE MODELE AGRO-HYDROLOGIQUE SWAT

VI-4 -1. SCENARIO DE REFERENCE : CONFRONTATION DES VALEURS DE DEBITS SIMULES AUX VALEURS DE DEBITS MESUREES

L'analyse de sensibilité sur les paramètres hydrologiques est détaillée en annexe 6. Sans surprise, les paramètres influençant le plus la réponse hydrologique sont ceux liés aux nappes. L'hydrosystème du bassin du Né est en effet fortement influencé par les interactions nappes rivières.

La calibration et la validation sur les débits journaliers ont été menées en manuel puis à l'aide du logiciel d'optimisation SWATCUP sur les 20 paramètres influençant le plus fortement la réponse hydrologique ; pour la calibration, de 2001 à 2005 à la station hydrométrique R4122523, et 2006 à 2010. La phase de calibration enregistre des valeurs de fonctions objectives de 0.75 pour le coefficient de détermination r^2 et de 0.74 pour le critère d'efficacité Nash Sutcliffe (Figure 17) tandis que c'est à la station R4122523 et sur la chronique disponible à cette station (2009 à 2010) que la validation a pu se faire avec des valeurs de fonctions objectives de 0.74 et 0.38.. Ces résultats peuvent être considérés comme satisfaisants, compte tenu de la difficulté à calibrer sur un bassin fortement anthropisé (présence de plus de 150 ouvrages hydrauliques sur le Né et ses 18 affluents), compte tenu du fonctionnement hydro géologique particulier du bassin au sous-sol en partie karstique, et compte tenu du manque de fiabilité et de la discontinuité des données mesurées de référence.

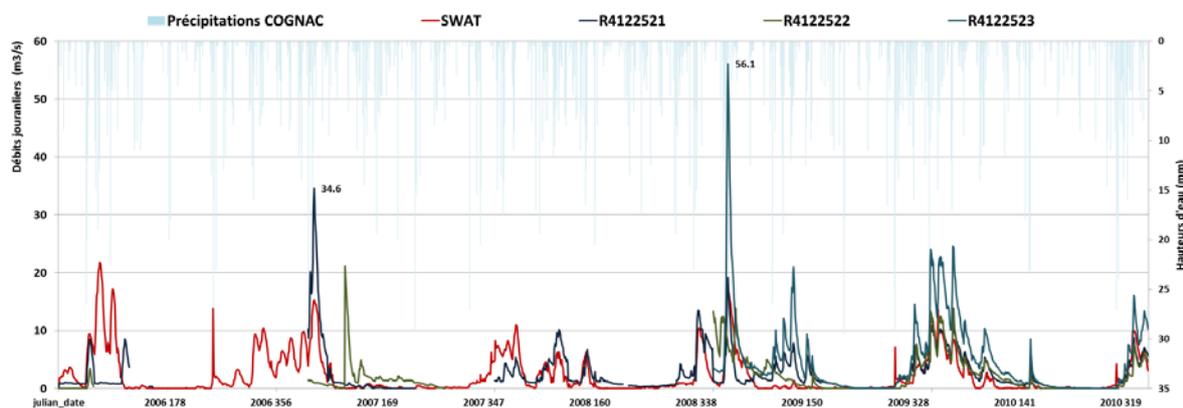


Figure 20 : Validation de 2006 à 2010 aux débits journaliers disponibles aux stations hydrométriques de la banque hydro (commune de Salles d'Angles)

A la fin du mois d'août, les nappes et les rivières se trouvent à leur niveau le plus bas. Les premières pluies de la fin de l'été et de l'automne rechargent la Réserve Utile du sol (RU) (en moyenne 100 mm). Nappes et rivières ne réagissent pas à ces pluies. Au cours du mois de novembre, la nappe se recharge progressivement. Les débits sont peu influencés par les pluies. Au cours de l'hiver, les nappes sont pleines, les rivières réagissent très significativement aux pluies. Le niveau de la nappe peut monter et redescendre très rapidement. A partir du mois de mars la nappe se vidange progressivement et permet de soutenir l'étiage.

VI-4-2. SCENARIO DE REFERENCE : CONFRONTATION DES VALEURS DE CONCENTRATIONS SIMULEES AUX VALEURS DE CONCENTRATIONS MESUREES

Les quantités de pesticides transférées vers les eaux superficielles sont calculées à l'exutoire de chaque sous-bassin. Pour confronter les valeurs simulées avec les données de mesure de qualité réalisées en eaux superficielles, nous avons considéré les molécules sous leur phase soluble et adsorbée dans le cours d'eau. Le détail des concentrations simulées aux exutoires des sous-bassins et les résultats du monitoring moyenné figurent en annexe 11. Le tableau ci-dessous présente les concentrations simulées en rivière aux exutoires des 13 sous-bassins du bassin versant du Né.

Tableau 14 : Concentrations moyennes (en µg/l) simulées à l'exutoire pour les dix dernières années et par sous-bassin pour le scénario S0 – les colonnes colorées concernent les sous-bassins versants sur lesquels on dispose de valeurs mesurées

Sous-bassin	SBV-1	SBV-2	SBV-3	SBV-4	SBV-5	SBV-6	SBV-7	SBV-8	SBV-9	SBV-10	SBV-11	SBV-12	SBV-13
Glyphosate	0.01	0.03	0.06	0.11	0.04	0.15	0.02	0.02	0.04	0.14	0.12	0.22	0.00
Mancozèbe	0.02	0.04	0.14	0.22	0.01	0.03	0.05	0.02	0.26	0.02	0.01	0.01	0.01
S-Métolachlore	0.43	0.55	0.73	0.92	0.91	0.88	1.60	0.64	1.81	2.13	1.95	2.36	0.32
Chlorpyriphos-eth	0.00	0.01	0.02	0.01	0.01	0.10	0.02	0.00	0.08	0.06	0.00	0.04	0.00
Aclonifene	0.14	0.21	0.39	0.68	0.70	1.01	0.65	0.27	1.60	1.16	1.77	2.76	0.63
Tebuconazole	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	0.04	0.03	0.00	0.15	0.03	0.00	0.01	0.00
Métaldéhyde	0.15	0.20	0.25	0.20	0.37	0.60	0.79	0.25	1.44	0.92	1.18	0.86	0.84
MCPA, 2-4	0.00	0.00	0.01	0.00	0.03	0.02	0.26	0.00	0.06	0.06	0.02	0.05	0.00
Isoproturon	0.15	0.20	0.25	0.20	0.37	0.60	0.79	0.25	1.44	0.92	1.18	0.86	0.84
Acetochlore	0.13	0.16	0.31	0.18	0.59	0.90	1.22	0.30	2.23	2.23	2.96	1.42	2.49

Illustration avec le Glyphosate

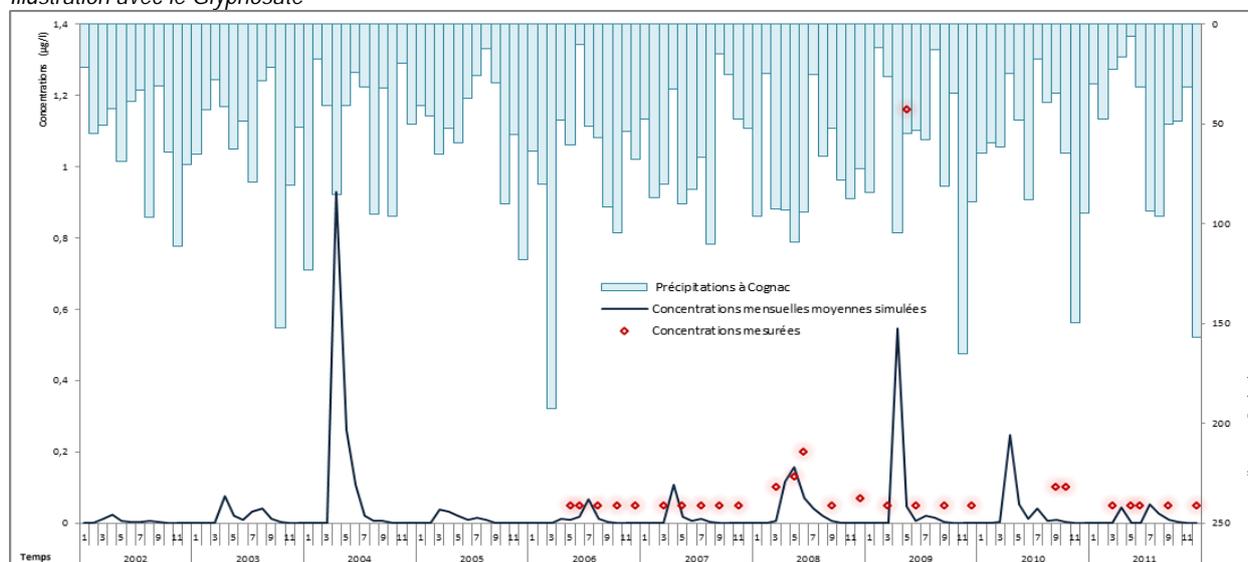


Figure 21 : Confrontation des concentrations simulées de Glyphosate aux mesures à la station de Ars pour les données disponibles

VI-4-3. EVALUATION DE L'EFFICACITE EX-ANTE DES SCENARIOS ALTERNATIFS PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.

Tableau 15 : Concentrations moyennes simulées à l'exutoire du bassin ($\mu\text{g/l}$) – Efficacité absolue des scénarios

Scénario	Glyphosate	S_metolachlore	2-4-MCPA	Acetochlore	Aclo-nifene	Chlorpyriphos ethyl	Isoproturon	Mancozebe	Metaldehyde	Tebuconazole
S0	0.10	3.01	0.02	0.81	0.53	0.02	1.37	0.15	1.37	0.02
S2	0.08	2.17	0.00	Absence	0.08	0.00	Absence	0.08	Absence	0.04
S9	0.64	3.90	0.02	0.68	0.03	0.02	2.75	0.14	3.66	0.05
S1A	0.08	2.71	0.01	0.79	0.48	0.02	1.23	0.13	1.23	0.02
S3A	0.11	2.84	0.02	0.81	0.52	0.01	1.37	0.13	1.33	0.01
S3B	0.05	2.82	Absence	Absence	0.08	0.00	Absence	0.13	0.21	0.01
S4	0.10	2.70	0.02	0.81	0.50	0.02	1.33	0.13	1.23	0.02

Tableau 16 : Concentrations moyennes simulées à l'exutoire du bassin ($\mu\text{g/l}$) – Efficacité relative des scénarios (valeurs des concentrations moyennes simulées pour l'ensemble du bassin à l'exutoire, en valeur relative par rapport au scénario 0).

Scénario	Glyphosate	S_metolachlore	2-4-MCPA	Acetochlore	Aclo-nifene	Chlorpyriphos ethyl	Isoproturon	Mancozebe	Metaldehyde	Tebuconazole
S0	base de comparaison pour les autres scenarios (en relatif)									
S2	-0.20	-0.28	-0.78	Absence	-0.85	-0.99	Absence	-0.47	Absence	1.02
S9	5.40	0.30	-0.05	-0.16	-0.94	0.00	1.01	-0.04	1.67	1.87
S1A	-0.20	-0.10	-0.50	-0.03	-0.09	-0.10	-0.10	-0.11	-0.10	-0.10
S3A	0.11	-0.06	-0.20	0.00	-0.01	-0.34	0.00	-0.14	-0.03	-0.71
S3B	-0.50	-0.06	Absence	Absence	-0.85	-1.00	Absence	-0.11	-0.85	-0.47
S4	-0.03	-0.10	0.00	0.00	-0.06	-0.10	-0.03	-0.11	-0.10	0.01

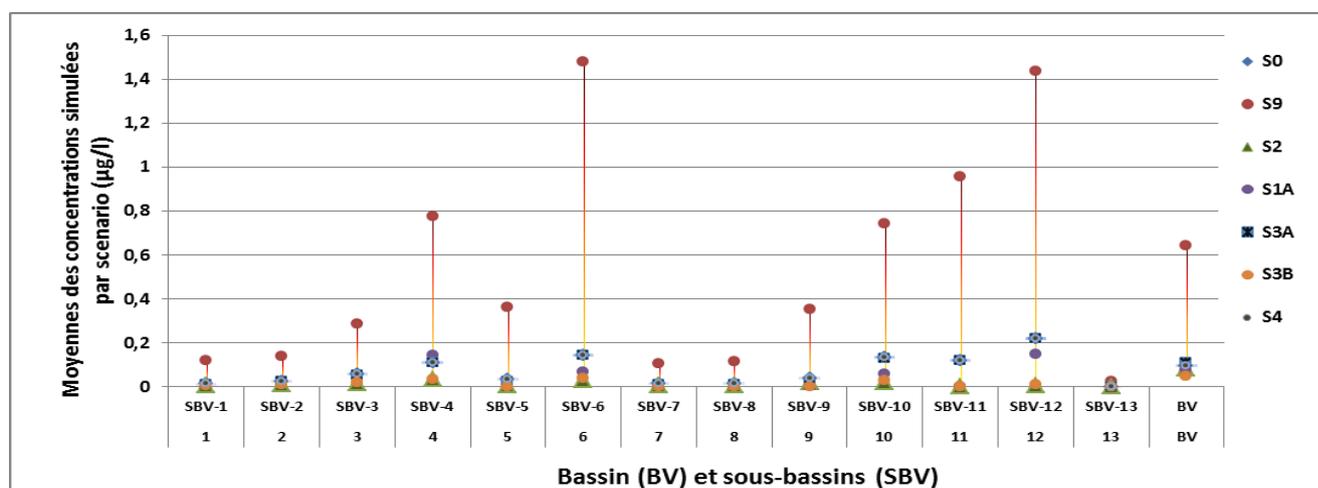


Figure 22 : Amplitude des moyennes de concentrations simulées par sous-bassin (glyphosate)

L'absence d'une molécule dans les concentrations simulées dans les cours d'eau signifie soit qu'elle a été soit supprimée des molécules appliquées en raison d'un changement de systèmes ou de pratiques (passage au bio, substitution par un autre produit).

Ainsi, pour le scénario d'application des MAET (S2), le chlorpyriphos-ethyl appliqué sur la vigne et sur le colza dans le scénario de référence est absent. Pour ce même scénario, l'acétochlore appliqué sur les maïs, l'isoproturon appliqué sur les céréales et le métaldéhyde appliqué sur les oléagineux et les céréales ont été supprimés. En revanche, la vigne a vu ses doses d'application de tébuconazole doubler et son taux de glyphosate diminuer de 40%. Sans surprise, la façon la plus efficace de diminuer la pollution diffuse phytosanitaire est de réduire le recours aux phytosanitaires, ce qui est validé par le terrain et est retranscrit par nombre de références en modélisation agro-hydrologique (Zhang and Zhang 2011). Ainsi le scénario le plus efficace est le S2 c'est-à-dire celui qui met en œuvre une diminution voire une suppression des intrants, tandis

qu'a contrario, le scénario le moins efficace est le S9, celui qui rend compte d'une intensification des pratiques phytosanitaires. La figure 22 montre l'amplitude des concentrations simulées (ici exemple du glyphosate). Dans d'autre cas, la faible amplitude de modification ($< 0.1 \mu\text{g/l}$) conduit à rester prudent sur la réalité de l'amélioration. La localisation des changements de pratiques pour les scénarios combinés peut être différente selon l'outil utilisé, indicateurs (ilot) et modèle (HRU). Une voie d'amélioration serait de cibler a posteriori les changements de pratiques en fonction des résultats du scénario de référence. Pour la présente étude, les changements de pratiques ont été spatialisés a priori avec une méthode à base statistique. Et enfin les scénarios mobilisant des pratiques agricoles dites biologiques sur la vigne ne sont modélisables que dans la limite de la composition chimique de l'intrant. Ainsi, le modèle permet de modéliser les substances actives chimiques autorisées en agriculture biologique, telles celles à base de pyrèthres ou de roténone, mais ne permet pas de simuler les transferts de sulfate de cuivre et de soufre. Le changement de pratiques agricole vers le biologique s'est traduit seulement ici par une suppression des intrants.

VI- 4 EVALUATION DU COUT DES SCENARIOS

VI.4.1 LE SCENARIO DE REFERENCE VU PAR LE MODELE ECONOMIQUE

Le modèle économique a tout d'abord été calibré en considérant les mêmes fichiers d'entrée que ceux utilisés pour les outils indicateurs ou le modèle SWAT. Les surfaces sont calculées sur la base d'une optimisation des marges brutes des productions agricoles à l'échelle des HRU, SBV et BV et de ce fait divergent quelque peu des surfaces observées.

Les résultats d'occupation du sol sont synthétisés dans le tableau xx. On notera que 2% des surfaces agricoles en moyenne pour l'ensemble du bassin versant n'apparaissent pas dans la solution de base du modèle primal. Ces surfaces correspondent à des HRU pour lesquelles les produits bruts (=rendements simulés x prix de vente) sont inférieurs aux charges variables (Marges Brutes négatives).

Les raisons pour lesquelles les marges brutes peuvent être négatives peuvent être variées (principalement, soit une sous-estimation des rendements mais aussi existence d'autres objectifs que la seule maximisation de la marge brute, ...). Les surfaces simulées sont toutefois assez proches entre les trois approches (Tableau 10.)

VI.4.2 COUTS DE MISE EN PLACE DES SCENARIOS

Une fois le scénario de référence S0 calibré, les scénarios proposés (S9, S1A, S2, S3A, S3B, S4) ont ensuite été simulés et leurs coûts calculés par rapport à la valeur de la fonction objective du scénario S0. Ont donc été calculés pour chaque scénario : un coût total annuel par HRU et SBV puis BV, la somme actualisée (pour une période de 10 ans) des coûts totaux annuels à l'échelle du BV permettant de déterminer le coût total qui est utilisé dans l'Analyse Coût-Efficacité (Tableau xx).

L'utilisation des coûts totaux est plus pertinente pour l'analyse Coût-Efficacité que celle des coûts moyens par hectare. En effet, la variabilité des coûts marginaux calculés à l'échelle du sous bassin étant très grande, leur intégration pour calculer le coût total rend mieux compte des coûts de mise en place des scénarios. Par ailleurs la forte variabilité des coûts moyens entre sous-bassins montre l'intérêt d'une approche par sous-bassin versant (Figure 23) .

Les coûts « positifs » indiquent un accroissement de la Marge Brute des productions à l'échelle du SBV et BV à la suite de la mise en place du scénario. Le coût de ces scénarios est donc nul et peut être représenté par la projection des points sur l'axe des X.

Pour le scénario S4, le coût par hectare implantant la MAE est relativement élevé mais doit être mis en regard des surfaces relativement limitées qui sont impliquées dans le scénario.

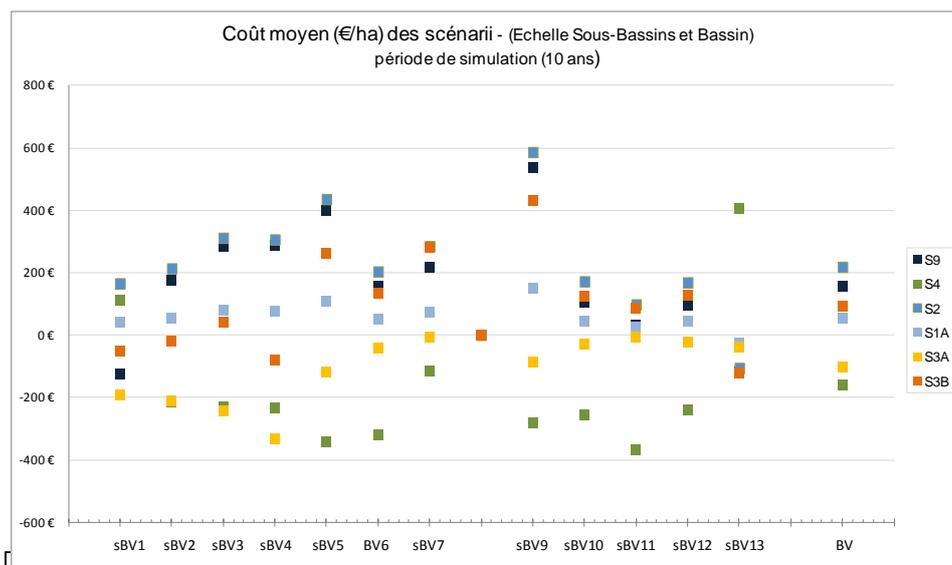


Figure 23 : Coût moyen (€/ha) des scénarios par SBV

Au vu des résultats obtenus pour l'ensemble du bassin versant du Né, les scénarios les plus « chers » sont les scénarios S4 (bandes enherbées) et S3A (scénario combiné). Le scénario S9 *intensif* est le moins « coûteux » en raison de plus forts rendements obtenus malgré des charges variables (produits phytosanitaires, fertilisation, nombre d'application des produits) plus élevées. Les marges brutes pour l'ensemble des SBV et du bassin du Né sont aussi plus élevées que celles du scénario de référence.

De manière plus surprenante, le scénario S2 (tout MAET) apparaît comme un scénario coût-efficace. Ce résultat peut s'interpréter par l'intégration dans les rotations existantes de nouvelles cultures à plus forte valeur ajoutée (pois, féverole, luzerne) au vu des rendements possibles sur le bassin versant, de leur coût de production modérés et des prix de marché attractifs. La réduction des quantités de produits phytosanitaires appliquée à ce scénario pour la viticulture (sans aucune incidence sur le rendement) conduit aussi à une baisse des charges variables en vigne. Les scénarios S1A et S3B apparaissent aussi intéressants en raison de l'intégration de mesures du scénario S2 sur grande cultures. Cette diversification des grandes cultures ne prend cependant pas en compte les questions relatives aux débouchés pour les nouvelles productions ni l'existence ou pas de filières régionales.

Malgré un coût total limité, les bandes enherbées (scénario S4) apparaissent relativement assez peu coût-efficace en raison d'une efficacité calculée (par le modèle SWAT) moins grande que celle à laquelle on aurait pu s'attendre. En raison de sa surface très faible du SBV 8 (environ 25 ha) les calculs des coûts (comme d'efficacité) n'ont pas été reportés dans les tableaux et figures pour ce sous-bassin.

	Costs_S1A/S0	Costs_S2/S0	Costs_S3A/S0	Costs_S3B/S0	Costs_S4/S0	Costs_S9/S0
SBV1	104 588 €	418 354 €	-486 680 €	-132 067 €	-2 256 €	318 704 €
SBV2	273 572 €	1 094 289 €	-1 003 655 €	-89 384 €	-8 655 €	900 088 €
SBV3	1 118 151 €	4 472 605 €	-3 130 432 €	532 457 €	-29 919 €	4 048 577 €
SBV4	317 586 €	1 270 345 €	-1 368 796 €	-334 350 €	-11 327 €	1 193 071 €
SBV5	1 168 040 €	4 672 160 €	-1 194 962 €	2 620 548 €	-83 786 €	4 283 247 €
SBV6	398 651 €	1 594 603 €	-327 323 €	1 021 956 €	-68 594 €	1 226 617 €
SBV7	14 295 €	57 182 €	-1 645 €	56 183 €	-1 392 €	43 601 €
SBV8						
SBV9	46 863 €	187 453 €	-25 070 €	128 879 €	-1 843 €	167 520 €
SBV10	328 519 €	1 314 078 €	-233 995 €	921 067 €	-57 159 €	795 079 €
SBV11	38 375 €	153 500 €	-9 228 €	134 265 €	-24 479 €	50 036 €
SBV12	253 896 €	1 015 585 €	-143 388 €	758 909 €	-32 302 €	566 442 €
SBV13	-4 845 €	-19 378 €	-7 382 €	-22 385 €	2 277 €	-21 881 €
BV	4 057 694 €	16 230 775 €	-7 932 557 €	5 596 080 €	-319 435 €	13 571 099 €

Tableau 17. Coût totaux des scénarios

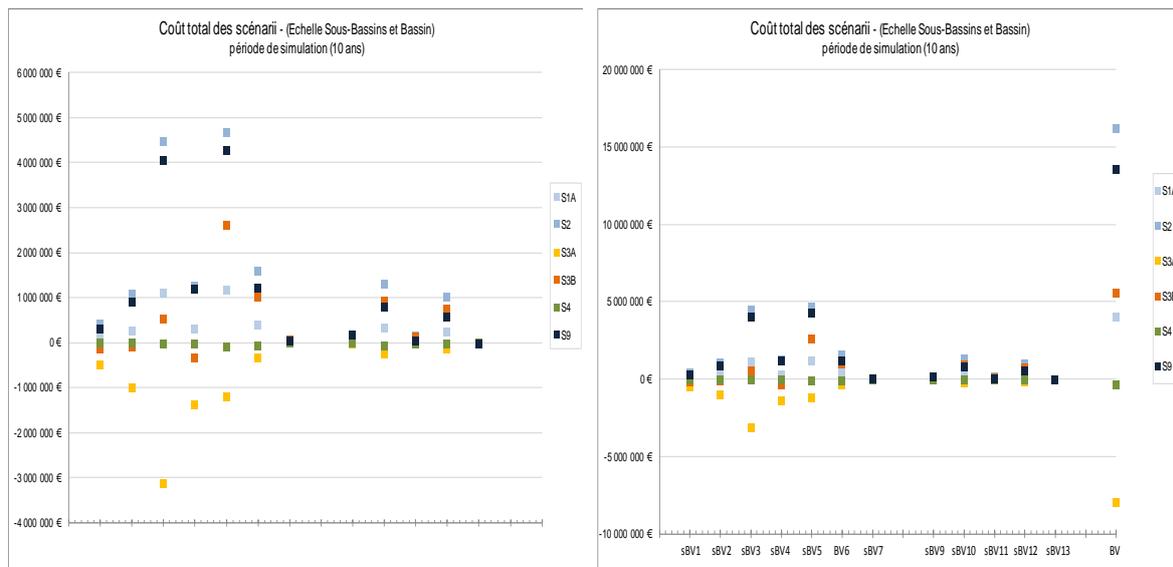


Figure 24 : Coût total sur une période de simulation de 10 ans

VI- 5 COUT-EFFICACITE DES SCENARIOS

Les ratios des coûts totaux sur l'efficacité finale calculée par la réduction des concentrations moyennes sur les dix dernières années de simulation à l'exutoire du bassin versant ou les valeurs des indicateurs (variation de l'IFT par rapport au scénario de référence) peuvent aider à classer les scénarios. Cependant, il est utilisable uniquement dans le cas des scénarios pour lesquels il y a un coût (valeur négative) et une efficacité (valeur négative i.e. réduction des concentrations ou de l'IFT). Pour des scénarios à coût nul, seule une comparaison des efficacités permet de les partager.

Une représentation graphique permet de mieux représenter l'ensemble des scénarios pour leur coût et leur efficacité à réduire des pressions ou les concentrations en pesticides à l'exutoire du BV. Les scénarios intéressants d'un point de vue économiques seront ainsi dans les quarts 1 et 2 (Figures 25 et 26) à l'opposé des quarts 3 et 4. Les scénarios les plus efficaces sur le plan environnemental, que ce soit par la réduction de la pression ou des concentrations à l'exutoire seront dans les quarts 2 et 3. Les scénarios les plus coût-efficaces se retrouveront donc dans le quart 2.

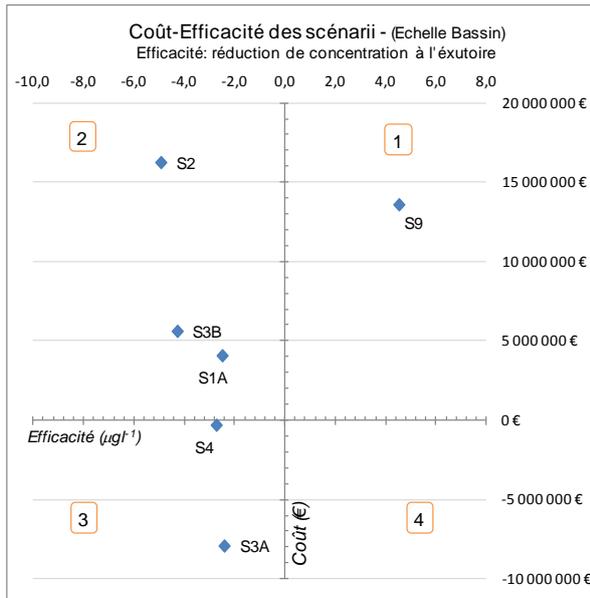


Figure 25 : Bassin versant (Coût total et Efficacité finale)

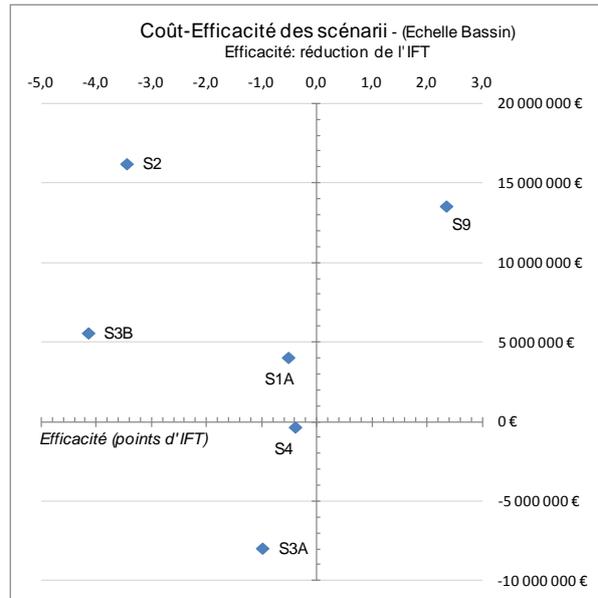


Figure 26 : Bassin versant (Coût total et Efficacité intermédiaire)

En ce qui concerne l'efficacité environnementale estimée par la variation de l'IFT, malgré des divergences locales avec le modèle (ce qui n'est pas surprenant compte-tenu de la prise en compte par le modèle des processus de transferts des molécules), on peut constater que l'appréciation globale du cout-efficacité de chaque scénario à l'ensemble du bassin reste assez proche de celle estimée avec le modèle SWAT comme référence pour l'efficacité environnementale. Ce résultat est aussi assez surprenant, plus de divergences étant attendues a priori. Les mêmes figures peuvent être présentées avec un coût à l'hectare plus parlant pour les partenaires, sans changer fondamentalement le classement des scénarios (figures 27 et 28).

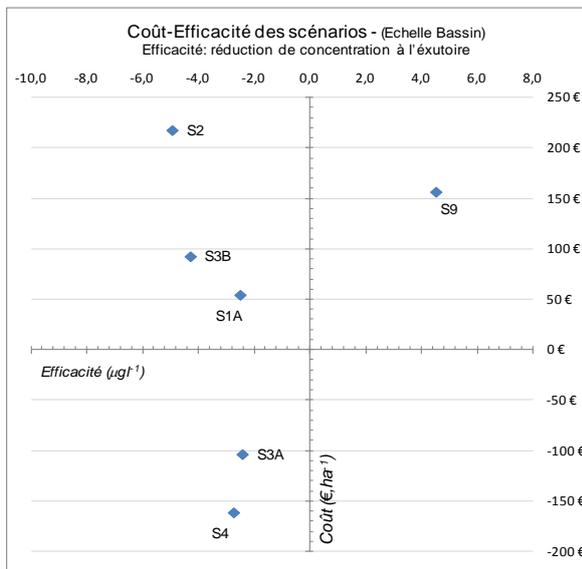


Figure 27 : Bassin versant (Coût moyen par ha et Efficacité finale)

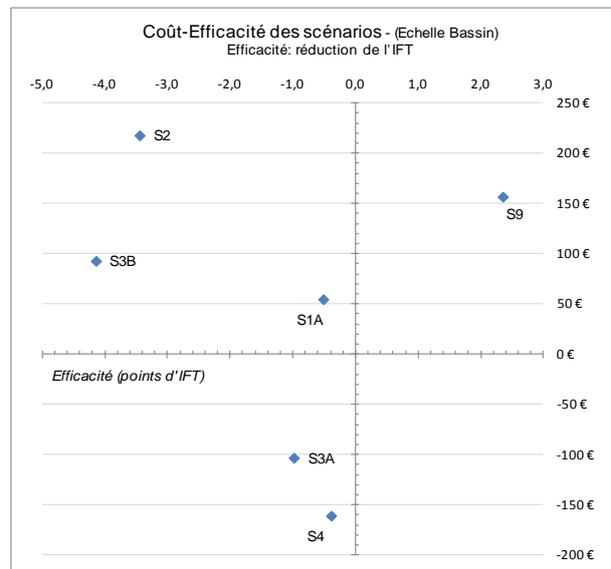


Figure 28 : Bassin versant (Coût moyen par hectare et Efficacité intermédiaire)

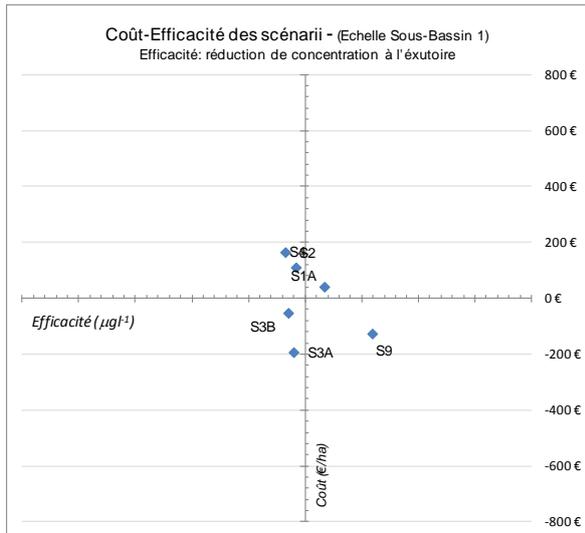


Figure 29 : Coût-efficacité pour le Sous-bassin 1 (SBV1)

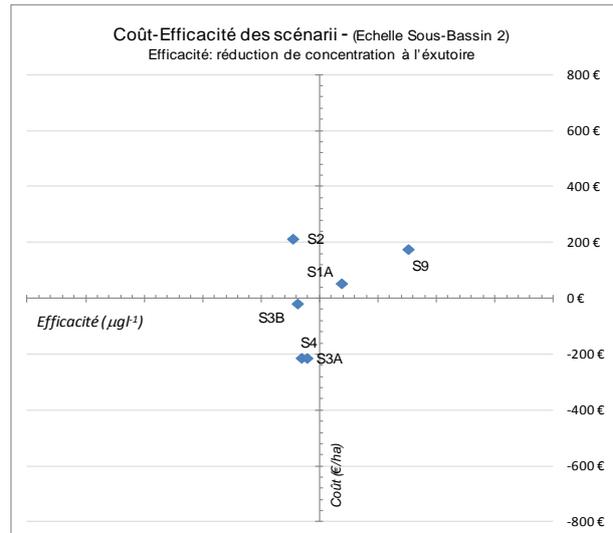


Figure 30 : Coût-Efficacité pour le sous-bassin 2 (SBV2)

Les coûts et efficacités entre scénarios varient entre sous-bassin versants. Ceci est somme toute explicable en raison d'occupations du sol différentes et de caractéristiques jouant un rôle distinct dans les transferts de pesticides et donc pour les réductions de concentrations à l'exutoire du sous-bassin considéré. Pour deux bassins versants géographiquement voisins et avec des cultures assez similaires (figures 29 et 30), les coût-efficacités restent cependant assez proches. Les scénarios S3A et S3B restent les plus coût-efficaces mais on voit que le scénario S4 l'est aussi pour le sous-bassin 2. Ceci n'est cependant pas toujours le cas, comme le montre les cas présentés dans l'annexe 9.

VII DISCUSSION

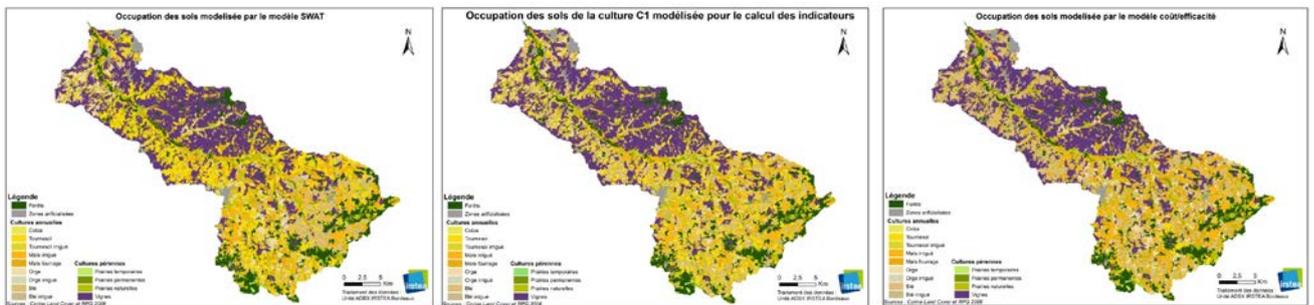


Figure 31 : occupation du sol modélisée pour le scénario de référence

Sur le caractère intégré de la modélisation, la comparaison des surfaces obtenues dans les outils d'évaluation environnementale et économique (figure 30) montre l'intérêt de partir d'un jeu de données et d'échelles spatiales communes, on peut constater que les surfaces modélisées sont très proches. Dans le cadre ces travaux, un temps important a été consacré au développement méthodologique : développement des outils de modélisation des systèmes et des pratiques, des indicateurs, applicatif Genlu2. De ce fait, l'application de la méthode complète au bassin versant du Né n'a pas pu faire l'objet de plusieurs itérations.

Nous avons cependant pu identifier des voies d'amélioration de la méthode. Ainsi, une adaptation du nombre de HRU, unité de réponse hydrologique de SWAT utilisée comme unité de calcul des modèles, permet d'améliorer la transcription des scénarios. En effet, une discrétisation plus fine à l'échelle du sous-bassin versant modélisé permet d'affecter avec plus de précision, les scénarios localisés de changement de pratiques à l'échelle de la HRU. Un équilibre doit être trouvé en un nombre trop important de HRU qui complique les traitements et une discrétisation suffisante pour traduire la finesse des scénarios. Ce problème n'existe pas pour le calcul des indicateurs dont l'échelle élémentaire est celle de l'ilot du RPG.

L'obtention du jeu de données nécessaire à la mise en œuvre de la méthode Eccoter constitue un frein à l'application de ces méthodes dans un contexte opérationnel à l'échelle régionale. En effet, si une équipe de recherche a le temps de retraiter des données issues de différentes bases institutionnelles (Corine land Cover, Donesol d'IGCS, BD Carthage, Modèle numérique de terrain, données de la PAC graphique, etc.) pour créer un jeu de données pertinent, qu'en est-il des acteurs locaux souvent contraints par les calendriers ? La constitution d'un jeu de données de référence à l'échelle régionale, avec l'aide des instituts de recherche et des chambres d'agriculture, paraîtrait un apport intéressant dans la mise en œuvre des programmes agro-environnementaux.

Concernant les résultats de l'évaluation des scénarios, on peut remarquer que sans surprise les scénarios les plus efficaces sont ceux qui mettent en œuvre les mesures sur une large partie ou sur la totalité du bassin versant (S2 et S3B) et en ce qui concerne les coûts privés, ce sont aussi les scénarios les plus coût-efficaces. Il a été testé également dans le cadre d'Eccoter un scénario moins ambitieux qui consistait à introduire 25% des surfaces en MAET : si ce scénario ne réduit la pression que de manière faible (autour de 5%) en revanche il conduit quand même à une baisse des concentrations de l'ordre de 2.5 µg/l des concentrations dans le cours d'eau ce qui n'est pas négligeable. C'est la localisation de ces MAET dans les zones les plus sensibles qui permet d'atteindre ce résultat, ce qui montre l'intérêt de tenir compte du contexte et de spatialiser les mesures. Le résultat obtenu pour le scénario S9 montre l'intérêt du raisonnement des traitements phytosanitaires (bulletin de santé du végétal, formation et information des agriculteurs...) car une augmentation de la périodicité de ces traitements conduit à une forte augmentation tant de la pression que des concentrations dans le cours d'eau.

Comme indiqué dans la partie « résultats », le nombre de scénarios complètement évalués dans le cadre du projet est un peu faible et trop contrasté (mais c'était nécessaire pour la mise au point de la méthode). Nos résultats indiquent qu'il y a une bonne adéquation entre classement des scénarios selon l'efficacité en termes de réduction d'IFT et de concentrations simulées dans le cours d'eau. Ce résultat reste à confirmer dans le cadre du projet Modchar en cours où il est prévu de simuler un plus grand nombre de scénarios.

La complémentarité des indicateurs et du modèle agro-hydrologique apparaît clairement : pour le tébuconazole par exemple, malgré une forte augmentation de la pression, on ne constate pas de forte augmentation des concentrations dans le cours d'eau : la prise en compte des mécanismes de transfert à l'échelle du bassin versant via la modélisation hydrologique montre là tout son intérêt. Un travail conséquent d'adaptation du modèle SWAT à un contexte dynamique d'évolution de l'agriculture, avec des paramètres de cultures « français », a été réalisé dans le cadre du projet. L'applicatif GENLU permet de simuler des successions culturales variées par type de sol, ce qui apporte un plus par rapport à une modélisation qui considère une photographie annuelle répétée sur toute la durée de la modélisation. Un travail complémentaire d'affinage des paramètres du modèle est en cours avec l'Ensegid de Bordeaux et le BRGM Poitou Charentes.

Tout cela plaide pour la mise en place de mesures MAET sur des surfaces conséquentes d'un territoire à enjeu, mais localisées de manière pertinente, par exemple à l'échelle du sous-bassin ou de zones plus sensibles, déterminées par des indicateurs de risque de transfert potentiel comme Arthur ou l'indicateur composite en développement. Ainsi, pour le scénario S3A, l'IFT moyen obtenu par sous-bassin varie de 0.47 à 1.58. On pourrait donc « ajuster » un programme d'action en affectant à chaque zone à enjeu étudiée, le scénario le plus efficace ou le plus coût-efficace selon l'objectif recherché.

	Description	échelle du BV	Classement scénarios pour réduction IFT	IFT Herbicide	IFT Hors herbicide	Efficacité Réduction concentrations (SWAT)	Réduction µg/l (total mol.)	Classement Coût/efficacité Analyse multicritère	Avec efficacité IFT	Avec efficacité SWAT (10 mol.)	
S0	Scénario initial 100% bassin	échelle du BV	Efficace	S3B	-47%	-39%	S2	-4,9	du plus "cout-efficace" ↓ au moins cout-efficace	S2-S3B	S3B
S9	Pratiques intensives 100% du bassin			S2	-44%	-32%	S3B	-4,3		S4	S2
S2	MAET GC et V 100% bassin		Moyennement efficace	S4	-15%	-2%	S4	-2,7		S3A	S3A
S1A	75% de la SAU en S0 25% en S2			S3A	-4%	-10%	S1A	-2,5		S1A	S1A
S3A	20% de Vigne Biologique et 80% Vigne S0 GC en S0			S1A	-6%	-5%	S3A	-2,4		S9	S4
S3B	20% de Vigne Biologique et 80% Vigne S2 GC en S2			S9	42%	20%	S9	4,5		S9	S9
S4	100% GC en prairies MAET à moins de 20m des cours d'eau le reste en S0										

Figure 32 : Récapitulatif des scénarios testés et classement des scénarios par efficacité et coût-efficacité

Intégrer les coûts privés et calculer le coût-efficacité à l'échelle du sous-bassin versant modifie le classement des scénarios (un scénario n'est pas partout coût/efficace). Une intégration des coûts publics de mise en place des mesures permettrait d'ajouter un critère supplémentaire pour aider au choix du scénario le plus adapté, en fonction des budgets d'intervention disponibles.

VIII CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La méthode Eccoter peut inclure des indicateurs plus performants, qui considèrent notamment le risque de potentiel de transfert vers les eaux. Une étude démarrée par l'INRA (UMR agronomie Grignon) en 2012 a porté sur l'amélioration de l'IFT et sa première déclinaison au regard de l'enjeu production d'eau potable. Les évolutions apportées à l'IFT « original » suite à ce travail permettent d'éviter que le recours à des produits multi-substances actives ne fasse baisser artificiellement l'IFT sans que le système de culture mis en place soit lui-même moins dépendant des pesticides. Il permet aussi de s'assurer que la réduction de l'utilisation globale en pesticides s'accompagne bien d'une réduction d'usage des pesticides à fort potentiel de transfert vers les eaux (IFT_{SA} potentiel de transfert). Le potentiel de transfert est déterminé à l'aide de l'outil Siris-Pesticide en tenant compte des caractéristiques physico-chimiques de la substance active considérée. Il prend aussi en considération l'usage à travers la prise en compte de la Dose Unité propre à la substance active.

Sous réserve d'un travail approfondi d'évaluation de sa pertinence (travail en cours en collaboration avec IRSTEA en dehors du cadre du projet Eccoter), ce nouvel indicateur pourrait trouver une place pour éclairer l'évaluation de changements de pratiques agricoles dans des scénarios de territoire sous la double focale de la réduction d'usage et du potentiel de contamination des eaux des molécules utilisées. Il pourrait compléter utilement le calcul de l'IFT dans le cadre de notre méthode de modélisation intégrée. Parallèlement, les premiers résultats obtenus avec l'indicateur composite RTPL (risque de potentiel de transfert localisé) développé par l'équipe à l'échelle du bassin versant sont à poursuivre avec un meilleur équilibre entre variables liées au milieu et variables liées à la pression exercée.

Suite à ces travaux, plusieurs perspectives de recherche peuvent être citées: une évaluation plus globale des transferts de polluants (eaux superficielles et eaux souterraines) en couplant modèle agro-hydrologique semi-spatialisé et modèle hydrogéologique distribué, ou encore la prise en compte d'hypothèse d'évolution pour les séries de données climatiques, un calcul élargi des coûts (publics et privés), la mise en place d'un entrepôt de données dédié pour une meilleure organisation de l'information et l'analyse partagée des résultats entre acteurs.

La méthode développée a bien entendu des limites d'application : tous les scénarios ne sont pas modélisables, notamment en termes d'aménagement (haies, fossés..) et la disponibilité des données d'entrée, nécessaire à la modélisation des systèmes et des pratiques, au calage des modèles reste indispensable pour sa mise en œuvre. Son approche typologique et spatiale est cependant transférable à d'autres contextes et peut aussi inclure des simulations particulières comme le développement de l'agriculture biologique. L'important travail méthodologique et de développement des outils n'a pas permis un retour suffisant vers les groupes d'acteurs locaux (plutôt vers les experts ou partenaires techniques), mais ceci est prévu dans la suite des travaux.

En effet, la méthode et les outils développés dans le projet Eccoter sont actuellement testés dans un contexte plus opérationnel d'appui à la mise en œuvre d'un programme d'action sur une zone d'aire d'alimentation de captage (AAC) Grenelle 2 et pour la mise en œuvre du schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) Charente. Ce projet (Modchar) financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, inclut une évaluation des possibilités de transfert des outils aux gestionnaires locaux. Les enjeux sont l'application de la méthode dans un contexte pédoclimatique voisin mais sur une zone plus étendue ainsi que la portabilité des outils mais aussi l'intérêt de créer un système d'information dédié et accessible aux acteurs (entrepôt de données). Une étude sur l'utilisation conjointe du modèle agro-hydrologique SWAT (et Genlu2) et du modèle MARTHE du BRGM est envisagée avec comme terrain d'application le bassin versant de la Boutonne (Nord Charente).

Pour nos partenaires agricoles (chambres), la valorisation des bases de données spatialisées existantes (ex. base de données sol), la constitution de bases de données sur les pratiques (rotations, itinéraires techniques, ...), les transferts possibles vers le conseil aux agriculteurs et le développement font partie de leurs intérêts dans la poursuite de ces travaux. Une collaboration avec l'INRA est également envisagée pour une application conjointe de méthodes pour définir et évaluer des scénarios agricoles à différentes échelles (Eccoter et Co-clic'eau) ainsi qu'un travail commun sur l'utilisation de l'IFT_{SA} potentiel de transfert.

BIBLIOGRAPHIE

ARNOLD, J., D. MORIASI, P. GASSMAN, K. ABBASPOUR, M. WHITE, R. SRINIVASAN, C. SANTHI, R. HARMEL, A. VAN GRIENSVEN, AND M. VAN LIEW. 2012. SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE* 55:1491-1508.

ARNOLD, J. G. ET N. FOHRER. 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19:563-572.

ARNOLD, J. G., R. SRINIVASAN, R. S. MUTTIAH, AND J. R. WILLIAMS. 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association* 34:73-89.

BOITAUD, L., DUQUESNE, L. AND POISSONNET, M. (2008). Le bassin versant du Né: Diagnostic territorial. *Chambre d'agriculture de la Charente*: 203p.

BOITHIAS, L., S. SAUVAGE, R. SRINIVASAN, O. LECCIA, AND J. M. SANCHEZ-PEREZ. 2014. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. *CATENA* 119:7.

Borah, D. K. et M. Bera. 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the ASAE* 47:789-803.

BORIN M., PASSONI M., THIENE M., TEMPESTA T., 2010. "Multiple functions of buffer strips in farming areas." *European Journal of Agronomy* 32(1): 103-111.

BROOKE A., KENDRICK D., MEERAUS A., 1988. GAMS: A User's Guide. The Scientific Press, South. San Francisco, CA, 1988.

CHAMPEAUX C., 2007, Les stratégies de protection du blé tendre contre ses bioagresseurs et la verse. Valorisation des données de l'enquête « pratiques culturales » du Scees en 2001, ministère de l'Agriculture et de la Pêche. INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), UMR 211 Agronomie Grignon, 91 p.

Comité Régional d'Orientation et de Suivi Ecophyto. 2011. Note de suivi 2008-2009 du plan Ecophyto 2018 Poitou-Charentes. Page 8p. DRAAF Poitou- Charentes, CRA Poitou- Charentes, ONEMA.

Commissariat Général au développement durable, S. O. e. S. 2009. CORINE Land Cover France: Guide d'utilisation. in d. I. E. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Aménagement du territoire, European Environment Agency, editor. Document Technique.

Commissariat Général au développement durable, M. E. D. D. T. L. (2011). Bilan de présence des micropolluants dans les milieux aquatiques continentaux, période 2007-2009. Etude & documents, octobre 2011, n°54, Service de l'observation et des statistiques.: 56p.

DELACHE X. Les indicateurs environnementaux : contexte, pratiques et questions soulevées pour l'évaluation des politiques publiques. In: *Revue d'économie financière*. N°66, 2002. Johannesburg 2002 : écologie et finance. pp. 269-282.

DELDREVE V., ROCLE, N., P. BORDENAVE, J. CANDAU, J. DACHARY BERNARD, J. DEHEZ, J. PROU, F. VERNIER. 2011. Représentation systémique discutée des interdépendances entre activités humaines et ressources en eau sur le littoral: application aux Pertuis Charentais (Charente-Maritime) et à la Baie de Robert (Martinique). Cemagref Ministère de l'Ecologie et du développement durable, Ifremer, Bordeaux.

DEVILLERS J., FARRET R., GIRARDIN P., RIVIERE J-L ET SOULAS G., 2005, Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier, Éditions TEC et DOC, 278 p.

ENGEL, B., D. STORM, M. WHITE, J. ARNOLD, AND M. ARABI. 2007. A Hydrologic/Water Quality Model Application. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43:1223-1236.

EPTB- Charente (2003). Le bassin versant de la Charente. EPTB- Charente : 10p

EPTB- Charente (2012). La gestion des crues et des inondations [en ligne] disponible sur www.fleuve-Charente.net

EWERT, F., M. K. VAN ITTERSUM, T. HECKELEI, O. THEROND, I. BEZLEPKINA AND E. ANDERSEN (2011). "Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142(1-2): 6-17.

FEZZI C. AND BATEMAN I.J. (2011) Structural agricultural land use modeling for spatial agro-environmental policy analysis, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 93, pp. 1168-1188.

FEZZI C., HUTCHINS M., RIGBY D., BATEMAN I.J., POSEN P., DEFLANDRE-VLANDAS A., 2010. Integrated assessment of Water Framework Directive nitrate reduction measures, *Agricultural Economics*, vol. 41: 123-134.

GASSMAN, P. W., M. R. REYES, C. H. GREEN, AND J. G. ARNOLD. 2007. The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE* 50:1211-1250.

GEVAERT, V., A. VAN GRIENSVEN, K. HOLVOET, P. SEUNTJENS, AND P. A. VANROLLEGHEM. 2008. SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins. *Hydrological Sciences Journal* 53:1075-1089.

GRAVESEN L., 2003, *The Treatment Frequency Index : an indicator for pesticide use and dependency as well as overall load on the environment*, Pesticide Action Network Europe, Pure conference, Copenhagen, pp. 28-30.

GRAVESEN L., 2003, *Reducing Pesticide Dependency in Europe to Protect Health, Environment and Biodiversity*, Pesticide Action Network Europe, Pure Conference, Copenhagen.

HOLVOET, K., A. VAN GRIENSVEN, P. SEUNTJENS, AND P. A. VANROLLEGHEM. 2005. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30:518-526.

Ineris (2010). *Normes de Qualité Environnementale: MCPA- n°CAS: 94-74-6*. 18p.

Ineris (2012). "<http://www.ineris.fr/substances/fr/>." Retrieved: 'juillet 2012'

KACZMARYK, A. (2011a). *Contamination de l'environnement par les produits phytosanitaires en Poitou-Charentes, période 2006-2010*, FREDON PC, ATMO PC: 31p.

KACZMARYK, A. (2011b). *Contamination de l'environnement par les produits phytosanitaires : Approche par bassins hydrographiques, période 2006-2010*, FREDON PC, ATMO PC: pp. 17-22

JAMES, F. 1990. A review of pseudorandom number generators. *Computer physics communications* 60:329.

LACAS J.G., VOLTZ M., GOUY V., CARLUER N. AND GRIL J.J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review, *Agron. Sustain. Dev.* 25 (2005): 253-266.

L'ECUYER, P. 1992. Testing random number generators. Pages 305-313 in *Winter Simulation Conference: Proceedings of the 24 th conference on Winter simulation*.

L'ECUYER, P. 2001. Software for uniform random number generation: distinguishing the good and the bad. Pages 95-105 vol.101 in *Simulation Conference, 2001. Proceedings of the Winter*.

LEE L.K., 1998. *Groundwater Quality and farm Income: What Have we learned?* *Review of Agricultural Economics*, Volume 20, Number 1: 168-185.

LAURENT, F. R., D., CHAPDELAINE, M. 2007. Simulation de l'effet de changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux avec le modèle SWAT. *Revue des sciences de l'eau* 20:pp. 395-408.

LESCOT J.-M., ET AL. 2013 A spatially-distributed cost-effectiveness analysis framework for controlling water pollution, *Environmental Modelling & Software* 41(0): 107-122.).

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O., SANCHEZ PEREZ, J.M., SAUVAGE, S., PROBST, J.L. (2011). *Cost-effectiveness analysis for controlling water pollution by pesticides using SWAT and bio-economical modelling*. 2011 International SWAT Conference Soil and Water Assessment Tool 15/06/2011-17/06/2011, Toledo, ESP. 16 p.

Lescot, J. M., Leccia O. et Vernier F.. 2013. *Challenges for integrated assessment and Cost-Effectiveness analysis of mitigation measures for controlling water pollution*. Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges. TWAM2013 International Conference Conference Proceedings:5 p.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE, 2007, *Programme de développement rural hexagonal 2007-2013, Version définitive du 20 juin 2007, 5 tomes, 991 p.* Disponible sur le site Internet du ministère : http://agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/pdrh_juin_2007.pdf

MC CARL GAMS User Guide; 2009.Version 23.3.; Bruce A. McCarl., Alex Meeraus, Paul van der Eijk, Michael Bussieck, Steven Dirkse, Pete Steacy; GAMS Development Corporation.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE. e-phy.agriculture.gouv.fr/. Page catal. Ministère de l'agriculture, de l'agro-alimentaire et de la forêt.

MONGRUEL, R., PROU, J., BALLE BEGANTON, J., LAMPLE, M., VANHOUTTE BRUNIER, A., RETHORET, H., BACHER, C., PEREZ AGUNDEZ, J. A., VERNIER, F., BORDENAVE, P. - 2011. *Soft institutional changes towards improved freshwater governance in the coastal zone*. *Ecology and Society*, vol. 16, n° 4, 17 p. []

NASH, J. E. AND J. V. SUTCLIFFE. 1970. *River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles*. *Journal of Hydrology* 10:282-290

O'CALLAGHAN J.R., 1996. *Land Use, the interaction of economics, ecology and hydrology*, Chapman and Hall, London.

OCDE, 2008, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*. Volume 4, Paris. cf. www.oecd.org/agr/env/indicators.htm

PAHL-WOSTL, C. 2007. *The implications of complexity for integrated resources management*. *Environmental Modeling and Software* 22:561-569.

POPOV V.H, CORNISH P.S., SUN H., 2006. *Vegetated biofilters: The relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff*; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 114, Issues 2-4: 351-359.

Travaux de la Integrated Assessment Society (<http://www.tias-web.info>)

Recensement Général Agricole. 2000. *Données statistiques agricoles nationales*. in Agreste, editor. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/>.

REFSGAARD, J. C. AND J. KNUDSEN. 1996. *Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models*. *Water Resources Research* 32:2189-2202

REUS J, P. LEENDERTSE C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTSCHE, K. LEWIS, C. NILSSON, L. PUSSEMIER, M. TREVISAN, H. VAN DER WERF, F. ALFARROBAJ, S. BLÜMEL, J. ISART, D. MCGRATH, T. SEPPÄLÄ *Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use* *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90 (2002) 177-187 2002

ROUSSET, S, VERNIER, F., LECCIA, O., LESCOT, J.M., - 2012. *Évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution : Rapport intermédiaire d'activité du projet ECCOTER - Les mesures agro-environnementales à enjeu « eau/pesticides »*. 26 p. []

SANTHI, C., J. G. ARNOLD, J. R. WILLIAMS, W. A. DUGAS, R. SRINIVASAN, AND L. M. HAUCK. 2001. *Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources*. *Journal of the American Water Resources Association* 37:1169-1188. *Resources Association* 37:1169-1188.

SINGH, V. P. 1995. *Computer models of watershed hydrology*. *Water Resources Publications*.

SINGH, V. P. AND D. K. FREVERT. 2010. *Watershed models*. CRC Press.

VAN GRIENSVEN, A. AND W. BAUWENS. 2003. *Multiobjective autocalibration for semidistributed water quality models*. *Water Resources Research* 39.

VAN GRIENSVEN, A., T. MEIXNER, S. GRUNWALD, T. BISHOP, M. DILUZIO, AND R. SRINIVASAN. 2006. *A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models*. *Journal of Hydrology* 324:10-23.

VERNIER, F., BORDENAVE, P., CHAVENT, M., LECCIA, O., PETIT, K. - 2010. *Modelling scenarios of agriculture changes on freshwater uses and water quality at a large watershed scale: the case of the Charente watershed (France)*. *International congress on environmental modeling and software 05/07/2010-08/07/2010, Ottawa, CAN.* 9 p. []

VERNIER, F., LECCIA, O., GALICHET, B., KUENTZ, V., PETIT, K., SCORDIA, C., MINETTE, S., PAPIN, F., RETHORET, H., PAULET, S., ESPALIEU, D. - 2013. *Une méthode de modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à une zone à enjeu « pesticides » dans le bassin de la Charente*. 43ème congrès du groupe français des pesticides 29/05/2013-31/05/2013, Albi, FRA. 2 p. []

VERNIER F., MIRALLES A., PETIT K., GOUY V., CARLUER N., PINET F (2012). *EIS Pesticides: an Environmental Information System to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales*. *Agricultural Systems* vol. 122, p. 11-21 []

VERNIER, F., ROCLE, N., PROU, J., PETIT, K., BRAY, X. - 2012. *Conceptual modelling of dynamics and interdependencies around water quality issues within coastal systems. Two case studies: the Pertuis Charentais (SW France) and the Bay of Robert (Martinique island, FWI)*. 50th ECSA Conference: Today's science for tomorrow's Management 03/06/2012-07/06/2012, Venise, ITA. []

VERNIER, F., GALICHET, B., LECCIA, O. - 2013. *MODCHAR : Définition de scénarios d'évolution des pratiques agricoles et modélisation des impacts des pressions agricoles (pollution diffuse) dans le bassin versant de la Charente : étude exploratoire pour l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (2012)*. *Rapport final d'étude* 105 p. []

VIGOT, M. 2011. *Spatialisation du diagnostic de l'état organique des sols cultivés à l'échelle d'un territoire : exploration d'une méthode basée sur le bilan humique AMG, appliqué dans le département du Loiret*. *Mémoire de fin d'études, titre d'ingénieur agronome*. Enita de Bordeaux.

VIGOT, M. AND O. SCHEURER. 2011. *Spatialisation du bilan humique des sols cultivés à l'échelle du territoire*.in 10ème rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre, 23 & 24 novembre 2011. Réseau Mixte Technologique Sols et Territoires, Reims.

VOLK M., HIRSCHFELD J., DEHNHARDT A., SCHMIDT G., BOHN C., LIERSCH S., GASSMAN P.W., 2008. *Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems River Basin*. *Ecological Economics*, vol. 66: 66-76.

WU, J.J., ADAMS R.M, KLING C.L., AND TANAKA K., 2004. *"From Micro-Level Decisions to Landscape Changes: An Assessment of Agricultural Conservation Policies."* *American Journal of Agricultural Economics* 86 (2004): 26-41.

YLI-VIIKARI ANJA, REIJA HIETALA-KOIVU, ERJA HUUSELA-VEISTOLA, TERHO HYVÖNEN, PAULA PERÄLÄ, EILA TURTOLA, *Evaluating agri-environmental indicators (AEIs)—Use and limitations of international indicators at national level*, *Ecological Indicators*, Volume 7, Issue 1, January 2007, Pages 150-163, ISSN 1470-160X,

ZHANG, X. AND M. ZHANG. 2011. *Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff*. *Science of The Total Environment* 409:1949-1958.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES

Voir fichier pdf consolidé en annexe pour le texte des publications.

VERNIER, F., MIRALLES, A., PINET, F., CARLUER, N., GOUY, V., MOLLA, G., PETIT, K. - 2013. EIS Pesticides: An environmental information system to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales. *Agricultural Systems*, vol. 122, p. 11-21 []

LESCOT, J.M. , BORDENAVE, P., PETIT, K., LECCIA, O. - 2013. A spatially-distributed cost-effectiveness analysis framework for controlling water pollution . *Environmental Modelling & Software*, vol. 41, p. 107-122 []

LESCOT, J.M., BORDENAVE, P., LECCIA, O., PETIT, K. - 2013. Contrôle des pollutions diffuses par les pesticides : une approche coût-efficacité spatialement distribuée . *Economie Rurale*, n° 333, p. 123-150 []

BOITHIAS, L., SAUVAGE, S., SRINIVASAN, R, LECCIA, O., SANCHEZ-PEREZ, J. M. - 2014. Application date as controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events CATENA Volume: 119- 7p. ISSN: 0341-8162

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES A PARAITRE

Plusieurs articles en cours