

Résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires : Conception d'outils de gestion des risques liés aux pesticides – cas du bassin versant de l'étang de l'or en France

Oussama O. Mghirbi

▶ **To cite this version:**

Oussama O. Mghirbi. Résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires : Conception d'outils de gestion des risques liés aux pesticides – cas du bassin versant de l'étang de l'or en France. Géographie. Université Paul Valéry - Montpellier III, 2016. Français. ⟨NNT : 2016MON30011⟩. ⟨tel-01405471⟩

HAL Id: tel-01405471

https://theses.hal.science/tel-01405471v1

Submitted on 30 Nov 2016

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.



HAL Authorization

THÈSE

Pour obtenir le grade de

Docteur

Délivré par **UNIVERSITE Paul-Valéry MONTPELLIER 3 - FRANCE**
Arts, Lettres, Langues, Sciences Humaines et Sociales

Préparée au sein de l'école doctorale ED 60 TTSD
Et de l'unité de recherche UMR GRED

Spécialité : **Géographie et aménagement de l'espace**

Présentée par **Oussama MGHIRBI**

RESILIENCE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES FACE AU CHANGEMENT DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES : CONCEPTION D'OUTILS DE GESTION DES RISQUES LIES AUX PESTICIDES – CAS DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR EN FRANCE

Soutenue le 11 Octobre 2016 devant le jury composé de

M. Jean-Paul BORD, Professeur, Université Paul-Valéry Montpellier 3 (France)	Directeur de thèse
Mme Thouraya SOUISSI, Professeur, INA de Tunisie (Tunisie)	Rapporteur
M. Michael F. DAVIE, Professeur, Université François-Rabelais, Tours (France)	Rapporteur
Mme Élisabeth MANDART, Professeur Associé, HDR, CIHEAM-IAM Montpellier (France)	Examinateur
M. Ahmed BOUAZIZ, Professeur, IAV Hassan II Rabat (Maroc)	Examinateur
M. Philippe LE GRUSSE, Administrateur Scientifique Principal, CIHEAM-IAM Montpellier (France)	Examinateur

« L'Université n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans cette thèse ; ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur ».

AVANT-PROPOS

Cette thèse de doctorat s'inscrit dans le cadre du projet de recherche « TRam : Gestion de la Toxicité en zone Ramsar » (Plan Ecophyto 2018) APR Pesticides 2009 Convention n°1591/2010 du Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer de France (anciennement MEEDDAT). Cette thèse est une continuité des travaux de recherche élaborés par ma collègue Habiba AYADI sur le territoire de la Merja Zerga au Maroc. Les travaux de ce projet de recherche ont été réalisés dans le cadre de jumelage entre le bassin versant de l'étang de l'Or, l'Hérault - France et le territoire de la Merja Zerga au Gharb – Maroc qui sont des zones Ramsar (humides). La bourse de la thèse a été financée par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de la Tunisie, l'Institution de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur Agricoles de la Tunisie (IRESA) et par l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier – France (CIHEAM-IAMM).

Cette thèse résulte de quatre ans de travail au sein du Laboratoire d'Accueil Méditerranéen en Economie et Sciences Sociales (LAMES, CIHEAM-IAMM) et de l'UMR GRED : Gouvernance, Risque, Environnement, Développement (Université Paul-Valéry Montpellier 3/IRD - UMR GRED). Ce Travail de recherche a été dirigé par Jean-Paul BORD (Professeur des Universités en Géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3, IRD - UMR GRED), co-encadré par Philippe LE GRUSSE (Enseignant chercheur à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier - France) et Elisabeth MANDART (Professeur associé à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier - France).

Ce travail de recherche a été suivi par un comité de pilotage composé par les membres suivants : Jean-Paul BORD (Professeur des Universités en Géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3, IRD - UMR GRED), Philippe LE GRUSSE (Enseignant chercheur à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier - France), Elisabeth MANDART (Professeur associé à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier – France) et Jacques FABRE (Docteur en biologie et physiologie végétale au bureau d'étude Diatae à l'IAMM - France).

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail de recherche, j'ai le plaisir de présenter mes remerciements les plus sincères à toutes les personnes qui ont contribué, aussi bien d'un point de vue strictement scientifique qu'humain, à me faire avancer dans cette aventure.

Je remercie le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de la Tunisie et l'Institution de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur Agricole de la Tunisie (IRESA) pour la bourse nationale d'excellence qu'ils m'ont attribuée afin de poursuivre mes études en doctorat. Je remercie aussi l'APR Pesticides du Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (anciennement MEEDDAT) et l'ONEMA pour les soutiens financiers.

Je tiens, d'abord, à adresser mes sincères remerciements à mon directeur de thèse Monsieur Jean-Paul BORD (Professeur des Universités en Géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3) qui a accepté de diriger cette thèse et pour l'attention qu'il a apporté à mon travail. Je vous remercie d'avoir été disponible et attentif et d'avoir facilité le déroulement de la thèse par votre appui scientifique et académique précieux pour finaliser les corrections de cette thèse.

J'adresse également mes sincères remerciements et gratitudes à mes encadrants Monsieur Philippe LE GRUSSE (Administrateur Scientifique Principal et Enseignant chercheur à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier) et Madame Elisabeth MANDART (Professeur associé à l'IAMM), pour l'intérêt et la patience qu'ils ont témoigné en encadrant et en guidant ce travail et pour le temps qu'ils m'ont accordé pour le suivi du déroulement de la thèse, les corrections et la validation des travaux. Je vous remercie pour vos soutiens inconditionnels personnels et professionnels, votre compréhension, vos précieux conseils et votre confiance témoignée au long de ce travail.

Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury qui ont accepté d'examiner ma thèse et se sont rendus disponibles pour ma soutenance : Monsieur Jean-Paul BORD (Professeur des Universités en Géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3), Monsieur Michael DAVIE (Professeur des Universités en Géographie à l'Université François-Rabelais de Tours), Madame Thouraya SOUISSI (Professeur à l'Institut National Agronomique de Tunisie), Monsieur Ahmed BOUAZIZ (Professeur, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II au Maroc), Monsieur Philippe LE GRUSSE (Enseignant chercheur à l'IAMM) et Madame Elisabeth MANDART (Professeur associé à l'IAMM)

Un grand merci à Monsieur Jacques FABRE (Docteur en biologie et physiologie végétale au bureau d'étude Diataé) pour le développement du logiciel « EToPhy » et la programmation du calcul des indicateurs de risques de toxicité sur la santé humaine (IRSA) et sur l'environnement (IRTE) sous Access et WinDev. Je vous remercie aussi pour le temps que vous m'avez consacré pour développer la conception du modèle technico-économique d'optimisation des systèmes de production et de gestion des risques liés aux pesticides (OptiPhy).

J'exprime ma gratitude à Monsieur Guillermo FLICHMAN pour m'avoir toujours aidé durant cette thèse, notamment pour la partie modélisation et à chaque occasion que j'ai eu à le solliciter.

Je remercie également à Monsieur Jean-Philippe CHEREL (Ingénieur de recherche au département de la géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3 – UMR GRED) pour avoir m'aidé dans la conception et l'élaboration des cartes, ainsi que la construction de la base de données SIG du bassin versant de l'étang de l'Or.

Mes remerciements vont également aux instituts et aux organismes : la chambre d'agriculture de l'Hérault, le centre expérimental d'horticulture de Marsillargues (CEHM) et les coopératives agricoles (Cofruid'oc et SICA de Mauguio) qui m'ont apporté de l'appui technique et m'ont aidé dans

le choix des exploitations agricoles, la collecte des données technico-économiques et la conception des outils d'aide à la décision pour la gestion des pratiques phytosanitaires. Je remercie également les agriculteurs enquêtés sur le bassin versant de l'étang de l'Or.

Je remercie infiniment mon collègue Kamel ELLEFI (stagiaire en *Master of Science* à l'IAMM) pour son implication dans les enquêtes et la construction de la base de données des pratiques phytosanitaires des agriculteurs et aussi pour sa collaboration et son soutien pour réussir ce travail.

Un grand remerciement à l'équipe de recherche du CIHEAM-IAMM, Monsieur Pascal BERGERET, Madame Martine PADILLA et Monsieur Hatem BELHOUCHETTE pour avoir cru en moi en m'offrent une allocation de recherche complémentaire pour finaliser mes travaux de thèse et en m'accueillant au Laboratoire d'Accueil Méditerranéen en Economie et Sciences Sociales (LAMES).

Je suis également très reconnaissant à tous les enseignants chercheurs et au personnel de l'IAMM, notamment le service informatique, le centre de documentation et le service scolarité pour l'accueil et l'aide reçue. Merci à Mapie, Yves, Marie-Noëlle, Rafaele, Dominique, Cécile, Marie Hélène, Isabelle, Zoubaida et Laure.

A tous les enseignants qui ont participé à ma formation et à la construction de mes connaissances scientifiques et professionnelles, j'exprime ma gratitude.

Je remercie tous mes collègues de l'IAMM pour leur encouragement et leur soutien scientifique et moral. Merci à Fayçal, Ahmed, Rachid, Zied, Imed, Azza, Meriam, Lobna, Roza, Lamia, Heval, Samar, Mohamed Ali.

Je remercie ma chère épouse Yosser BEN ZEKRI qui m'a soutenu et qui était la lumière de mon chemin de réussite.

Je remercie infiniment ma mère Najiba, mon père Moncef, ma sœur Youmna, mon frère Aymen et mon beau-frère Karim pour leur soutien, leur aide et leur patience.

Un grand merci à mes deux familles MGHIRBI et BEN ZEKRI pour leur aide et leur soutien.

Il est difficile de n'oublier personne et je pourrais me contenter de remercier sincèrement tous ceux qui ont contribué à réaliser ce travail et à m'enrichir pendant les cinq années d'études à Montpellier. J'espère qu'ils se reconnaîtront dans ce message de gratitude et de sincérité.

A toutes et à tous, encore MERCI ☺

RESUME

L'utilisation excessive des produits phytosanitaires provoque des problèmes de santé publique et environnementaux du fait de leur toxicité. Dans le cadre de ce travail de recherche interdisciplinaire entre géographie et agronomie, l'objectif est d'analyser la résilience des exploitations agricoles et leur capacité à faire face au changement des pratiques phytosanitaires. Pour y répondre, nous nous sommes basés sur la conception d'une méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires à différentes échelles spatiales et d'un modèle technico-économique d'optimisation des traitements phytosanitaires et de gestion des risques liés aux pesticides. Ce travail consiste à mettre à la disposition des acteurs du territoire des outils d'aide à la décision pour une gestion intégrée de l'usage des pesticides au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or au Sud de la France. Cette étude est basée sur l'utilisation de plusieurs outils pluridisciplinaires : les techniques de programmation mathématique, d'analyse statistique et les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG), en introduisant des indicateurs agri-environnementaux de pression phytosanitaire (IFT) et de risque de toxicité sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement (IRSA, IRTE), ainsi que des indicateurs économiques. La combinaison de ces indicateurs définit les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles et la capacité de leur système de production à faire face au changement de pratiques phytosanitaires. Ce concept de résilience, associé à l'analyse spatiale des indicateurs agri-environnementaux et économiques à l'aide d'un SIG, permet de mettre en place des outils génériques d'aide à la décision afin de trouver un compromis entre les différents acteurs pour faire face aux problématiques de l'iniquité spatiale et socio-économique de la pollution phytosanitaire diffuse. Les résultats d'analyse multi-échelle permettent la mise en place des stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires en fonction de la vulnérabilité du milieu naturel sur un territoire et en assurant des résultats économiques convenables aux exploitations agricoles.

Mot clés : *pratiques phytosanitaires, indicateurs, gestion des risques, pollution diffuse, modèle technico-économique, optimisation, résilience, SIG, territoire, acteurs, exploitations agricoles.*

ABSTRACT

The excessive use of plant protection products has caused public health and environmental issues due to their toxicity. As part of this interdisciplinary research work between geography and agronomy, the objective is to analyse the resilience of farms and their capacity to deal with the change of plant protection practices. In order to answer this objective, our work is based on the design of a method for assessing plant protection practices at different spatial scales and on a technical-economic model for optimising plant protection treatment and managing risks related to pesticides. This work consists in providing territorial actors with decision-support tools for an integrated management of pesticide use at the *"Etang de l'Or"* catchment area in the South of France. This study is based on the use of several multidisciplinary tools: mathematical programming techniques, statistical analysis and Geographic Information Systems (GIS), by introducing agri-environmental indicators for plant protection pressure (TFI) and risks of toxicity on the applicator's health and on environment (IRSA, IRTE), and economic indicators. The combination of these indicators defines the different categories of farms resilience and capacity of their production systems to deal with the change of plant protection practices. The concept of resilience, combined with spatial analysis of agri-environmental and economic indicators using GIS, allows implementing generic decision-support tools to find a compromise between the different actors to deal with problems of spatial inequality and socioeconomic in term of phytosanitary diffuse pollution. The results of multi-scale analysis allow implementing management strategies of risks related to plant protection practice based on the vulnerability of the natural environment on a territory and ensuring suitable economic outcomes to farms.

Keywords: *plant protection practices, indicators, risks management, diffuse pollution, technical-economic model, optimisation, resilience, GIS, territory, actors, farms.*

TABLE DES MATIERES

LISTE DES ABREVIATIONS ***I***

LISTE DES FIGURES ***III***

LISTE DES TABLEAUX ***X***

INTRODUCTION GENERALE ***1***

PREMIERE PARTIE : ***7***

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE ***7***

RESILIENCE, GESTION DES RISQUES LIES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET OUTILS D'AIDE A LA DECISION ***7***

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE ***8***

CHAPITRE 1. CONCEPTION DE LA RESILIENCE : DEFINITIONS ET ELEMENTS **9**

1.1. Définition de la notion de résilience : aperçu théorique 9

1.2. Fondement conceptuel : des risques à la résilience 13

1.2.1. Des risques à la vulnérabilité 13

1.2.2. De la vulnérabilité à la résilience 15

1.2.3. Stratégies de gestion des risques en agriculture 19

1.2.4. Notion d'exploitation agricole et du système de production 20

1.3. Définition du concept de résilience : aperçu opérationnel 21

1.3.1. La résilience entre moyen et fin d'un développement durable 21

1.3.2. Concept de résilience : aperçu des approches systémiques 22

1.3.3. Le concept de résilience : du théorique à l'opérationnel 25

1.3.4. Difficultés de mesures de la résilience 27

Conclusion du chapitre 1 ***32***

CHAPITRE 2. POLLUTION DIFFUSE ET GESTION DES RISQUES LIES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES **33**

2.1. Pollution diffuse : définition et impacts environnementaux 33

2.2. Réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires 34

2.2.1. Risques liés aux pratiques phytosanitaires et état des lieux de l'emploi des pesticides en France 34

2.2.2. Gestion des risques liés aux pesticides 39

2.2.3. Indicateurs d'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires 42

2.3. Quels outils pour l'évaluation et la gestion des impacts d'utilisation des pesticides ? 48

2.3.1. L'utilité de la construction des indicateurs agri-environnementaux 48

2.3.2. Conception des indicateurs agri-environnementaux dans notre étude : IRSA et IRTE 51

Conclusion du chapitre 2 ***57***

CHAPITRE 3. LES OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION : LA MODÉLISATION ET LE SIG POUR LA GESTION DE LA POLLUTION DIFFUSE LIEE AUX PESTICIDES **59**

3.1. Modélisation des exploitations agricoles 59

3.1.1. Programmation mathématique appliquée à l'économie agricole 59

3.1.2. Modélisation de la production agricole et programmation mathématique 63

3.1.3. Le risque dans la modélisation des exploitations agricoles 66

3.2. Prise de décision et gestion des risques sur une exploitation agricole 67

3.3. Géographie et cartographie au service de l'aménagement de l'espace et de la gestion environnementale du territoire 68

3.3.1. Notions sur la carte, le cartographe et SIG : utilités et applications en aménagement des territoires 68
3.3.2. L'intégration du concept de résilience dans la géographie 70

Conclusion du chapitre 3 72

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 73

DEUXIEME PARTIE 75

DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE SYSTEMIQUE D'EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET D'OPTIMISATION DES SYSTEMES DE PRODUCTION SUR LE BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR 75

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE 76

CHAPITRE 4. LE TERRITOIRE DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR ET CARACTERISATION DE SON SYSTEME AGRICOLE 77
4.1. Agriculture et pesticides sur un bassin versant du Sud de la France (bassin de l'étang de l'Or) 77
4.2. Caractéristiques du milieu naturel du bassin versant de l'étang de l'Or 83
4.2.1. Topographie et réseau hydrographique du bassin versant favorisant le transfert des pesticides vers l'étang de l'Or 83
4.2.2. Caractéristiques et qualité des ressources en eaux du bassin versant de l'étang de l'Or 86
4.3. Le bassin versant de l'étang de l'Or, un territoire agricole complexe et diversifié 92
4.3.1. Caractéristiques du système agricole du bassin versant de l'étang de l'Or 92
4.3.2. Découpage administratif et caractéristique agricole des communes du bassin versant de l'étang de l'Or 94

Conclusion du chapitre 4 98

CHAPITRE 5. METHODES DE DIAGNOSTIC ET D'EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES POUR LA GESTION DE LA POLLUTION DIFFUSE LIEE AUX PESTICIDES 99
5.1. Méthode de travail 99
5.2. Localisation géographique des exploitations enquêtées, acquisition et traitement des données 101
5.3. Calcul des indicateurs agri-environnementaux et agro-économiques 103
5.3.1. Calcul des indicateurs agri-environnementaux 103
5.3.2. Calcul des indicateurs agro-économiques 109
5.4. Typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées 110
5.4.1. Intérêt et utilité de la typologie dans l'analyse de la diversité des exploitations agricoles 110
5.4.2. Résultats de la typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées 113

Conclusion du chapitre 5 117

CHAPITRE 6. DESCRIPTION DU MODELE TECHNICO-ECONOMIQUE D'OPTIMISATION DU SYSTEME DE PRODUCTION ET DE LA METHODE D'ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES 118
6.1. Description du modèle technico-économique d'optimisation et de gestion des pratiques phytosanitaires OptiPhy 118
6.2. Paramètres utilisés dans le modèle technico-économique 120
6.3. Scénarios de nouvelles techniques de traitement phytosanitaires proposés 123
6.4. Equations, contraintes et exécution du modèle 124
6.5. Méthode d'analyse de la résilience des exploitations agricoles 131

Conclusion du chapitre 6 131

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE 133

TROISIEME PARTIE 135

RESULTATS DES OUTILS D'AIDE A LA DECISION DANS LE CADRE D'UNE APPROCHE PARTICIPATIVE : INDICATEURS, MODELISATION, SIG ET ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATATIONS AGRICOLES 135

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE 136

CHAPITRE 7. EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET ANALYSE DES MESURES DE GESTION DES RISQUES DE TOXICITE LIES AUX PESTICIDES 137

7.1. Analyse des pratiques phytosanitaires de la culture du pommier 137

7.1.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de pommier étudiées 138

7.1.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs : culture du pommier 141

7.1.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de pommiers 142

7.1.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de pommier 143

7.2. Analyse des pratiques phytosanitaires de la viticulture 152

7.2.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de viticulture étudiées 152

7.2.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs en viticulture 156

7.2.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de vigne 156

7.2.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de vigne 158

7.3. Synthèse de l'analyse des pratiques phytosanitaires des différentes cultures étudiées 167

7.3.1. Analyse globale des pratiques phytosanitaires des cultures étudiées 167

7.3.2. Analyse détaillée des impacts des pratiques phytosanitaires sur les compartiments de l'environnement et sur la santé de l'applicateur 169

7.3.3. Analyse des pratiques phytosanitaires en fonction des catégories de pesticides dans la pression phytosanitaire et dans le risque de toxicité 171

7.3.4. Analyse récapitulative des éléments économiques des pratiques phytosanitaires des cultures étudiées 174

Conclusion du chapitre 7 177

CHAPITRE 8. DE L'EVALUATION A L'AIDE A LA DECISION : QUELLE STRATEGIE DE GESTION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET DE CONTROLE DE LA POLLUTION DIFFUSE – RESULTATS DU MODELE TECHNICO-ECONOMIQUE OPTIPHY 179

8.1. Analyse des résultats du modèle technico-économique d'optimisation du système de production : application sur quelques ITKs types au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or 179

8.1.1. Cas du système de production arboricole : ITK type de pomme 180

8.1.2. Cas du système de production viticole : ITK type de vigne à cépage rouge 188

8.2. Analyse des mesures de réduction des risques des pesticides sur les exploitations agricoles 194

Conclusion du chapitre 8 195

CHAPITRE 9. ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES ET EVALUATION CARTOGRAPHIQUE DU SYSTEME AGRICOLE ET DE LA POLLUTION DIFFUSE AU NIVEAU DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR 198

9.1. Analyse de la résilience des exploitations agricoles au changement des pratiques phytosanitaires 198

9.1.1. Analyse du cadre conceptuel opérationnel pour mesurer la résilience des exploitations agricoles 198

9.1.2. Analyse de la résilience des systèmes de production des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or 203
9.2. Discussion des résultats d'analyse de la résilience des exploitations agricoles 206
9.2.1. Evaluation du comportement des exploitations en réponse au changement des pratiques phytosanitaires 206
9.2.2. Evaluation de la méthodologie d'analyse de la résilience des exploitations agricoles 208
9.3. Evaluation cartographique du système agricole et de la contribution des pratiques phytosanitaires à la pollution diffuse au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or 209
9.3.1. Etat des lieux de l'utilisation des pesticides et contribution des pratiques phytosanitaires à la pollution diffuse par commune 209
9.3.2. Contribution des systèmes de production des communes à la pollution diffuse par hectare 214

***Conclusion du chapitre 9* 221**

***CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE* 223**

***CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES* 225**

***Références bibliographiques* 231**

***Annexes* 253**

Annexe 1. Elaboration des régions agricoles en France (Butault *et al.* 2009) 255

Annexe 2. Méthode de calcul de l'indicateur de risque sur la santé applicateur (IRSA) 257

Annexe 3. Méthode de calcul de l'indicateur de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) (Ayadi 2013) 259

Annexe 4. Etat des lieux de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) et objectifs du SDAGE du Rhône-Méditerranée (SYMBO 2015) 263

Annexe 5. Superficie et nombre d'habitants par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : INSEE 2013 et travail de SIG, Mghirbi 2015) 264

Annexe 6. Répartition des superficies agricoles cultivées par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : RGA 2010 et travail de SIG, Mghirbi 2015) 265

Annexe 7. Extrait de la structuration des résultats des indicateurs par produit (A) et par parcelle enquêtée (B) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010) 266

Annexe 8. Exemples de base de données collectées auprès des coopératives et des agriculteurs (Source : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 268

Annexe 9. Exemple de structuration de la base de données sur Access 2003 (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 269

Annexe 10. Tableau récapitulatif des résultats de la méthode de typologie adoptée pour la classification des ITK des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : enquêtes de terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 270

Annexe 11. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : pommier et viticulture pour l'année 2012 (Source : CERFANCE 2012) 274

Annexe 12. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : grandes cultures et melon pour l'année 2013 et salade sous serre pour l'année 2014 (Source : CERFANCE 2013, 2014) 284

Annexe 13. Fiches technico-économiques standards de la chambre d'agriculture du Languedoc Roussillon : pomme de terre pour l'année 2012 290

Annexe 14. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations arboricoles (pommier) enquêtées (Source : EToPhy) _____ 292
Annexe 14.1. ITK AGR 1 : parcelle de Cripps Pink 2011 _____ 292
Annexe 14.2. ITK AGR 2 : parcelle de Cripps Pink 2011 _____ 293
Annexe 14.3. ITK AGR 1 : parcelle de Golden 2009 _____ 294
Annexe 14.4. ITK AGR 2 : parcelle de Golden 2009 _____ 294

Annexe 15. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations viticoles enquêtées (Source : EToPhy)_____ 295
Annexe 15.1. ITK AGR 1 : parcelle de Carignan 2011 _____ 295
Annexe 15.2. ITK AGR 2 : parcelle de Carignan 2011 _____ 296
Annexe 15.3. ITK AGR 1 : parcelle de Merlot 2009 _____ 297
Annexe 15.4. ITK AGR 3 : parcelle de Merlot 2009 _____ 297

Annexe 16. Analyse des pratiques phytosanitaires : application grandes cultures et maraîchages (suite chapitre 7) _____ 299
7.4. Analyse des pratiques phytosanitaires de grandes cultures _____ 299
7.4.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de grandes cultures étudiées _____ 299
7.4.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs en grandes cultures _____ 308
7.4.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de grandes cultures _ 308
7.4.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de grandes cultures _____ 312
7.5. Analyse des pratiques phytosanitaires en maraîchages : diagnostic de quelques ITK _____ 317

Annexe 17. Analyse des résultats du modèle technico-économique OptiPhy : application aux grandes cultures et au maraîchage (suite chapitre 8, paragraphe 8.1)_____ 321
8.1.3. Cas du système de production des grandes cultures _____ 321
8.1.4. Cas du système de production du maraîchage _____ 336

Annexe 18. Cartes d'état des lieux de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or _____ 349
Annexe 18.1. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production au nombre de passages total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)_____ 349
Annexe 18.2. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)_____ 349
Annexe 18.3. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA aigu total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)_____ 350
Annexe 18.4. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA chronique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) _____ 350
Annexe 18.5. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE aquatique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) _____ 351
Annexe 18.6. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE terrestre total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)_____ 351
Annexe 18.7. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE oiseaux total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) _____ 352

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP : Analyse en Composantes Principales

AGR : Agriculteur

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BV : Bassin Versant

CGDD : Commissariat Général au Développement Durable

CEMAGREF : CEntre national du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et des Forêts appelé récemment IRSTEA Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

CL50: Concentration Létale qui tue 50 % d'une population expérimentale

CORPEN : Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement

CSEO: Concentration Sans effet Observés d'une matière active

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DGCCRF : Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes

DL50: Dose Létale qui tue 50 % d'une population expérimentale

FAO : Food and Agriculture Organization

ha : hectare

IFEN : Institut Français de l'ENvironnement

Ifremer : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

IAE : Indicateurs Agri Environnementaux

IFT : Indicateur de Fréquence de Traitement

IGN : Information Grandeur Nature, institut national de l'information Géographique et forestière

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

IRSA A : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Aigu

IRSA Ch : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Chronique

IRSA D : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Divers

IRSA F : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Fongicide

IRSA H : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Herbicide

IRSA I : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur Insecticide

IRSA : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur

IRT : Indice de Risque de Toxicité

IRTE : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement

IRTE A : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Aquatique

IRTE D : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Divers

IRTE F : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Fongicide

IRTE H : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Herbicide

IRTE I : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Insecticide

IRTE O : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Oiseaux

IRTE T : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement Terrestre

ITK : Itinéraire technique

km² : kilomètre carré

m.a. : matière active

MAE : Mesures Agro-Environnementales

MD : Marge Directe

NAIS : Norwegian Agricultural Insperation Service

Nb. : Nombre

NODU : Nombre de Dose Utilisée

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

OTEX : Orientation Technico-économique de l'EXploitation

PIRRP : Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux Pesticides

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

QSA : Quantité de Substance Active

RAP : Réseau d'Avertissements Phytosanitaires

RGA : Recensement Général Agricole

RICA : Réseaux d'Information Comptable Agricole

RPG : Registre Parcellaire Graphique

SAU : Superficie Agricole Utile

SIG : Système d'Information Géographique

SSP : Service de la Statistique et de la Prospective

SYMBO : Syndicat Mixte du Bassin versant de l'Or

TRam : Toxicité en zone Ramsar

UIPP : Union Industrielle de la Protection des Plantes

LISTE DES FIGURES

Figure 1b. Le caractère pluridisciplinaire de la résilience (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012)..... 10
Figure 2. Illustration du processus de résilience (adapté de Garrabé 2007)..... 11
Figure 3. Illustration de l'approche des capabilités de Sen (Rousseau 2003)..... 14
Figure 4. Vulnérabilité et innovation (Lallau 2008)..... 16
Figure 5. Illustration de la relation résilience/vulnérabilité, deux paradigmes distincts mais complémentaires (Reghezza-Zitt 2013 d'après Reghezza-Zitt et Provitolo, travaux en cours)..... 18
Figure 6. Vulnérabilité et résilience - un continuum différencié par un point de vue centré sur des notions d'endommagement pour la vulnérabilité et des notions de récupération fonctionnelle pour la résilience (Lhomme *et al.* 2010)..... 18
Figure 7. Synthèse du cadre conceptuel : stratégies de gestion des risques (Lallau 2008)..... 20
Figure 8. The fourth aspect of resilience in relation to a stability landscape—Panarchy (Pa); the influence of the states of the system (including where they are in their adaptive cycles) at scales above and below the focal scale (Walker *et al.* 2004)..... 22
Figure 9. Séquence stratégique et interactions durabilité-résilience (Lallau 2011)..... 24
Figure 10. De la vulnérabilité à la résilience: aller de l'avant ou vers l'arrière? (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012)..... 26
Figure 11. Mesure de la résilience après une catastrophe (modifié à partir de Dauphiné et Provitolo 2007)..... 28
Figure 12. A stylized representation of the four system functions and the flow of events among them (Holling 2004; à partir de Holling and Gunderson 2002)..... 28
Figure 13. Approche de la résilience (Lallau et Thibaut, 2009)..... 30
Figure 14. Représentation graphique de la notion de résilience (Lallau et Thibaut 2009)..... 31
Figure 15. Classification des grandes familles des biocides..... 34
Figure 16. Les différentes voies de transfert de la pollution diffuse (CORPEN 1996)..... 35
Figure 17. Principaux marchés des produits phytosanitaires en Europe en 2010 (en millions d'euros) (UIPP 2012)..... 37
Figure 18. Evolution des quantités de substances actives vendues en France entre 1998 et 2011 (en tonnes) (UIPP 2012)..... 37
Figure 19. Répartition des petites régions agricoles selon l'origine et le niveau de pression phytosanitaire (pesticides par hectare) (Butault 2010, Source : INRA, base de données : Agreste - MAAPRAT – SSP, RGA 2000)..... 38
Figure 20. Impacts des pratiques agricoles sur l'environnement (Pingault *et al.* 2009)..... 43
Figure 21. Positionnement des matières actives dans des zones de risques (Zahm 2003 ; Source méthode SIRIS)..... 44
Figure 22. Type d'indicateurs pesticides selon l'approche (Zahm 2003)..... 47
Figure 23. Représentation de l'approche Pression - Etat - Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles (CORPEN, 2003)..... 48
Figure 24. L'intégration synthétique des données dans un système d'information (Maurizi et Verrel 2002 ; inspiré de l'IFEN 1999)..... 49
Figure 25. Principe de la programmation linéaire (Melouli *et al.* 2004)..... 61
Figure 26. Carte des bassins versants du département de l'Hérault (Sources : BD CARTO IGN, BD Carthage, DDTM 34/Mission CEP/Pôle Valorisation des Données, Juin 2011)..... 78
Figure 27. Occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : CORINE Land Cover CLC 2012, carte topo scan 1/25000, IGN BD Lambert 93 ; Réalisation : Mghirbi 2015)..... 79
Figure 28. Répartition en pourcentage des principaux systèmes de cultures sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Source : données de RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2014)..... 80

Figure 29. Photos de quelques exploitations agricoles sur le bassin versant de l'étang de l'Or (A, B : vignes sur les coteaux de Saint Christol ; C : vergers à Mauguio ; D : grandes cultures à Marsillargues) (Mghirbi Janvier 2013)..... 80
Figure 30. Territoire administratif du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD Carthage, agence de l'eau/SYMBO 2012 ; photo prise par Gendre, CEN-LR, ©Lagnature 2009) 81
Figure 31. Photos prises au bord de l'étang de l'Or, à Mauguio (Mghirbi Janvier 2013)..... 82
Figure 32. Carte des pentes du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD Alti®, MNT 25m, IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015) 83
Figure 33. Réseau hydrographique principal du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD Alti®, MNT 25m, IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015) 84
Figure 34. Sous bassins versant et réseau hydrographique du bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : BD IGN, carte topo scan 1/25000 ; Réalisation : Mghirbi 2015)..... 85
Figure 35. Carte hydrogéologique du bassin versant de l'étang de l'Or (BRGM 2007)..... 86
Figure 36. Nappes phréatiques du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015) 87
Figure 37. Carte représentative de la qualité des eaux souterraines dans le bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : CG34, SDAGE 2010, SYMBO, ARS, Agence de l'Eau, DREAL LR, BRGM) 89
Figure 38. Etat qualitatif des masses d'eau souterraine et suivi de la qualité des eaux (Sources : SDAGE 2010-2015, SDAGE 2010-2015, Conseil général de l'Hérault 2010, SYMBO 2011) 90
Figure 39. Etat des lieux des cours d'eau du bassin versant de l'étang de l'Or (SYMBO 2015)..... 91
Figure 40. Carte de texture du sol du département de l'Hérault (Sources : BD Topo IGN, BD sol ACH 2010) et extrait du bassin versant de l'étang de l'Or (Géoréférencé par Mghirbi 2015)..... 92
Figure 41. Occupation du sol agricole du bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : Données CORINE Land Cover 2012 & RPG Hérault 2012, carte topo scan 1/25000, IGN BD Lambert 93 ; Réalisation : Mghirbi 2015) 93
Figure 42. Carte de découpage administratif du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015) 95
Figure 43. Répartition des superficies agricoles cultivées par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015)..... 97
Figure 44. Part de la superficie agricole cultivée par rapport à la superficie totale de la commune (Source : RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015) 97
Figure 45. Schéma conceptuel de la méthodologie (Réalisation : Mghirbi 2015) 100
Figure 46. Localisation géographique des exploitations enquêtées en 2011, 2012 et 2013 par commune au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 101
Figure 47. Présentation des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Source : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 102
Figure 48. Schéma conceptuel de la méthode de calcul des indicateurs IFT, IRSA, IRTE (Réalisation : Mghirbi 2014) 105
Figure 49. Schéma illustratif d'exemples de jointures des bases de données sur Access 2003 pour le calcul des indicateurs et des sous indicateurs (Réalisation : Mghirbi 2014)..... 106
Figure 50. Schéma conceptuel de la typologie des exploitations agricoles (Réalisation : Mghirbi 2014) 112
Figure 51. Schéma conceptuel du modèle technico-économique OptiPhy d'optimisation du système de production et de gestion des pratiques phytosanitaires (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 119
Figure 52. Exemple de matrices des paramètres agri-environnementaux et économiques introduites dans le modèle : cas d'un ITK type réel de vigne à cépage rouge et à pression phytosanitaire moyenne (PPc2) (A : ITK global, B : liste des produits de substitution utilisés pour la cible mildiou) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)..... 122

Figure 53. Exemple de résultat des scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (A) par rapport à la situation initiale (B) pour la cible de la tavelure pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression. La colonne "Produits" représente un extrait de la liste des produits de substitution proposés par le modèle (Sources : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010) 123
Figure 54. Exemple d'interface des deux bases de données introduites dans le modèle : liste des produits utilisés par l'agriculteur pour le traitement de la tavelure (extrait de l'ITK type de Cripps Pink à forte pression phyto) (A) et liste des produits de substitution pour la cible tavelure (B) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010) 129
Figure 55. Illustration de l'interface d'exécution du modèle : choix du fichier à exécuter et des contraintes à prendre en considération (A) et exemple d'exécution du modèle (B) (Sources : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010) 130
Figure 56. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de pommiers (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 142
Figure 57. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 144
Figure 58. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 145
Figure 59. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 146
Figure 60. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 147
Figure 61. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 148
Figure 62. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 149
Figure 63. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Golden (AGR 1, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 150
Figure 64. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Golden (AGR 2, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 151
Figure 65. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations viticoles (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 157
Figure 66. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Carignan (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 159
Figure 67. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Carignan (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 160
Figure 68. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Carignan dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 161

Figure 69. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Carignan (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 162
Figure 70. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Carignan (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 163
Figure 71. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Carignan dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 163
Figure 72. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Merlot (AGR 1, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 164
Figure 73. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Merlot (AGR 3, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 166
Figure 74. Echelle de variation des indicateurs de pression (IFT) et de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) et sur la santé applicateur (IRSA) lié aux pratiques phytosanitaires des cultures étudiées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 168
Figure 75. Part de toxicité aiguë et chronique des pratiques phytosanitaires pour les cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 170
Figure 76. Part de toxicité des pratiques phytosanitaires dans chaque compartiment de l'environnement pour les cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 170
Figure 77. Part de la pression phytosanitaire (IFT) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 172
Figure 78. Part de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 173
Figure 79. Part de toxicité sur l'environnement (IRTE) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 173
Figure 80. Coût d'une unité d'IFT/ha pour chaque culture (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon, annexes 11, 12 et 13)..... 176
Figure 81. Coût d'externalité en fonction de 1 000 unités de l'IRSA (A) et de l'IRTE (B) par ha pour chaque culture (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon, annexes 11, 12 et 13) 177
Figure 82. Identification des listes des produits utilisés par l'agriculteur sur les cibles les plus consommatrices en pesticides pour un ITK type de pomme de la variété Cripps Pink à forte pression phytosanitaire (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)..... 180
Figure 83. Extrait des résultats du modèle (pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression) : scénarios de minimisation du coût phyto sous contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE par cible (A) par rapport à la situation initiale (B) et listes des produits de substitution proposés par cible (C) (Sources : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)..... 183
Figure 84. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B)

pour un ITK de Cripps Pink (rendement moyen = 55T/ha) à forte pression phytosanitaire (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 187
Figure 85. Identification des listes des produits utilisés par l'agriculteur sur les cibles les plus consommatrices en pesticides pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression phyto moyenne (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)..... 188
Figure 86. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de vigne cépage rouge (rendement moyen = 80 hl/ha) à phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 193
Figure 87. Démarche d'élaboration du modèle technico-économique d'optimisation OptiPhy (Réalisation : Mghirbi 2015) 196
Figure 88. Les indicateurs de résilience : la variation relative des indicateurs du risque liés aux pesticides sur la santé de l'applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) et la marge directe (MD) entre les deux situations du système de production (la situation initiale et les résultats des scénarios simulés par le modèle) pour une exploitation de pommiers (5 variétés de pommes sur 5 ha) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 202
Figure 89. Variation relative des indicateurs du risque liés aux pesticides sur la santé de l'applicateur (IRSA) (à gauche) et sur l'environnement (IRTE) (à droite) et de la marge directe (MD) entre les deux situations du système de production (la situation initiale et les résultats des scénarios simulés par le modèle) des ITK type réels à forte pression phytosanitaire et à des rendements maximum (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 205
Figure 90. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production agricole par commune à l'IFT total, à l'IRSA total et à l'IRTE total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2015) 209
Figure 91. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production agricole par commune au coût des produits phytosanitaires total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 210
Figure 92. Répartition des communes selon le niveau du coût des produits phytosanitaires moyen par hectare (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 211
Figure 93. Répartition des communes selon le niveau du nombre de passages moyen par hectare (Réalisation : Mghirbi 2015) 212
Figure 94. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IFT total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 213
Figure 95. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 213
Figure 96. Répartition des communes selon le niveau de pression phytosanitaire en moyenne par hectare (IFT moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015) 215
Figure 97. Répartition des communes selon le niveau du risque des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 215
Figure 98. Répartition des communes selon le niveau de risque aigu des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA aigu moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 216
Figure 99. Répartition des communes selon le niveau de risque chronique des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA chronique moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 217
Figure 100. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur l'environnement en moyenne par hectare (IRTE moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 218
Figure 101. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur le milieu aquatique en moyenne par hectare (IRTE aquatique moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)219

Figure 102. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur le milieu terrestre en moyenne par hectare (IRTE terrestre moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015).... 219
Figure 103. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur les oiseaux en moyenne par hectare (IRTE oiseaux moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 220
Figure 104. Séquence stratégique de la relation résilience-gestion des risques (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 228
Figure 105. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de blé dur d'hiver (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 308
Figure 106. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de blé dur d'hiver semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 309
Figure 107. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de maïs semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 310
Figure 108. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de tournesol semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 311
Figure 109. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de blé dur d'hiver (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 313
Figure 110. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de blé dur d'hiver (AGR 3, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 313
Figure 111. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de maïs semences (AGR 2, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 314
Figure 112. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de maïs semences (AGR 3, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 315
Figure 113. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de tournesol (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 316
Figure 114. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de tournesol (AGR 3, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 316
Figure 115. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de colza (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 317
Figure 116. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de melon (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 318
Figure 117. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de pomme de terre (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 319
Figure 118. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de salade sous serre (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 320

Figure 119. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de blé dur d'hiver (rendement moyen = 4,2 T/ha) à forte pression phytosanitaire (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 326
Figure 120. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de tournesol semences (rendement moyen = 2,8 T/ha) à phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 336
Figure 121. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de melon (rendement moyen = 20 T/ha) à pression phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 342
Figure 122. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de pomme de terre (rendement moyen = 25 T/ha) à pression phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 348

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1a. Inventaire des travaux scientifiques et synthèse des définitions et des approches du concept de la résilience (Source : Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012) 10
Tableau 2. Les critères de sélection d'un indicateur établis d'après l'IFEN et une communication personnelle de Fr. Trocherie (Maurizi et Verrel 2002) 50
Tableau 3. Statut des indicateurs agro-environnementaux (Gassiat et Zahm 2010) 51
Tableau 4. Ratios Toxicité/Exposition de références définies réglementairement dans la directive d'homologation des produits 55
Tableau 5. Matrice de programmation linéaire (Hazell and Norton 1986) 63
Tableau 6. Répartition des types d'occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD CLC 2012, travail de SIG, Mghirbi 2015) 82
Tableau 7. Longueur des principaux cours d'eau permanents du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : travail de SIG, Mghirbi 2015) 85
Tableau 8. Répartition de l'occupation du sol agricole du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : données de RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015) 94
Tableau 9. Superficie et nombre d'habitants par communauté administrative du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : INSEE 2013 et travail de SIG, Mghirbi 2015) 96
Tableau 10. Echelle de variation du risque de toxicité des produits phytosanitaires appliqués à la dose homologuée (Source : EToPhy, Mghirbi 2014) 108
Tableau 11. Echelle de variation de la pression phytosanitaire et du risque de toxicité des ITK de traitement par culture (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 109
Tableau 12. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par variété et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de pomme (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8) 114
Tableau 13. Tableau récapitulatif des ITKs types réels pour les cépages rouges et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de vigne (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8) 115
Tableau 14. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par culture et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de grandes cultures (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8) 115
Tableau 15. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par culture et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de maraîchages (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8) 116
Tableau 16. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles de pommiers étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 139
Tableau 17. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de pommiers pour les 3 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 140
Tableau 18. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de pommiers étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 141
Tableau 19. Tableau récapitulatif des indicateurs déterminés pour quelques parcelles de pommiers étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 143
Tableau 20. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles viticoles étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 154
Tableau 21. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles viticoles pour les 3 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 155

Tableau 22. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles viticoles étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)..... 156
Tableau 23. Tableau récapitulatif des indicateurs déterminés pour quelques parcelles de vignes (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 158
Tableau 24. Tableau récapitulatif des indicateurs agri-environnementaux des pratiques phytosanitaires déterminés pour les cultures étudiées sur le bassin de l'étang de l'Or (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 168
Tableau 25. Tableau récapitulatif des indicateurs économiques par ha des cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon pour un rendement moyen max, annexes 11, 12 et 13) 175
Tableau 26. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression phytosanitaire (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 182
Tableau 27. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (tavelure, oïdium, carpocapse, tordeuse rouge) pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 184
Tableau 28. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 190
Tableau 29. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (mildiou, oïdium, cicadelle, pourriture grise) pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression phytosanitaire moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 191
Tableau 30. Classification de la résilience des systèmes de production selon la variation du niveau de risque de toxicité lié aux pesticides et de la marge directe (Réalisation : Mghirbi 2015)..... 207
Tableau 31. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles de blé dur d'hiver étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 301
Tableau 32. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de blé dur d'hiver (grain et semences) pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 302
Tableau 33. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de blé dur d'hiver étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 303
Tableau 34. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de maïs semences pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 304
Tableau 35. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de maïs semence étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 305
Tableau 36. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de tournesol pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 306
Tableau 37. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de tournesol étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 307
Tableau 38. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de blé dur d'hiver à forte pression (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 322

Tableau 39. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (rouille brune, oïdium, désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de blé dur d'hiver à forte pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 323
Tableau 40. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de maïs semences à faible pression (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 328
Tableau 41. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (désherbage) pour un ITK type de maïs semences à faible pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)..... 329
Tableau 42. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de tournesol semences à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 332
Tableau 43. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de tournesol semences à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 333
Tableau 44. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de melon à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) .. 338
Tableau 45. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (mildiou, oïdium, désherbage) pour un ITK type de melon à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 339
Tableau 46. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de pomme de terre à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)..... 344
Tableau 47. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (taupins, mildiou, désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de pomme de terre à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015) 345

INTRODUCTION GENERALE

L'ère des pesticides de synthèse débute dans les années 30, après la première guerre mondiale où les chercheurs ont profité du développement de la chimie organique de synthèse et du développement des armes chimiques. Après cette période et celle de la deuxième guerre mondiale, le besoin de nourrir la population consiste à augmenter les rendements et à devenir ainsi auto-suffisant en matière alimentaire. De ce fait, la mise en place d'instituts de recherche tels que l'INRA[1] dans les années 50 a été une révolution dans le monde de l'agronomie afin de développer divers moyens de production, à savoir les intrants (engrais et produits phytosanitaires), et de nouveaux itinéraires techniques. Ainsi, les tonnages de pesticides utilisés en France ont augmenté après les années 50. Depuis, les types de pesticides et les modalités d'application se sont diversifiés. Cette évolution a permis d'augmenter les rendements agricoles et, par la suite, de satisfaire les besoins alimentaires en France et de favoriser la dispersion des pesticides dans l'environnement (Aubertot *et al.* 2005).

Plusieurs études ont montré que les molécules phytosanitaires sont une cause de disparition d'espèces animales et végétales de grand intérêt écologique, telles que les abeilles domestiques (RAP[2] 2009 ; Thompson 2010). Par ailleurs, les phytosanitaires sont à l'origine d'un grand nombre d'intoxications aiguës et chroniques chez l'homme (Hallenbeck and Cunningham-Burns 1985 ; World Health Organization 1990 ; Pingali and Roger 1995 ; Multigner 2005 ; Aktar *et al.* 2009 ; Costello *et al.* 2009 ; Batsch 2011 ; Blair *et al.* 2015). En effet, l'utilisation excessive des produits phytosanitaires (PP) en France a provoqué des problèmes de santé publique et environnementaux du fait de leur toxicité. De ce fait, elle a eu un impact sur la santé humaine par l'apparition de cas de toxicité aiguë (allergie) pendant les années 60. Puis, à partir des années 80, une corrélation entre l'utilisation des PP et certaines atteintes chroniques (cancer) dues à des expositions faibles mais répétées a été démontrée (Bohnen and Kurland 1995 ; Testud *et al.* 2007 ; Damalas and Eleftherohorinos 2011).

Un impact sur le plan environnemental a été également enregistré. La pollution par les produits phytosanitaires est un problème de grande ampleur posé à l'interface de l'agriculteur et des différentes composantes de l'environnement (Van Dijk *et al.* 1999 ; Calvet 2005 ; Aktar *et al.* 2009), notamment les ressources en eau (Colin 2000 ; Zahm *et al.* 2009 ; Finizio *et al.* 2011). Une étude, réalisée en 1997 à l'institut français de l'environnement (IFEN), relate la présence de pesticides dans l'eau. Entre 2007 et 2013, les pesticides ont été détectés et quantifiés au moins une fois sur 92% des 2 950 cours d'eau français analysés (Dubois et Lacouture 2011 ; Dubois 2015). Ils ont été identifiés aussi dans les eaux souterraines et quantifiés au moins une fois sur 70% des 2 199 points de suivi, alors qu'au niveau des plans d'eaux leur présence représente 75% des 202 points de mesure (Dubois et Lacouture 2011).

Pour tous ces impacts, le Grenelle de l'environnement a été mis en place depuis 2007. Parmi ses objectifs est de réduire de 50% l'utilisation des pesticides, dans un horizon de dix ans (jusqu'à l'année 2018) dans le cadre du plan d'action « Ecophyto 2018[3] », reporté jusqu'à 2025 dans le cadre de « Ecophyto 2[4] ». Selon une étude "Ecophyto R&D" réalisée en 2010 et commandée par les ministres chargés de l'agriculture et de l'environnement à une équipe de recherche coordonnée par l'INRA, à la suite du Grenelle de l'environnement, une réduction jusqu'à 50% des pesticides serait possible (Butault *et al.* 2010). Cette réduction peut être atteinte suite à des changements profonds des pratiques substantielles, avec une perte d'environ 5% de la marge des agriculteurs, dans un contexte économique analogue à celui de l'année 2006 et 2007, et une diminution de la production en moyenne de 12% pour l'ensemble des cultures en France (Butault *et al.* 2010 ; Jacquet *et al.* 2011).

[1] INRA : Institut National de Recherche Agronomique. L'INRA a été fondé en 1946 pour répondre à une demande sociale prenante « nourrir la France », mais l'objectif est désormais de « nourrir durablement la France ».
http://institut.inra.fr/Reperes/Jalons-historiques
[2] RAP : Réseau d'Avertissements Phytosanitaires
[3] http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/plan_ecophyto_2018-2-2-2_cle8935ee.pdf
[4] http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/151022_ecophyto.pdf

Les enjeux sanitaires, environnementaux et socio-économiques liés à l'utilisation massive de produits phytosanitaires sont une préoccupation pour l'ensemble des acteurs intervenant dans les filières agricoles (agriculteurs, conseillers, chercheurs, représentants de pouvoirs publics, etc.) (Van der Werf 1996 ; Roussary *et al.* 2013). Face au nombre important d'acteurs concernés par l'usage des pesticides sur un territoire et les différents intérêts de chacun, nous sommes face à une situation complexe pour gérer les pollutions diffuses d'origine agricole. Ces inquiétudes ont conduit au développement de dispositifs agro-environnementaux et socio-économiques qui visent à encourager la réduction et la gestion de l'usage des pesticides. De nombreux acteurs, notamment les agriculteurs et les gestionnaires territoriaux, expriment leurs besoins et l'utilité de ces dispositifs à travers la création d'outils d'aide à la décision pour la gestion des pratiques phytosanitaires (Shtienberg 2000 ; Wilkerson *et al.* 2002 ; Bockstaller and Girardin 2003 ; Jørgensen *et al.* 2007 ; Bockstaller *et al.* 2008 ; Bockstaller *et al.* 2009 ; Ayadi *et al.* 2014 ; Le Bellec *et al.* 2015 ; Mghirbi *et al.* 2015). Comment évaluer ainsi la capacité des agriculteurs à gérer cette nécessité de réduction des pesticides ? Quels concepts et quels outils permettant de mesurer la possibilité, pour les systèmes de production agricole, de réduire les risques phytosanitaires vis-à-vis des populations et de l'environnement ?

Pour faire face à de tels changements de pratiques agricoles et, particulièrement, dans l'utilisation des pesticides, le concept de résilience des exploitations agricoles fournit un cadre de réflexion pour aborder cette problématique. Ce concept peut nous aider à analyser la capacité du système de production à persister et à maintenir son équilibre de fonctionnement face au changement des pratiques phytosanitaires. Etudier la résilience des exploitations agricoles permet ainsi d'évaluer la situation économique et environnementale suite aux changements et aux perturbations exercées sur le système de production. Par ailleurs, l'exploitation agricole doit faire face à un certain nombre de contraintes, à savoir les changements climatiques, les ressources et, en particulier, les mesures environnementales restrictives (par exemple : la réduction de l'utilisation des pesticides) afin de préserver l'écosystème et l'environnement, en conséquence conserver la biodiversité et protéger la santé humaine. De ce fait, le concept de résilience est considéré comme un outil d'aide stratégique pour la gestion des risques (Dauphiné et Provitolo 2007 ; Lallau 2008 ; Lallau 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). Ce concept polysémique a été utilisé par de nombreuses équipes de recherche dans un contexte théorique, mais il doit être mesuré pour le rendre opérationnel et significatif (Lallau et Thibaut 2009 ; Soussi 2014).

Répondre à ces défis (analyser la résilience, proposer et évaluer des alternatives innovantes) nécessite la conception et le développement de méthodes et d'outils (conceptuels, quantitatifs et qualitatifs) permettant d'évaluer l'impact de l'utilisation des pesticides et d'analyser la capacité de résilience des systèmes de production agricole face aux mesures prises pour réduire l'usage des pesticides. La réduction des quantités est mise en avant dans les politiques publiques avec l'objectif sous-jacent de réduire les impacts et, par conséquent, de minimiser les risques liés aux pesticides. Pour relier la gestion quantitative à la gestion qualitative dans le management des pratiques phytosanitaires, il apparaît indispensable de réfléchir aux instruments d'évaluation des pratiques phytosanitaires en terme de pression et de risque. Ainsi, nous avons centré notre réflexion sur le développement d'une méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires à différentes échelles spatiales et sur celui d'un modèle de minimisation des risques de l'usage des pesticides en agriculture. Des outils de mesure quantitative ont été réalisés en se basant sur des indicateurs agri-environnementaux de pression phytosanitaire (IFT) (Pingault *et al.* 2009) et de risques sur la santé de l'applicateur (IRSA) et l'environnement (IRTE) (Mandart *et al.* 2010 ; Le Grusse *et al.* 2012 ; Ayadi 2013 ; Ayadi *et al.* 2014 ; Mghirbi *et al.* 2015). Ces indicateurs de risque tiennent compte des caractéristiques physico-chimiques et éco-toxicologiques des matières actives et des propriétés des produits commerciaux. Le modèle de gestion des pesticides est basé sur les techniques de programmation linéaire et permet de proposer des scénarios de choix de produits phytosanitaires dans des itinéraires techniques (ITK) en fonction de différents niveaux de contraintes et d'aspiration des différents acteurs. Le modèle propose une gestion

multi-échelles, de la parcelle au bassin versant, et une gestion simultanée des risques sur la santé et l'environnement. En outre, les indicateurs de risque sur la santé et l'environnement peuvent être désagrégés en sous-indicateurs permettant une gestion adaptée au contexte. Le modèle permet donc de gérer les choix de produits en fonction des risques au niveau d'une parcelle et d'un ensemble de parcelles dans une exploitation agricole. Des besoins sont, par ailleurs, exprimés pour une gestion globale au niveau d'un bassin versant ou d'une région (Vasileiadis *el al.* 2011; Swartjes *et al.* 2012).

Ce travail de recherche, initié dans le cadre du projet TRam[5] (Gestion de la Toxicité dans les zones Ramsar[6]) a pour objectifs :

- Etudier des alternatives pour **réduire la dépendance des exploitations agricoles aux produits phytosanitaires toxiques**, en maintenant une quantité et une qualité élevées de production agricole (situation économique satisfaisante).
- **Evaluer les pratiques phytosanitaires à l'aide d'indicateurs économiques** (marge directe, coût des pesticides, etc.) et **agri-environnementaux** (IFT, IRSA, IRTE, etc.).
- **Construire un outil d'aide à la décision pour l'optimisation et la gestion de l'usage des pesticides** et analyser **la résilience des exploitations agricoles** face au changement des pratiques phytosanitaires.
- **Analyser spatialement les pratiques phytosanitaires** à l'aide d'indicateurs déterminés et établir l'état des lieux de la pollution diffuse du bassin versant de l'étang de l'Or (Hérault, Sud de France).

Après avoir présenté les problématiques, le cadre théorique et les principaux objectifs de notre étude, nous pouvons émettre **les hypothèses** suivantes :

- L'intégration des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) peut compléter l'évaluation des pratiques phytosanitaires réalisée avec l'IFT et met en évidence les oppositions entre risque et pression.
- L'utilisation des produits phytosanitaires de substitution moins toxiques, efficaces et économiques permet à la fois de réduire les risques de toxicité et de maintenir une situation économique satisfaisante au niveau d'une exploitation agricole.
- En mesurant la variation des risques liés à l'usage des pesticides homologues de substitution sur le plan environnemental et économique, nous pouvons évaluer à la fois l'optimum du système de production et la résilience des exploitations agricoles au niveau d'un bassin versant.

De façon générale, les travaux de recherche élaborés dans cette thèse consistent à analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires à travers l'application des stratégies de gestion des risques liés aux pesticides. Ces stratégies résultent de la construction d'une méthodologie permettant d'évaluer et de réduire les risques des pratiques phytosanitaires pour aboutir à l'optimisation des systèmes de production. Cette méthodologie se base sur la conception d'outils d'aide à la décision : des indicateurs (agri-environnementaux et économiques), un modèle technico-économique d'optimisation et des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG). A partir de cette méthodologie, nous pouvons construire une démarche analytique qui commence par l'évaluation des pratiques phytosanitaires à différentes échelles spatiales (parcelle, exploitation, bassin versant)

[5] TRam : Projet de recherche labellisé en septembre 2010, financé par l'ONEMA. Objectifs : Elaborer une méthodologie permettant de tester l'impact agro-environnemental et technico-économique d'une réduction raisonnée de l'utilisation des pesticides prenant en compte les différents leviers d'action de la parcelle au territoire en les pondérant par rapport aux spécificités du milieu. http://www.programmepesticides.fr/Pages-projets/APR-2009/TRam

[6] http://www.ramsar.org. The objective of the Ramsar Convention (adopted in 1971 in Ramsar, Iran) is to halt the loss of wetlands, promote the conservation of both them and their flora and fauna and encourage and promote wise use of them.

permettant une analyse d'impacts des alternatives de gestion des risques liés aux pesticides sur le système de production et sur l'environnement de l'exploitation agricole. Cette démarche permet à la fois d'évaluer et d'estimer les impacts des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur l'environnement et de simuler des scénarios de réduction des risques liés à l'usage des pesticides en tenant compte de la viabilité économique des exploitations agricoles et de la durabilité écologique au niveau d'un bassin versant. De ce fait, l'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires permet d'étudier les conséquences des stratégies mises en place pour lutter contre la pollution diffuse sur le fonctionnement du système de production et sur l'environnement de l'exploitation agricole.

Cette thèse est la continuité des travaux de recherche réalisés dans le cadre du projet TRam pour la gestion des risques de la pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires en Méditerranée (thèse d'Ayadi 2013[7] ; Le Grusse *et al.* 2014). Ce travail de thèse a contribué à enrichir les connaissances dans la conception des outils d'aide à la décision pour la gestion des risques de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides en France. L'approche systémique adoptée dans cette thèse est donc multidisciplinaire et couvre les domaines de l'agronomie, de la santé, de l'environnement, de l'économie, de la géographie, de l'aménagement du territoire et de l'informatique. Cette approche est constituée de plusieurs éléments et outils interdisciplinaires : (i) la construction d'une méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux (de pression et de risque de toxicité), (ii) la conception du modèle technico-économique d'optimisation des traitements phytosanitaires en utilisant les techniques de programmation mathématique et (iii) l'élaboration de cartes à l'aide des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) pour une analyse spatiale de la pollution phytosanitaire diffuse. Tous ces éléments et ces outils sont conçus à l'aide de la construction d'une base de données des pratiques phytosanitaires issue de la recherche bibliographique, des études déjà faites et des enquêtes réalisées en collaboration avec la chambre d'agriculture de l'Hérault auprès des coopératives et des agriculteurs au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or.

STRUCTURE DE LA THESE

La thèse s'articule autour de trois parties principales composées de trois chapitres chacune. Elle est constituée d'une introduction générale, de neuf chapitres et d'une conclusion générale.

L'**introduction générale** est une présentation de la problématique des risques de la pollution phytosanitaires diffuse et du contexte général des travaux de recherche menés dans cette thèse.

La **première partie** comprend trois chapitres qui présentent l'état de l'art et une synthèse bibliographique des principaux axes de recherche dans cette thèse : (i) le concept de la résilience pour la gestion des risques, (ii) les impacts de la pollution diffuse et la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires et (iii) l'utilité des outils d'aide à la prise de décision (modélisation des exploitations agricoles et SIG). Le **premier chapitre** présente le cadre théorique et opérationnel du concept de résilience. Ce chapitre permet d'avoir un aperçu général sur les travaux qui développent la notion de résilience, afin de donner une définition plus adaptée à notre contexte. De plus, nous examinons les différents cadres existants pour la mesure et l'analyse de la résilience en retenant ceux qui nous semblent pertinents pour le développement du cadre méthodologique de la thèse. Le **deuxième chapitre** montre les enjeux de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires et les dispositifs de gestion des risques liés à l'usage des pesticides. A partir de ce chapitre, nous pouvons déduire les différentes mesures (outils et plans d'action) de réduction des risques liés aux pratiques

[7] **Ayadi H (2013)** Outils de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse au niveau d'un territoire : cas d'application à la zone humide Ramsar de la Merja Zerga au Maroc. Thèse de doctorat en géographie et aménagement de l'espace et en agronomie, cotutelle UPV Montpellier 3 et CEDoc-IAV Hassan II Rabat, 350 p.

phytosanitaires et retenir les outils nécessaires tels que les indicateurs agri-environnementaux (de pression et de risque de toxicité) pour améliorer l'évaluation et la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Nous terminons cette partie par un **troisième chapitre** qui présente une synthèse bibliographique sur la modélisation, la cartographie à l'aide du SIG et la relation géographie/résilience comme outils d'aide à la décision. Ce chapitre vise à souligner le rôle des outils d'aide à la décision dans la gestion des risques en agriculture à différentes échelles spatiales de la parcelle à l'exploitation agricole jusqu'au bassin versant. Nous pouvons donc déduire l'intérêt et les limites des techniques de programmation mathématique et de la modélisation des exploitations agricoles qui serviront à construire un modèle technico-économique d'optimisation. Cette partie sur l'état de l'art et l'analyse bibliographique nous a permis de mettre en place une démarche méthodologique qui va être construite dans la deuxième partie.

La **deuxième partie** développe une démarche méthodologique d'évaluation des pratiques phytosanitaires à l'aide des indicateurs agri-environnementaux et d'analyse des impacts de nouvelles stratégies de réduction des risques liés à l'usage des pesticides sur les systèmes de production et l'environnement des exploitations agricoles. Ces stratégies sont conçues sous forme de scénarios qui résultent de la construction du modèle technico-économique en utilisant les indicateurs agri-environnementaux et économiques et en valorisant les techniques de la programmation mathématique et de modélisation développées dans le troisième chapitre. Nous commençons cette partie par une présentation des caractéristiques du bassin versant de l'étang de l'Or (**quatrième chapitre**) justifiant notre choix de la zone d'étude en liaison avec les enjeux socio-économiques, environnementaux et sanitaires de ce territoire. Au **cinquième chapitre,** nous exposons la méthode de diagnostic des pratiques phytosanitaires élaborée dans cette thèse en commençant par l'acquisition et le traitement des données pour la construction de la base de données. Nous développons ensuite la démarche suivie pour évaluer les risques de pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires en utilisant les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) et les sous indicateurs de risque de toxicité (IRSA chronique, IRSA aigu, IRTE aquatique, IRTE oiseau, IRTE terrestre). Cette démarche permet d'aboutir à une analyse globale et spécifiée des risques liés aux pratiques phytosanitaires à différentes échelles géographiques (parcelle, exploitation, bassin versant). Dans le **sixième chapitre** est décrite la démarche de la mise en place et conception du modèle technico-économique en présentant les éléments introduits tels que les paramètres, les équations, les contraintes afin de construire les scénarios de réduction des risques liés à l'usage des pesticides et d'optimisation des systèmes de production. Nous terminons ce chapitre avec le développement d'une méthode d'analyse de résilience des exploitations agricoles. En effet, à partir des résultats de simulation des scénarios à l'aide du modèle, nous analysons les impacts du changement des pratiques phytosanitaires sur les systèmes de production et l'environnement de l'exploitation.

La **troisième partie** est consacrée à la présentation des résultats de la démarche méthodologique adoptée dans cette thèse. Cette partie permet d'appliquer et de valider la méthodologie construite dans la deuxième avec les parties prenantes dans le cadre d'une démarche participative. Ici, nous avons développé : (i) les résultats de l'évaluation des pratiques phytosanitaires à différentes échelles et (ii) ceux du modèle technico-économique d'optimisation, ainsi que (iii) les conséquences d'une éventuelle stratégie de réduction des risques de l'usage des pesticides sur la santé publique, sur l'environnement et sur les systèmes de production (la situation économique des exploitations agricoles). Le **septième chapitre** englobe les résultats d'évaluation et de diagnostic des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Ce chapitre souligne la relation entre la pression phytosanitaire (IFT) et le risque de toxicité lié à l'usage des pesticides (IRSA, IRTE), ainsi que celle entre le risque sur la santé de l'applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE). Cette analyse permet ainsi de démontrer l'utilité des indicateurs agri-environnementaux pour analyser les impacts de la pollution diffuse liée à l'utilisation des pesticides en fonction des cultures et mettre en place des outils de gestion des pratiques phytosanitaires. De ce fait,

les résultats des scénarios alternatifs de réduction des risques liés aux pesticides issus du modèle technico-économique d'optimisation de l'usage des produits phytosanitaires sont interprétés au niveau du **huitième chapitre**. Ces scénarios proposent de nouveaux leviers de gestion des risques liés à l'usage des pesticides en optimisant le revenu agricole au niveau des exploitations agricoles en fonction des cultures. En conséquence, de nouvelles stratégies de gestion des pratiques phytosanitaires et de contrôle de la pollution diffuse sont proposées, permettant de trouver un compromis entre les différents acteurs au niveau d'un territoire. Le **neuvième chapitre** présente une analyse de résilience des exploitations agricoles au changement des pratiques phytosanitaires pour comprendre les impacts de nouvelles stratégies proposées sur le fonctionnement des systèmes de production et sur l'environnement de l'exploitation. En effet, ce chapitre répond à la question autour du comportement des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires: quelles sont les conséquences des stratégies de réduction des risques liés à l'usage des pesticides sur le système de production et sur l'environnement au niveau des exploitations ?

Ce travail s'achève par une **conclusion générale** et une présentation des perspectives de recherche. Nous insistons sur les principaux apports scientifiques, méthodologiques et analytiques de cette thèse caractérisée par l'interdisciplinarité. Ces apports se résument en deux points majeurs : (i) la conception des outils d'aide à la décision et (ii) l'intégration du concept de résilience pour la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Nous étudions ainsi la pertinence de l'évaluation et la gestion des pratiques phytosanitaires à différentes échelles à l'aide des outils d'aide à la décision et l'intérêt de l'approche participative dans l'amélioration de la conception des outils de gestion des risques de la pollution diffuse.

PREMIERE PARTIE :

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

RESILIENCE, GESTION DES RISQUES LIES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET OUTILS D'AIDE A LA DECISION

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE

Cette première partie présente une étude bibliographique sur les différents concepts et approches adoptés dans notre étude. Une présentation du contexte de la recherche est effectuée pour développer la problématique de cette thèse, les objectifs de cette étude et une synthèse bibliographique des trois principaux concepts de recherche auxquels nous nous sommes intéressés : la résilience des exploitations agricoles, la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires et les outils d'évaluation, de gestion et d'aide à la décision (les indicateurs de risque, la modélisation technico-économique et les SIG).

Dans une première étape (**chapitre 1**), une analyse de la notion de résilience est faite à travers l'interprétation de son cadre conceptuel théorique et opérationnel, ainsi que ses méthodes de mesure décrites dans la littérature. L'intégration de la notion de résilience à l'agriculture et la gestion des risques permet de développer une méthode d'évaluation du comportement des exploitations agricoles face aux perturbations intrinsèques ou extrinsèques du fonctionnement du système de production. En conséquence, ce chapitre permet d'apporter une définition précise de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. De plus, face à ce changement, la détermination des critères de classification permet de décrire les situations d'une exploitation agricole comme « vraie résiliente » ou « peu résiliente ». Ce chapitre propose ainsi une compréhension assez solide de l'usage du concept de résilience qui repose sur une véritable appréhension et ambiguïté.

Par la suite, le **deuxième chapitre** pose le cadre de la problématique de la pollution diffuse d'origine agricole et ses impacts environnementaux et sanitaires. Pour préciser nos objectifs de recherche, nous avons effectué une synthèse des différents travaux de mise en place des outils d'aide à la décision pour la réduction de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires et à l'utilisation des pesticides. Cet objectif de recherche est largement traité par les différents acteurs (gestionnaires territoriaux, instituts de recherche et organismes agricoles, etc.). Ceci permet de démontrer la nécessité de concevoir et déterminer des indicateurs pour l'évaluation et la gestion des risques de toxicité liés à l'usage des pesticides à différentes échelles dans un territoire donné (parcelle, exploitation, bassin versant).

Le **troisième chapitre** propose un aperçu analytique sur la modélisation économique du système de production et l'introduction des indicateurs environnementaux et économiques dans un Système d'Information Géographique (SIG) comme deux outils d'aide à la décision. Ce chapitre présente ainsi l'utilité de ces deux outils au niveau de la gestion des risques des exploitations agricoles et à l'échelle d'un bassin versant. Par ailleurs, la littérature montre la difficulté d'introduire le concept de résilience en géographie et les possibilités d'améliorer cette notion pour l'adapter à différentes disciplines, en particulier à l'agriculture et à la géographie et l'aménagement de l'espace.

CHAPITRE 1. CONCEPTION DE LA RESILIENCE : DEFINITIONS ET ELEMENTS

‘"We have to adapt to the impacts that, unfortunately, we can no longer avoid" said President Obama at the UN Climate Summit in September 2014. Adaptation and resilience are now a must in both academic research and international bodies. A fashionable concept, resilience's polysemy sparks many debates on its uses and operational relevance” (Reghezza-Zitt and Rufat 2015a).

Le concept de résilience est connu par sa multidisciplinarité et sa polysémie en fonction des domaines. La résilience fait partie des concepts de plus en plus fréquemment utilisés autant par les chercheurs scientifiques de différentes disciplines que par les opérationnels (décideurs, politiciens, etc.) (Vogel et al 2007), afin de mettre en place des dispositifs de gestion des risques et d’amélioration du fonctionnement des systèmes. « *Ce concept soulève pourtant de nombreuses questions sur son efficacité théorique et son opérationnalité, ce qui rend nécessaire une approche critique des implications sociales, spatiales, pratiques et politiques de la résilience* » (Reghezza-Zitt et Rufat 2015b). De façon générale, la définition de base qui peut être retenue pour la résilience issue de la physique est le fait qu’**un système peut surmonter un choc ou une perturbation et continuer à fonctionner normalement**. De ce fait, les principaux enjeux dans ce chapitre sont de trouver les définitions à retenir du concept de résilience parmi les différentes disciplines (**1.1**), d’analyser son cadre conceptuel (**1.2**) et d’aboutir à déterminer les éléments essentiels de l’approche opérationnelle et de la méthode de mesure de ce concept (**1.3**).

1.1. Définition de la notion de résilience : aperçu théorique

Emprunté à l’anglais « *Resilience ou resiliency* » à la fin du 20ème siècle, ce terme a pris naissance dans la langue française, alors qu’il existe en anglais depuis 1824 (Barroca *et al.* 2013). Par ailleurs, différents auteurs montrent que l’usage de ce terme dans la littérature se développe de façon remarquable et rapide, depuis les années 2000, dans toutes les disciplines et particulièrement en géographie et aménagement (Serre *et al.* 2013 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). L’usage fréquent du terme et du concept de résilience par les scientifiques et les chercheurs, ces dernières années, représente un phénomène de « *buzzword* » (Comfort *et al.* 2010). Dans leur article intitulé « *Ce que la résilience n’est pas, ce qu’on veut lui faire dire »,* Djament *et al.* (2011) proposent d’approfondir encore l’étymologie du concept de résilience et de montrer les limites et les conditions de certains usages de ce concept, en tenant compte de l’analyse des discours et des débats portés sur la résilience : « *la polysémie nourrit de nombreux débats sur son utilisation et sa pertinence heuristique et opérationnelle* ». Entre autres, cette polysémie évoque une image floue, voire ambiguë, générant des difficultés au niveau théorique et opérationnel. Djament *et al.* (2011) indiquent que la notion de résilience se résume à une sorte d’utopie discursive inatteignable et la considèrent comme un concept à « *la mode* » aussi bien chez les scientifiques que les gestionnaires et les institutions internationales chargées de la réduction des catastrophes. L’usage abondant du concept de résilience, particulièrement en sciences sociales, manque toujours de l’accompagnement d’un appui théorique solide, ce qui redonne à ce terme la caractéristique d’un « *mot valise* » utilisé pour des objectifs très divers (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012).

Par ailleurs, pour mieux analyser le concept de résilience, Djament *et al.* (2011) ont distingué deux principaux points : en premier lieu, la polysémie qui implique l’utilisation précise des termes et, en second lieu, le fait d’associer la résilience à une optique opérationnelle. En effet, le concept de résilience a fait l’objet de plusieurs travaux scientifiques dans la plupart des disciplines (Holling 1973 ; Adger 2000 ; Alwang *et al.* 2001 ; Richemond 2003 ; Walker *et al.* 2004 ; Folke 2006, 2010 ; Gallopin 2006 ; Perrings 2006 ; Dauphiné et Provitolo 2007, 2009 ; Briguglio *et al.* 2008, Lallau 2008,

2011 ; Konickx et Teneau 2010, Mahieu 2012, etc., Tableau 1a). Selon ces références, ce concept apparaît surtout dans le domaine scientifique à travers les sciences de l'ingénieur, de l'écologie ou de la psychologie. Fondé sur le caractère pluridisciplinaire, la résilience s'est considérablement propagée en dehors de ses disciplines d'origine (Figure 1b).

Tableau 1a. Inventaire des travaux scientifiques et synthèse des définitions et des approches du concept de la résilience (Source : Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012)

	Théorique – heuristique / Pratique	**Stabilité (équilibre) / Persistance**	**Propriété / Processus**	**Antonyme vulnérabilité / continuité ou complémentarité**
Théorique	Holling, 1973 Provitolo, 2009 etc.	Pimm, 1985 Dovers et Handmer, 1996 Sheffi, 2006 O'Rourke, 2007	Klein *et al.*, 2003 Pelling, 2003 etc.	Folke *et al.*, 2002 Dovers et Handmer, 1996 UNISDR, 2005 etc.
Opérationnel	Folke *et al.*, 2002 Godschalk, 2003 UN-ISDR, 2005 etc.	Holling, 1973 et 1996 Berkes, 2002 Walker *et al.*, 2006 etc.	Manyena, 2006 Mc Entire, 2002 etc.	Provitolo, 2009 Gallopin, 2006 etc.
	Résistance / Adaptation	**Social / Physique**	**Système / Analytique**	**Positif / Neutre**
Théorique	Mileti, 1999 Alwang *et al.*, 2001 etc.	Mc Manus *et al.* 2008 Dovers et Handmer, 1996 Vale et Campanella, 2005	Berkes, 2002 Carpenter *et al.*, 2001 Gallopin, 2006	Godschalk, 2003 Folke *et al.*, 2002 etc
Opérationnel	Gordon, 1978 Comfort, 1999 Dovers et Handmer, 1996 Fiksel, 2003	Cimellaro *et al.*, 2010 Sheffi, 2006 O'Rourke, 2007 Bruneau *et al.*, 2003	Cardonna, 2006 Dauphiné, 2004 Mc Manus *et al.*, 2008 etc.	Perrow, 1986 Klein *et al.*, 2003 Comfort *et al.*, 2010a etc.



Légende

: Disciplines

Les autres expressions représentent les caractéristiques communes aux disciplines.

Figure 1b. Le caractère pluridisciplinaire de la résilience
(Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012)

En outre, Reghezza-Zitt *et al.* (2012) indiquent que la résilience est de plus en plus utilisée dans la discipline des sciences du risque, du fait que le risque résulte de l'exposition d'un enjeu (*element at risk*) à un aléa (*extreme event*) ou une source de danger. Nous pouvons parler du risque si et seulement si l'enjeu est vulnérable (*vulnerable*). Lorsqu'un système subit un choc ou une perturbation qui aboutit à des dommages matériels et à un dysfonctionnement, le risque devient une crise. Par conséquent, suite à une perturbation ou un changement du fonctionnement du système, il va souvent y avoir « *un redressement (recover), reconstruction (rebuilt), renouvellement (renew), retour à l'équilibre, à la normale, etc.* » (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). Ce processus de résilience permet de décrire la situation du système et de renvoyer à l'idée de "rebondir" (*rebound*). Fondé sur les références de certains auteurs, le concept de résilience est considéré non seulement comme un processus mais aussi comme un état, le fait de dire qu'un système est résilient, s'il a pu se maintenir, voire résister malgré le choc et pouvoir surmonter, par la suite, la crise (Figure 2).

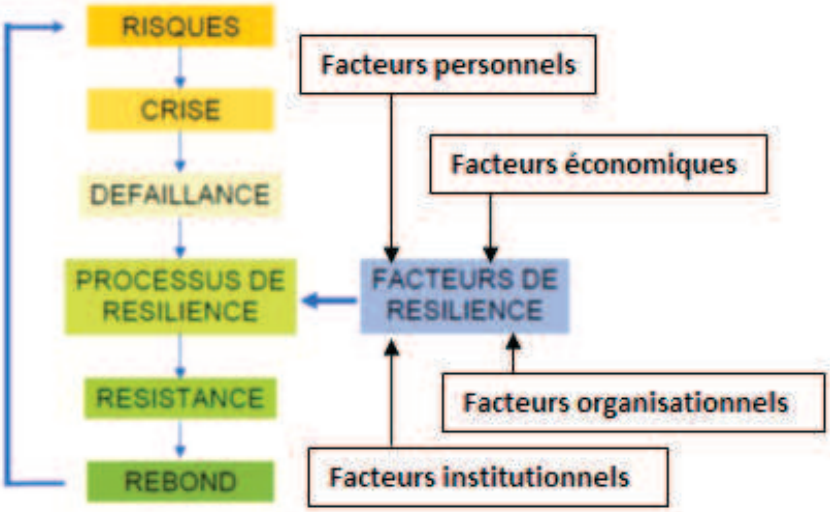


Figure 2. Illustration du processus de résilience (adapté de Garrabé 2007)

Cette variabilité de la fonction d'un système donné suite à des changements ou une perturbation affirme que la notion de résilience est un processus dynamique, dans une vision diachronique, qui possède un caractère de temporalité (évolution ou transformation au cours du temps), ainsi que ses propres rythmes et ses facteurs de fonctionnement (Figure 2),alors que d'autres auteurs indiquent que la résilience reflète une propriété, une qualité ou un caractère propre et interne à un système ou un enjeu, une capacité de résistance et de faire face au choc et qui est déjà présente auparavant. Ce second raisonnement étymologique met en évidence le système ou l'enjeu et, en rapport avec le temps, démontre que la résilience préexiste et apparaît avec le choc, « *on peut être résilient sans savoir* » (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012).

S'il existe donc des ressemblances entre ces deux sens du concept de résilience, il peut y avoir des différences méthodologiques et théoriques entre ces deux visions conceptuelles. Ceci met en cause la nécessite de déterminer des critères permettant de distinguer un système résilient d'un non résilient, ce qui évoque la question de « *la nature et des seuils des changements qualitatifs* » qui permettent d'utiliser (ou non) le concept de résilience. Selon Djament *et al.* (2011), d'une manière schématique diachronique, après une crise ou un choc, le système est face à trois états :

- la disparition définitive ;
- la persistance et le maintien ;
- la bifurcation qui représente un changement radical structurel du système.

Pour définir le concept de résilience comme propriété et/ou qualité intrinsèque au système, il faut prendre en compte plusieurs acceptions (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012) :

- ✓ En physique, la résilience met en évidence la plasticité du matériau qui se traduit dans la discipline des sciences sociales, voire les systèmes sociétaux ou les individus, par la conception de la souplesse et de l'adaptation. Dans cette situation, la résilience correspond alors à la capacité d'adaptation du système ou de l'enjeu.
- ✓ En sciences physiques et de l'ingénierie, la résilience représente la capacité de résistance d'un système et sa vulnérabilité physique, d'où émerge l'idée de perte et d'endommagement : « *Resiliency to disasters means a locality can withstand an extreme natural event with a tolerable level of losses. It takes mitigation actions consistent with achieving that level of protection* » (Mileti 1999: 7).
- ✓ En climatologie, la résilience, utilisée dans un sens métaphorique (Klein *et al.* 2003), décrit la capacité à se construire (*ability to recover or rebuild*).
- ✓ En écologie et selon les travaux de Holling (1973), la résilience est considérée comme la capacité d'un système à persister, maintenir son intégrité (*maintain*) et à retourner (*return*) à l'état initial ou l'état d'équilibre, face à une perturbation survenue suite à un désastre.

Ces définitions confirment le caractère de polysémie et de pluridisciplinarité du concept de résilience, ce qui implique des débats virulents sur l'incompatibilité et la contradiction entre les termes choisis pour préciser ces définitions et la résilience proprement dite. En premier lieu, la question de la contradiction se manifeste dans les deux premières approbations et l'antagonisme entre résilience et résistance. Certains confondent ces deux termes, ils les considèrent synonymes en se basant sur le fait que la résistance renvoie à la force et la dureté, voire la robustesse comme l'indiquent Dauphiné et Provitolo (2007). En effet, la résilience est fondée sur la capacité d'adaptation et implique ainsi la souplesse et la plasticité, contrairement à la résistance qui se base sur l'opposition et la rigidité (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). Par ailleurs, la relation entre résilience et stabilité correspond au second point des controverses du concept de résilience qui ressortent de l'écologie. Un système résilient, en « *Engineering resilience* », est considéré comme un système stable, proche d'un état d'équilibre, permanent (état original) (Provitolo 2009). Dans ce cas, la résilience se mesure par la résistance d'un système et la rapidité à retrouver son état d'équilibre et renvoie en même temps à la capacité d'un système à perdurer sans se transformer face à un choc ou une pression. De plus, dans l'interprétation de la définition de l'« *ecosystem resilience* » ou « *ecological resilience* » (Holling 1973, 1996), un système résilient correspond au maintien du système de ses fonctions et de ses structures sans garder un état d'équilibre unique et en passant par des états d'équilibre stables et instables, ainsi que par une situation intermédiaire d'instabilité conditionnelle (Provitolo 2009).

Cette analyse préliminaire des deux premières acceptions révèle l'ambivalence et les difficultés de la détermination d'une définition globale et précise de la résilience qui illustre l'étymologie de ce concept aux niveaux théorique et opérationnel.

Plusieurs définitions dans trop de champs et de disciplines ont été établies pour trouver un accord sur une définition interdisciplinaire de la résilience. Cependant, sa compréhension particulière, du point de vue économique, est le fait de favoriser la souffrance avant le bien-être (Mahieu 2012). En outre, et pour définir le concept de souffrance, le philosophe Nietzsche (1887) explique que : « *Le non-sens de la souffrance, et non la souffrance est la malédiction qui pèse jusqu'à présent sur l'humanité* » (Nietzsche 1981). Ceci reflète l'importance de déterminer et bien comprendre l'éthique de la souffrance, afin de pouvoir développer la notion de résilience. Dans son livre baptisé *Un merveilleux malheur*, le neurologue, psychiatre, éthologue et psychanalyste Cyrulnik (2002 : 8) propose une définition du concept de résilience comme étant : « *la capacité à réussir à vivre et à se développer positivement de manière acceptable en dépit du stress ou d'une adversité qui comporte normalement un risque grave d'une issue négative* ».

En effet, Mahieu (2012) indique que la résilience a un rapport avec la diminution de la souffrance avant tout accroissement du bien-être. Ainsi, la résilience traduit la manière dont chaque personne ou chaque système vulnérable agit pour s'en sortir ou rebondir face à un environnement défavorable, ce qui est considéré comme semblable à l'éthique de la souffrance (Mahieu 2012). Entre autres, la résilience est l'un des termes les plus polysémiques, en considération de son utilisation pluridisciplinaire, notamment en sciences sociales, en environnement, en médecine et plus récemment en économie (Richemond 2003) et, particulièrement, en socio-économie (Lallau 2008, 2011) et en tant que « *Business Resilience* » par les économistes d'entreprise (Koninckx et Teneau 2010). En écologie aussi, la résilience est définie comme la capacité d'un écosystème ou d'une espèce à regagner un fonctionnement et/ou un développement normal après avoir subi des troubles ou bien un violent choc (Mahieu 2012). Par ailleurs, la prise en considération de la résilience comme éthique économique de la souffrancepermet d'accroître le spectre de l'analyse économique (Mahieu 2012). L'intégration de la résilience en économie sous forme d'application particulière oblige, en quelque sorte, à ce que cette discipline s'ouvre davantage, sans critiquer le concept de résilience d'une façon globale. En outre, la mesure de la résilience selon Mahieu (2012) est caractérisée par la diminution de la souffrance, loin de la vision du bien-être ou du *wellbeing*.

Mahieu affirme que : « *La résilience est un phénomène économique qui se situe dans le long terme, plutôt dynamique que statique et qui peut être purement monétaire comme le propose Emmanuel Lévinas (1983)* ». La résilience se traduit ainsi dans une relation de proportionnalité entre la diminution de la souffrance, qui représente un devoir parfait, et la maximisation du bien et du bonheur, qui s'inscrit dans les devoirs imparfaits (Mahieu 2012), tout cela, en tenant compte de la fragilité et de la vulnérabilité de l'homme ou bien d'un système donné. Dans son article, « *La résilience : une éthique de la souffrance »*, Mahieu (2012) décrit la souffrance comme une manifestation de grand intérêt de même que la contrariété, qui reflète une utilité négative limitée et non une souffrance propre à la vulnérabilité des personnes. Cependant, cette souffrance, selon Popper (2013), est baptisée comme une utilité négative qui exige une réaction d'amélioration urgente, tandis que le bonheur n'exige pas une telle urgence. Cette asymétrie est importante en économie, elle permet de développer des catalogues de composantes du bien-être : revenu, conditions de vie, équipements, etc. Dans le cas de l'agriculture, face à de nombreuses contraintes climatiques, agronomiques et économiques, l'agriculteur cherche toujours à diminuer ses pertes de rendement et à améliorer le fonctionnement de son système de production et à maximiser son revenu. La résilience en tant que comportement réactif à la souffrance est considérée comme l'une des variables les plus importantes pour déterminer le comportement économique (Mahieu 2012). Cela nécessite aussi la prise en compte de la composante vulnérabilité qui conditionne la capacité à rebondir dans un environnement défavorable.

1.2. Fondement conceptuel : des risques à la résilience

1.2.1. Des risques à la vulnérabilité

Le cadre conceptuel que nous avons adopté dans ce travail de recherche est basé sur le fait que les risques de réduction de l'utilisation des pesticides importent peu en eux-mêmes et que ce qui importe, au contraire, pour comprendre les décisions des agriculteurs et leur niveau de bien-être, c'est l'interrelation entre ces risques et la capacité à leur faire face, c'est-à-dire leur vulnérabilité. De façon générale, selon Reghezza-Zitt (2013), le risque est considéré comme un « *endommagement partiel* », de ce fait, il est défini à partir de l'espérance de dommage (risque = probabilité d'occurrence x valeur de l'enjeu). A partir de l'exposition directe au danger, le risque est exprimé dans la définition **risque = aléa + vulnérabilité.** De ce fait, la superposition de la carte d'aléa à celle de l'occupation des sols permet de rendre le concept du risque opérationnel (Pigeon 2005). Cette superposition montre le rôle

des SIG dans la gestion des risques au niveau spatial et l'anticipation de la détermination des conséquences des catastrophes et des perturbations (ou des changements) encourues au niveau d'un système à différentes échelles spatiales.

Le risque, dans le cadre économique standard, est défini par son caractère aléatoire qui est basé sur « *la probabilité de survenue d'un évènement* » (Sautier 1989). Nous distinguons donc deux types de risque : un risque objectif (il s'agit d'une base objective de calcul d'une probabilité) et un risque subjectif. Cependant, il existe un écart marquant entre « *le risque mesuré/probabilisé par l'observateur ou le développeur et la perception qu'ont de ce risque les agriculteurs* » (Lallau 2008). Le risque est perçu comme complexe, une complexité qui ne peut pas accabler la différentiation probabilisable versus non probabilisable (Lallau 2008). En revanche, la définition mathématique du risque ne s'applique jamais aux risques agricoles, puisqu'il se caractérise par sa probabilité d'apparition et/ou la probabilité de survenue d'un évènement. Ces deux probabilités ne peuvent apparaître que lorsque les évènements auxquels elles se rapportent sont dues au hasard ou imprévisibles, capables de se répéter et indépendants (Lallau 2008). Cependant, les risques agricoles sont souvent emboités et dépendants. Nous pouvons donc différencier le « *risque cause* » d'une année sèche par exemple du « *risque effet* » d'une perte de récolte et/ou diminution du rendement (Eldin 1989).

Nous prétendons que si le premier type de risque est probabilisable, au moins pour l'analyste, le second apparaît beaucoup moins perceptible, puisqu'il est composé de nombreux éléments, liés, d'une part, au climat et aux problèmes phytosanitaires et, d'autre part, aux caractéristiques de la parcelle cultivée, ainsi qu'aux contraintes qu'elle affronte et la prise de décision de l'agriculteur (difficulté d'évaluer le risque) (Lallau 2008). Le passage du risque perçu ou prévu au risque ressenti exige d'aller au-delà de la distinction risque-incertitude, vu ces limites opératoires vis-à-vis du comportement de l'agriculteur ou du paysan, ce qui reflète la pertinence de la séquence conceptuelle, assemblant risques – capabilités et vulnérabilité (Lallau 2008). Les risques qui sont en relation avec l'activité agricole ont un rapport direct aux pratiques de production (maladies, ravageurs, mauvais temps, etc.), à la commercialisation du produit agricole (baisse des ventes, prix du marché, etc.) et aux questions foncières (Lallau 2008).

L'approche des capabilités de Sen illustrée de façon synthétique par la figure 3 représente « *l'ensemble des modes de fonctionnement humain qui sont potentiellement accessibles à une personne, qu'elle les exerce ou non* » (Sen 1992 : 12), autrement dit c'est leurs « *capacités de choix* » et plus précisément leurs libertés réelles. En outre, l'approche des capabilités résulte de la transformation des potentialités des personnes (dotations en capitaux monétaire, physique, humain, social), à travers les opportunités (issues du marché, de l'action publique, de la société civile, etc.) (Lallau 2008).

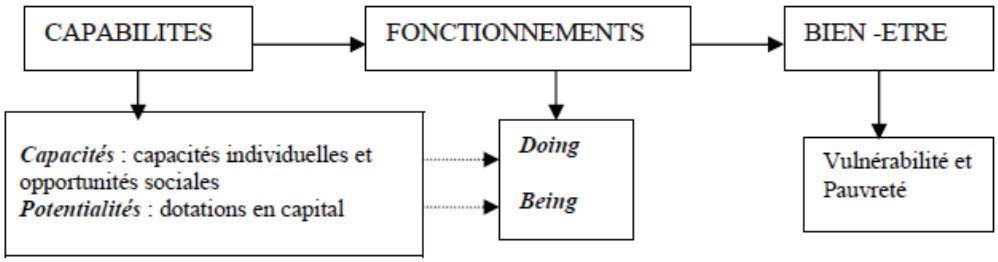


Figure 3. Illustration de l'approche des capabilités de Sen (Rousseau 2003)

En effet, potentialités et opportunités déterminent alors « *l'ampleur de la vulnérabilité* » des personnes, notamment leurs actions ex-ante face aux risques, ainsi que leurs réactions ex-post face aux chocs subis. Dans ce sens, l'apparition du concept de la résilience contribue à mettre en évidence les problématiques liées à la gestion des risques. Certes, les questions de pertinence de ce concept se posent lors de sa mise en pratique qui reste encore un domaine de recherche à approfondir.

Le concept de vulnérabilité, de même que l'approche de capabilité, prend un caractère multidimensionnel, pour rendre compte des différentes approches statistiques (analyses multi-variées, méthodes de l'économétrie qualitatives), ou encore la détermination d'indices composites et l'élaboration des *scorings* (mettre en évidence « *les situations intermédiaires entre l'appartenance totale et l'exclusion définitive d'une classe* ») à l'aide des outils de la logique floue (Lallau 2008 ; Lallau et Thibaut 2009).

1.2.2. De la vulnérabilité à la résilience

L'articulation du couple vulnérabilité/résilience est considérée comme l'un des problèmes fondamentaux de l'introduction du concept de résilience dans l'analyse du comportement d'un système face à des perturbations ou suite à une exposition à des contraintes, un choc exogène et/ou endogène. L'une des caractéristiques marquantes chez le paysan, en particulier l'agriculteur dans un système agricole, est son expérience en terme de vulnérabilité, puisqu'il est confronté à de nombreux risques en disposant à la fois de faibles dotations et d'opportunités réduites (Lallau 2008). Pour diminuer cette vulnérabilité, l'agriculteur essaye donc d'examiner certaines stratégies et pratiques alternatives. Cependant, cette action peut conduire à rejeter l'innovation proposée par le développeur. Par ailleurs, selon Lallau (2008), quelle que soit la pertinence de la technicité de la pratique ou de la stratégie innovante, et même de sa « *nécessité à terme* », l'acceptation d'une innovation technique proposée dépend essentiellement et, en premier lieu, de la vulnérabilité des agriculteurs. En prenant l'exemple d'une innovation culturale, pour l'adopter, deux résultats doivent être prouvés au niveau du système de production : une augmentation du revenu moyen et une baisse de la variabilité du rendement (Lallau 2008).

La figure 4 illustre la relation entre la vulnérabilité des agriculteurs et l'innovation proposée (innovation culturale). On distingue deux seuils qui présentent les limites du niveau de production : « *un seuil d'incapacité* » représente le niveau de production au-dessous duquel l'agriculteur est dans une situation qui exige une décapitalisation, en opposition au « *seuil d'accumulation* » (Figure 4) au-dessus duquel la production est assez élevée pour que l'agriculteur puisse commencer à accumuler du capital (Lallau 2008). Pour l'agriculteur, l'innovation est jugée principalement selon ce qui résulte de son adoption et « *ses conséquences potentielles* » (Figure 4), en situation d'échec (Lallau 2008). Certes, une trop forte variabilité des résultats, au niveau du système de production, d'une innovation technique adoptée peut conduire à un rejet par l'agriculteur de ce type d'innovation, en raison de la faiblesse des capacités à faire face à cette variabilité.

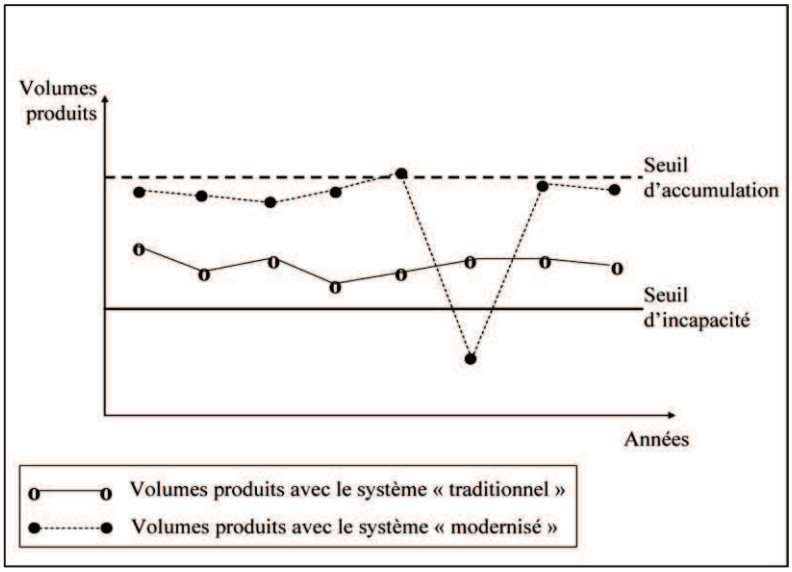


Figure 4. Vulnérabilité et innovation (Lallau 2008)

En nous basant sur la définition de capacité d'action proposée par Giddens : « *capacité d'action propre des acteurs* », nous pouvons déduire que ce terme renvoie à la façon de se comporter et d'agir des acteurs, face aux risques, et de s'imaginer en action. Cette définition recouvre le point de vue de Sen sur les « libertés réelles » des individus : « *the ability of the people to help themselves and to influence the world* » (Sen 2001 : 18). En effet, on peut distinguer la « liberté de bien être » (*well being freedom*) et la « liberté d'agent » (*agency freedom*), ce qui privilégie la liberté de choix des individus selon leur aptitude à prévoir des buts, des engagements ou des valeurs (Lallau 2008).

Face aux risques, les individus mobilisent leurs capabilités (leurs capacités de choix). Cette mobilisation se situe à la fois ex-ante et ex-post ; ex-ante s'il s'agit de se protéger contre les risques et avant que la contingence sur l'avenir ne soit levée, alors que la situation ex-post apparaît lorsque les individus sont face aux conséquences d'un aléa survenu et lorsque le risque est devenu réalité. Par ailleurs, Lallau affirme que : « *le concept de résilience peut être mobilisé en inversant la relation entre risques et capabilités* » (Lallau 2008 : 182), ce qui confirme que, face aux risques perçus, les individus mobilisent un ensemble de capacités de choix. En outre, l'intégration du concept de résilience, définie dans les sciences sociales par la capacité à franchir une situation critique délicate, à lui résister et à lui survivre, au cadre conceptuel des capabilités se traduit par une « *capacité de synthèse* », afin de résister, rebondir et pouvoir survivre face aux risques encourus.

Basée sur le comportement actif et la façon d'agir et de réagir d'un individu face à son environnement, la résilience se manifeste à travers les choix de stratégies de gestion des risques et peut être évaluée en analysant ces stratégies adoptées (Lallau 2008). De plus, on peut projeter cette analyse sur deux plans, en faisant la distinction entre deux caractères de stratégies de gestion des risques, d'une part, un caractère défensif qui tend à maintenir l'existant et, d'autre part, un caractère offensif qui cherche à changer et même à rompre avec l'existant (Lallau 2008). Lallau (2008) indique qu'une faible résilience se traduit par le caractère défensif de la stratégie adoptée pour la gestion des risques, en visant à garder ce qui existe par une gestion d'urgence, sans pouvoir rebondir, avec une difficulté d'agir et de dépasser les conséquences d'un aléa survenu, ce qui confirme la définition de capacités d'action de Giddens.

En réponse à la vulnérabilité, le concept de résilience peut être ainsi mobilisé, en inversant la relation entre risques et capacités (Lallau et Thibaut 2009). En outre, il existe une relation entre vulnérabilité et

résilience : un système plus résiliant est moins vulnérable. Ceci nous a mené à déduire que, si la vulnérabilité est un concept négatif, la résilience est un concept à connotation positive. De plus, en agronomie, la résilience de l'agriculteur s'évalue à la fois par des indicateurs objectifs de type économique et environnemental, permettant d'approcher la viabilité de l'exploitation, mais aussi par une mesure de l'autonomie de décision de l'exploitant (la liberté de faire autrement et la capacité à décider et à réagir sans se reposer sur une structure d'appui en fonction d'une vision personnelle).

Selon Barroca *et al.* (2013), il existe une première différenciation claire entre les deux termes vulnérabilité et résilience : « *la résilience fait référence à une qualité tandis que la vulnérabilité renvoie à un état* ». Par ailleurs, l'articulation vulnérabilité/résilience ne signifie pas qu'ils sont substituables, même si les différentes définitions de ces deux termes ont un point commun incontestable, à savoir la capacité de faire face au choc. D'une manière générale, la migration de la notion de risque et de résistance, voire de vulnérabilité à celle de résilience du système, met en évidence la définition de la résilience comme étant « *la capacité d'un système à absorber le changement et à persister au-delà d'une perturbation* » (Barroca *et al.* 2013 : 3). D'un autre point de vue, la résilience émerge par la société et elle peut être considérée comme étant « *la clé de la gestion des risques* » (Dauphiné et Provitolo 2007). En outre, Gallopin (2006) indique que la relation vulnérabilité et résilience peut s'inscrire dans un rapport plus complexe, « *certains facteurs de vulnérabilité peuvent être aussi des facteurs de résilience* » (Reghezza-Zitt 2013 ; Figure 5). En effet, cette relation est formalisée par les travaux de Provitolo (2009, 2012) dans l'expression « *vulnérabilité résiliençaire* ».

L'étude des paradigmes de l'approche de la résilience, en fonction des temporalités du risque et de la crise, met en évidence le développement du concept de résilience au cours du temps (Figure 5), notamment selon trois périodes à partir de l'instant de l'impact (Reghezza-Zitt 2013) :

Période 1. Tout d'abord au temps T0, temps de l'occurrence de la perturbation, la résilience peut être considérée comme la capacité d'un système à résister et à faire face au choc. Dans cette situation, la résilience s'oppose à la vulnérabilité.

En ce sens d'ailleurs, plus la vulnérabilité est élevée, plus la résilience est faible, ce qui prouve le sens antagoniste entre les deux termes (Figure 6). En effet, du point de vue préventif, pour augmenter la résilience d'un système donné, on doit diminuer sa vulnérabilité à la perturbation et au risque encouru.

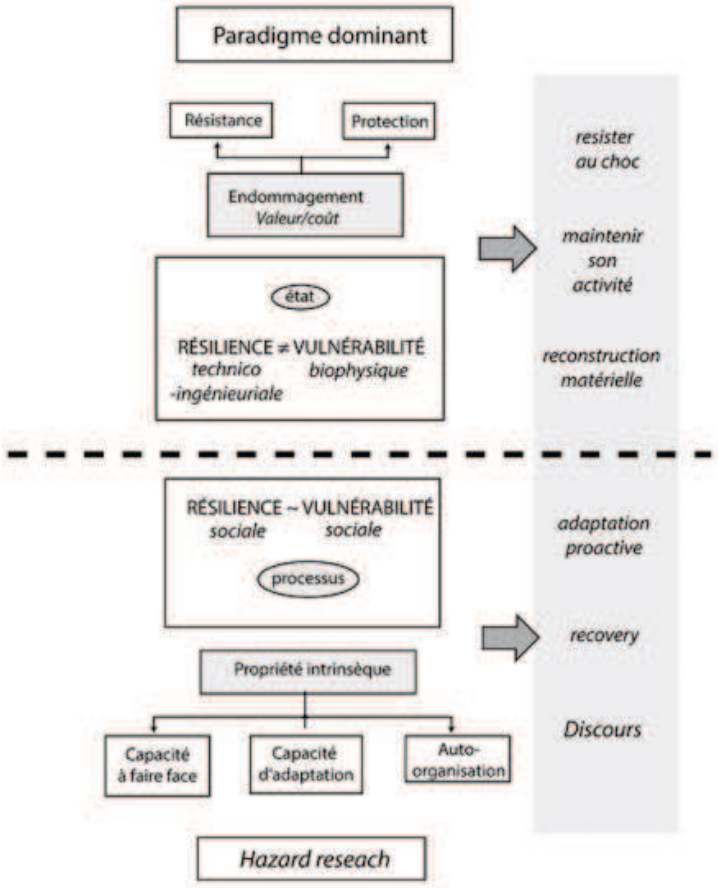


Figure 5. Illustration de la relation résilience/vulnérabilité, deux paradigmes distincts mais complémentaires (Reghezza-Zitt 2013 d'après Reghezza-Zitt et Provitolo, travaux en cours)

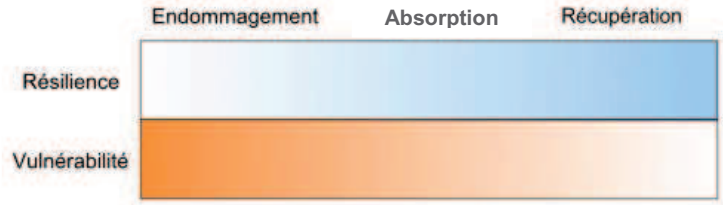


Figure 6. Vulnérabilité et résilience - un continuum différencié par un point de vue centré sur des notions d'endommagement pour la vulnérabilité et des notions de récupération fonctionnelle pour la résilience (Lhomme *et al.* 2010)

Période 2. A la suite d'une perturbation à un temps T1, le système est en état de déséquilibre. De ce fait, la résilience représente la capacité à se maintenir malgré le choc, à l'absorber et sortir de la situation d'instabilité pour retrouver l'état d'équilibre. Dans cette seconde situation, la résilience dépend de trois capacités :

- la capacité de continuité des fonctions du système territorial et de ses sous-systèmes sociotechniques ;
- la capacité de restauration et de réorganisation rapide des fonctions stratégiques du système ;
- la capacité à mettre en place des politiques de reconstruction des composantes endommagées du système et des stratégies de retour à la normale et retrouver la situation

d'équilibre.

Nous pouvons noter ici que la résilience dépend, comme la vulnérabilité, de facteurs biophysiques, sociaux, notamment institutionnels et organisationnels, ainsi que spatiaux qui se présentent avant et au cours de la perturbation (Reghezza-Zitt 2013). En effet, ces facteurs en commun indiquent une similitude entre les deux concepts, ce qui permet de déduire qu'il n'existe pas forcément une opposition entre vulnérabilité et résilience.

Période 3. Une fois que le système a pu dépasser la crise à un temps T2, la résilience reflète le « processus de *recovery* » qui désigne l'idée de reconstruction et de restauration matérielle. Par ailleurs, cette idée dépend de la vulnérabilité biophysique du système : « *on peut être matériellement très vulnérable et se reconstruire très vite* » (Reghezza-Zitt 2013 : 9).

Pour conclure, les multiples acceptions de la résilience ne sont pas contradictoires mais dévoilent plusieurs et différentes approches d'un même objet. En effet, le concept de résilience n'est plus seulement considéré comme une donnée objective qui doit être mesurée à l'aide d'indicateurs de la même façon que le risque et la vulnérabilité. Parmi les caractéristiques de la notion de résilience en relation avec le risque et la vulnérabilité, la résilience devient un « *discours qui acte la fin d'un processus et l'état qui en résulte* » (Reghezza-Zitt 2013). En ce sens d'ailleurs, de même que l'approche de vulnérabilité peut être considérée comme un élément essentiel pour renseigner les propriétés des sociétés et des territoires, de même le concept de résilience peut être un « *outil réflexif puissant* », pour mieux appréhender les paradigmes qui mettent en exergue la gestion et la compréhension des risques et des catastrophes.

1.2.3. Stratégies de gestion des risques en agriculture

Dans son *rapport* sur *le développement dans le monde* (2001), la Banque Mondiale distingue les pratiques de réduction des risques « *risk reduction* » et celles d'atténuation des risques « *risk mitigation »*. Cette distinction peut nous guider vers une séparation classique d'action *ex-ante vs ex-post*.

Selon Lallau (2008), en situation ex-ante, il existe plusieurs actions ou pratiques qui se traduisent par des stratégies de gestion des risques avant qu'ils n'existent. En premier lieu, les individus peuvent se protéger contre les conséquences résultant d'un risque par l'assurance et l'épargne (argent, cheptel, stocks…). De plus, et à travers les opportunités que les personnes essayent de saisir, elles peuvent tenter de réduire leur exposition aux risques, grâce à un ensemble de modalités comme, par exemple, la diversification des activités agricoles et non agricoles, la gestion des pratiques agricoles (associations et rotations des cultures) ou bien par une dispersion géographique des parcelles. Ces principales modalités peuvent aider les individus à réduire leur affrontement aux risques. Ex-ante toujours, les individus peuvent éviter le risque lui-même à travers des pratiques telles que les aménagements hydrauliques et antiérosifs, l'investissement dans les intrants (travail du sol, choix de variétés résistantes aux contraintes du milieu, engrais, produits phytosanitaires, etc.) et le capital humain (scolarisation et vulgarisation), stratégie foncière de l'espace et gestion de l'occupation du sol.

Néanmoins, en situation ex-post, après un risque survenu, les personnes sont face à une phase critique et trop délicate caractérisée par un épuisement des différentes dotations en capital (utilisation de l'épargne de précaution, réduction des dépenses, accentuation de l'exploitation des ressources naturelles, revente de matériel et de stocks). En ce qui concerne les opportunités, face au choc, la diversification des activités est l'unique pratique qui permet d'affronter les difficultés engendrées. Dans le cas extrême où les individus n'ont ni le pouvoir ni les moyens d'éviter le risque survenu, une rupture induit « *un changement parfois radical dans leurs pratiques productives et leur mode de vie* » (changements d'activités, exode rural temporaire ou définitif, investissements productifs, etc.) (Lallau

2008). La figure 7 illustre le cadre conceptuel des stratégies de gestion des risques qui se caractérise par un cercle vicieux de la vulnérabilité, où les risques sont situés au centre de ce cercle.

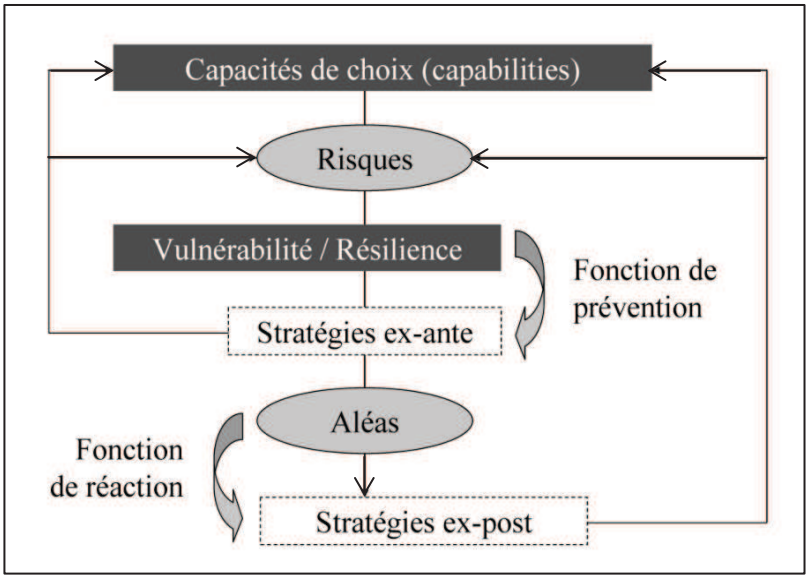


Figure 7. Synthèse du cadre conceptuel : stratégies de gestion des risques (Lallau 2008)

Lallau indique que « *l'idée de cercle vicieux de la vulnérabilité recouvre donc celle d'une diminution des capabilités, liée à un niveau initial élevé de vulnérabilité, risquant d'entraîner des dégradations irréversibles tant du potentiel productif d'une exploitation que de l'autonomie de jugement et d'action de la personne et ce, même si les risques ne se matérialisent pas* » (Lallau 2008 : 192). La résilience entre ainsi dans le cadre d'une politique de gestion des risques qui illustre la jonction établie entre vulnérabilité et résilience. En effet, l'évolution de la vulnérabilité à la résilience évoque en particulier un changement radical d'approche de la gestion des risques (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). Certes, pour mettre en évidence ces stratégies de gestion des risques, l'implication du concept de résilience devient de plus en plus nécessaire pour réussir la progression et l'application de ces stratégies. Ceci requiert l'adaptation des personnes concernées par les programmes de gestion, l'engagement des individus dans ces stratégies à la fois de développement territorial durable et de gestion des risques est primordial, ce qui nécessite la diffusion de l'information, la motivation et l'organisation de ces personnes pour agir.

1.2.4. Notion d'exploitation agricole et du système de production

Notion d'exploitation agricole

Selon Dufumier (1996), l'exploitation agricole peut être définie comme une unité de production au sein de laquelle l'exploitant agricole fait appel à un certain nombre de ressources de natures diverses (terrains, main d'œuvre, cheptel, plantes, produits phytosanitaires, matériels, bâtiments, etc.) et les combine dans des proportions variables pour aboutir à une production végétale et/ou animale et satisfaire ainsi les besoins et les intérêts de l'homme. Il s'agit donc d'une organisation technico-économique et sociale de la production agricole.

Notion du système de production

Un système est défini par un ensemble d'éléments qui s'influencent réciproquement ou qui sont inter-liés : « *On peut en théorie définir un système comme étant une série d'éléments ou de composantes*

interdépendants et agissant les uns sur les autres » (Norman 1980 ; Norman *et al.* 1995). De ce point de vue, l'agriculture forme un système appelé système agricole. Le système de production est considéré comme un outil de base qui permet de décrire l'exploitation agricole et d'en concevoir le fonctionnement. A l'échelle de l'exploitation agricole, le système de production peut être défini comme la combinaison dans le temps et dans l'espace des ressources disponibles et des productions elles-mêmes : végétales et animales (Dufumier 1996). Par ailleurs, comme dans chaque système, celui de production comprend un certain nombre de sous-systèmes comme, par exemple, celui des cultures. Ce dernier, auquel nous nous sommes intéressés dans notre étude, se caractérise par une surface de terrain traitée de manière homogène et par des itinéraires techniques qui lui sont appliqués (Dufumier 1996).

Selon Chombart de Lauwe et Poitevin, dans leur ancien ouvrage intitulé *Gestion de l'exploitation agricole* (1957), un système de production est défini comme étant « *la combinaison des facteurs de production et des productions sur l'exploitation agricole* ». Par ailleurs, l'exploitation représente l'unité ou le territoire sur lequel l'agriculteur met en place un système de production en vue d'obtenir un revenu satisfaisant voire augmenter son profit. Dans une autre définition synthétique, Brossier considère le système de production comme un « *résultat de plusieurs combinaisons et se rapporte à l'ensemble de l'exploitation : un agencement particulier des facteurs de production, des choix des techniques, une combinaison des productions* » (Brossier 1987 : 379).

Par ailleurs, le concept de système de production possède deux caractéristiques d'usage : soit au niveau interne qui se manifeste dans la gestion de l'exploitation agricole, soit au niveau externe qui traduit la « *dimension sociale* » (on parle dans ce cas du « *système social de production* » défini par Alaire et Blanc en 1979). Dans le cadre de l'optique de l'analyse globale et sociale, le système de production est considéré comme un outil de diagnostic et d'analyse des activités agricoles au niveau des exploitations.

1.3. Définition du concept de résilience : aperçu opérationnel

1.3.1. La résilience entre moyen et fin d'un développement durable

La résilience est un concept qui a émergé au sein de plusieurs disciplines afin de pouvoir gérer la problématique majeure de l'adaptation d'un système donné à différentes échelles qu'elles soient humaine : individuelle, collective et institutionnelle, ou géographique : de niveau local, régional, national et international. Les travaux d'origine de nombreuses disciplines bien différentes telles que la physique des matériaux et la pédopsychiatrie ont permis de développer plusieurs définitions, en science physique, en écologie dans les travaux de C. S. Holling (1973), pour les systèmes socio-écologiques où la résilience est définie « *comme capacité à faire face aux chocs* » (Lallau 2011). En économie, ce concept devient de plus en plus ordinaire, notamment dans les sujets de développement et d'urgences environnementales. En effet, Paquet (1999) indique que la résilience en économie se caractérise par la capacité intrinsèque des entreprises, des organismes et des communautés à retrouver un état d'équilibre. La résilience est ainsi considérée comme un concept clé de la durabilité d'un système et du développement durable. Certes, la notion de résilience est toujours présente au niveau des analyses (éco) systémiques, mais aussi aide à évaluer les comportements individuels face aux aléas et aux chocs encourus. Dans le même sens d'ailleurs, Lallau, dans son article « *La résilience, moyen et fin d'un développement durable »* (2011) affirme que la résilience individuelle constitue la condition principale du développement et de la durabilité de ce dernier.

1.3.2. Concept de résilience : aperçu des approches systémiques

Issue de la physique des matériaux, la notion de résilience est largement usitée en écologie depuis plusieurs décennies. Elle a été utilisée dans l'analyse des écosystèmes et des changements auxquels ils sont confrontés (Folke 2006). Ce concept a été largement mobilisé dans le champ des analyses systémiques, en particulier dans les systèmes socio-écologiques (Folke 2006). Ces derniers reposent sur la définition proposée en 1973 par Holling : « *a measure of the persistence of systems and of their ability to absorb change and disturbance and still maintain the same relationships between populations or state variables* » (1973 : 14). Les origines de l'approche systémique des changements climatiques et environnementaux apparaissent au cœur d'un article principal dans le champ de la résilience des systèmes socio-écologiques : *Resilience and stability of ecological systems*, Holling (1973).

D'autres travaux aussi montrent la construction d'une articulation entre les systèmes socio-écologiques et la résilience (Adger 2000), notamment Walker *et al.* (2004) définissent la résilience d'un système socio-écologique : « *Resilience is the capacity of a system to absorb disturbance and reorganize while undergoing change so as to still retain essentially the same function, structure, identity, and feedbacks* ». Schématiquement, la résilience, comme l'illustre la figure 8, est caractérisée par quatre aspects cruciaux : la latitude (L), la résistance (R) (la facilité ou la difficulté de changer un système), la précarité (Pr) (la fragilité de l'état actuel d'un système) et la panarchie (Pa) (la dépendance de la résilience d'un système aux influences de l'Etat et à la dynamique d'échelle) (Walker *et al.* 2004).

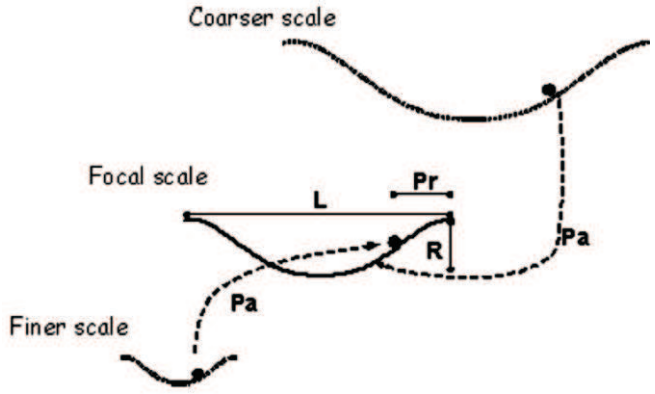


Figure 8. The fourth aspect of resilience in relation to a stability landscape—Panarchy (Pa); the influence of the states of the system (including where they are in their adaptive cycles) at scales above and below the focal scale (Walker *et al.* 2004)

Les principales caractéristiques que nous pouvons retenir de la littérature pour déterminer la trajectoire des systèmes socio-écologiques face aux chocs et/ou aux risques encourus (Lallau 2011) sont :

- en premier lieu, « leur résilience » face à une perturbation exogène ;
- ensuite, « leur adaptabilité » déterminée par la « capacité d'action » ou la « capacité d'adaptation » individuelle et collective : « *capacity of actors in a system* » (Walker *et al.* 2004) ;
- enfin, « leur aptitude à la transformation » par l'apparition d'un « nouveau système » lorsque l'ancien est affecté de façon irréversible par un ou plusieurs chocs : « *capacity to create a fundamentally new system when ecological, economic, or social (including political) conditions make the existing system untenable* » (Walker *et al.* 2004).

D'une manière générale, l'apport majeur aux problématiques du développement durable se manifeste dans l'analyse et l'évaluation des systèmes socio-écologiques et leur résilience. Toute mise en place d'une politique ou d'une stratégie de développement au niveau des systèmes « écologico-économiques » ne peut être durable que si elle est résiliente : « *A development strategy is not sustainable if it is not resilient: i.e. if it involves a significant risk that the economy can be flipped from a desirable state (path) into an undesirable state (path), and if that change is either irreversible or only slowly reversible* » (Perrings 2006 : 418).

Certes, la résilience en relation avec le développement durable permet de déduire que ce concept n'est pas nécessairement considéré comme un terme positif, ce qui démontre la relation entre ces deux concepts : « *non seulement résilience et durabilité ne se confondent pas, mais ils ne vont pas non plus nécessairement dans le même sens* » (Lallau 2011 : 172). En revanche, la durabilité peut contenir certains éléments de résilience, mais la notion de durabilité va au-delà de ces éléments pour joindre aussi sa dépendance des « capacités humaines d'adaptation » et des « possibilités de transformation », ce qui évoque les relations entre les écosystèmes et la société humaine et l'étude de leurs changements majeurs (Lallau 2011).

Lallau (2011) indique qu'il existe deux limites au niveau de l'analyse des systèmes socio-écologiques en relation avec la durabilité :

- l'ambivalence de la notion de résilience des systèmes socio-écologiques au niveau du développement et de sa durabilité ;
- la résilience au niveau individuel est peu traitée.

En dehors de cette jonction écologie-société, la résilience a été récemment utilisée au niveau de la macroéconomie, afin d'évaluer la capacité des petites économies ouvertes à faire face à des chocs exogènes tels que les fluctuations de prix des produits primaires (Lallau et Mbétid-Bessane 2010). La résilience économique, comme l'explique Briguglio *et al.* (2008) : « *economic resilience is the policy-induced ability of an economic to withstand or recover from the effects of exogenous shocks, arising out of economic openness politique* » (2008 : 5).

Les principaux fondements d'une approche microéconomique de la résilience individuelle, cités par Lallau (2011), se manifestent dans l'articulation des trois différentes disciplines de recherche. On commence, en premier lieu, par le champ de la psychologie, où la résilience est appliquée aux individus pour évaluer leur « *capacité d'adaptation* » face aux chocs et aux risques encourus (évènements négatifs, voire perturbants) (Thomas 2008). Le second champ abordé dans cette approche est « *l'analyse microéconomique de la vulnérabilité* » qui permet l'évaluation des situations économiques précaires, voire la pauvreté au niveau d'une société : « *la vulnérabilité considérée comme une menace, celle de tomber – ou de retomber – dans une situation de pauvreté* » (Alwang *et al.* 2001). En outre, « *l'approche des capabilités* » est considérée comme le troisième champ, qui étudie la capacité des individus à faire face aux risques et aux chocs encourus, ainsi cette approche évalue la « *liberté réelle* » des personnes qui résultent de la transformation de leurs potentialités ; « *leurs différentes dotations en capital : monétaire, physique, humain, social* », à travers leurs opportunités ; « *marchandes et non marchandes* » (Lallau 2011).

En se basant sur ces fondements, l'approche de la résilience individuelle, comme l'indique Lallau (2011) : « *est tout à la fois capacité à résister, à s'adapter et à transformer ce qui doit l'être afin de reconstituer et de développer les capabilités* ». Au cœur de cette approche, Lallau évoque l'émergence d'une relation d'interaction entre le concept de résilience et la durabilité (Figure 9). Fondée sur les « *capacités de décision* » et « *d'action des personnes* », il semble pertinent d'évaluer le concept de la résilience à l'aide d'une analyse des « stratégies productives », comme le montre Lallau (2011) en se basant sur les travaux de Rousseau (2005) : « *Une faible résilience se traduit souvent par le primat de stratégies défensives,[…], alors qu'une forte résilience permet l'adaptation des pratiques productives,*

des modes d'accumulation du capital, des réorientations majeures de stratégie » (Lallau 2011 : 173, 174). Au-delà des pratiques techniques et des politiques de mise en œuvre de ces stratégies, il devient nécessaire d'analyser, au niveau individuel, le contexte de décision, les objectifs et les projets souhaités, ainsi que les résultats obtenus et leurs impacts. Cette analyse permet la détermination de différents indicateurs de durabilité et de résilience, évaluant l'efficience (fonctionnements des résultats technico-économiques de la stratégie adoptée : rendements, revenus…), l'efficacité (fonctionnements-réalisations) et la durabilité d'une « *stratégie productive* » (Lallau 2011 ; Figure 9).

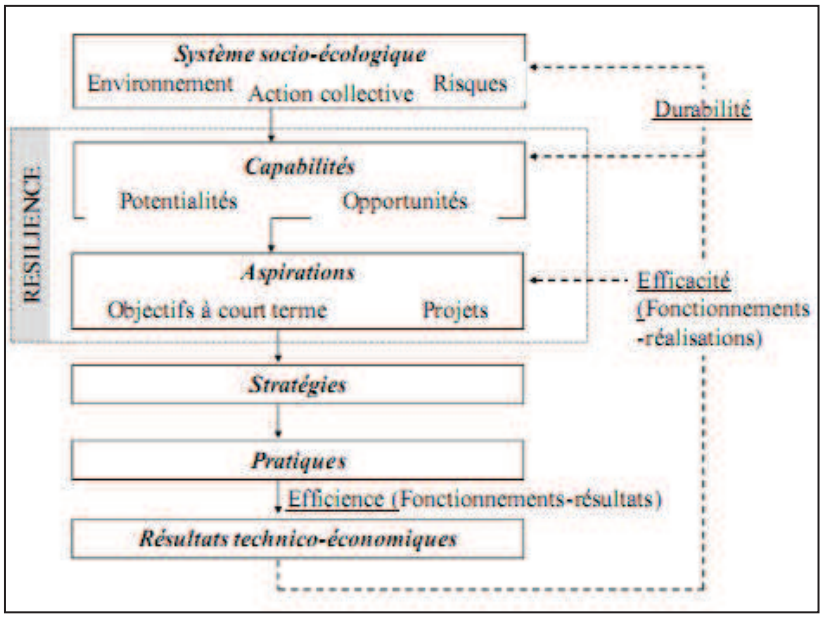


Figure 9. Séquence stratégique et interactions durabilité-résilience (Lallau 2011)

Cette « *séquence stratégique* », élaborée par Lallau (2011), peut permettre d'évaluer la résilience individuelle, étant donné la dépendance des capabilités des individus et de leurs aspirations. En outre, cette approche stratégique caractérise l'interaction durabilité et résilience et met ainsi en évidence la « *dynamique de cercle vicieux* » qui a été démontrée par plusieurs travaux de Lallau (Lallau 2008 ; Lallau et Mbetid-Bessane 2010 ; Lallau 2011).

En effet, la résilience peut être abordée d'une manière objective fondée sur : « *la mise en évidence des dotations en capital et des opportunités des individus concernés* », mais elle a aussi une grandeur subjective : « *l'individu pauvre se sait, se sent aussi vulnérable, et ceci a une incidence sur ses choix* » (Lallau 2011 : 177). De plus, des ambiguïtés du changement d'échelle apparaissent au niveau de l'évaluation de la durabilité des stratégies et de la résilience, en migrant de l'analyse individuelle au système socio-écologique, voire communautaire ou collectif. Selon Lallau (2011), la création du concept de résilience est considérée comme la matière d'une évaluation rigoureuse et une analyse précise, fondée sur trois éléments majeurs : premièrement, la détermination d'indicateurs mesurables selon des objectifs, en second lieu, la distinction entre « indicateurs individuels » et « indicateurs communautaires » ou collectifs, et, comme dernier élément, « la formulation et la hiérarchisation des mesures politiques possibles pour améliorer les résultats des indicateurs retenus » (Lallau 2011 : 181).

A travers l'analyse des travaux de Lallau, la question de la substitution du concept de durabilité par celui de résilience, un « *développement résilient* » à la place de « *développement durable* », semble pertinente au niveau de l'évolution de la notion de résilience, ce qui est précisé par Lallau : « *sur le plan conceptuel la durabilité sociale est très proche de la résilience, puisque d'autre part sur le plan méthodologique cette résilience peut faire l'objet d'une évaluation empirique* » (Lallau 2011 : 182). De ce fait, Lallau (2011) propose le lancement de la conception du « *développement résilient* » qui peut

être la résultante d'une vision éthique d'un développement visant à la fois la question de gestion des risques et essentiellement la centralisation sur l'Humain. Cette conception permet de développer la phase opérationnelle de la notion de résilience.

1.3.3. Le concept de résilience : du théorique à l'opérationnel

L'abondance des mots et des sens utilisés pour définir le concept de résilience peut être principalement expliqué par l'adoption de ce concept dans plusieurs disciplines. Selon Djament et al (2011), fondée sur les différentes références et la littérature, la résilience renvoie à des concepts et à des notions plus ou moins afférents : résistance, capacité à faire face et à s'adapter, retour à l'équilibre, surmonter et absorber le choc ou une perturbation (système), réorganisation et auto-organisation, reconstruction (politique et sociale), transition, durabilité, etc. Ceci indique que ces termes peuvent modifier en quelque sorte l'orientation du sens de la résilience. De plus, les multiples transferts transdisciplinaires de ce concept évoquent des difficultés au niveau opérationnel et méthodologique d'un champ à un autre. Ces difficultés apparaissent à la détermination des critères pertinents d'analyse et d'évaluation de la résilience, afin de rendre ce concept opérationnel (Dauphiné *et al.* 2007). En effet, de la théorie à l'application, la résilience est soumise à des altérations qui se manifestent dans l'adaptation de chaque utilisateur, du concept de résilience, à ses objectifs et ses problématiques bien précises et selon sa thématique bien déterminée. D'après l'interprétation de Beddington *et al.* (1976), Ludwig *et al.* (1997) et Carpenter *et al.* (2001) de la définition conceptuelle de la résilience établie par Holling (1973), nous pouvons déduire différentes contraintes pour définir la phase opérationnelle de ce concept. La mesure de la résilience dépend (Martin 2005) :

- de l'état du système ;
- de la propriété du système étudiée ;
- des types de perturbations envisagés ;
- du coût associé à la restauration éventuelle de cette propriété ;
- des contrôles disponibles ;
- de l'horizon temporel considéré.

Selon Djament *et al.* (2011), la problématique principale pour que le concept de résilience soit applicable se résume à la difficulté de formaliser l'aspect opérationnel de ce concept. Or, la pertinence d'un concept théorique, tel que la résilience, se base principalement sur son caractère heuristique, voire sa capacité à interpréter et à expliquer des phénomènes et non pas uniquement sur son potentiel d'application. Cependant, la résilience est considérée comme un concept essentiel et favorable pour enrichir et reproduire de nouveaux dispositifs de gestion afin de réduire les risques. Ceci confirme la mise en application de la théorie de résilience en géographie des risques (Vinet 2007) et, malgré les doutes sur la question centrale qui se pose concernant la pertinence opérationnelle du concept de résilience, la réussite de ce dernier au niveau théorique semble répondre à un besoin de mise en pratique que les concepts précédents ne peuvent pas satisfaire.

En ce qui concerne l'évaluation de la résilience, Djament *et al.* (2011) indiquent que la possibilité de concrétiser, voire d'objectiver ce concept, devient un critère principal pour définir la résilience comme un degré de rebond ou comme une mesure de la capacité d'un système à absorber une perturbation ou un choc. En effet, cette évaluation demande bien la création d'indicateurs appropriés qui visent une analyse objective de la résilience, alors que, pour considérer le concept de résilience comme un processus, un caractère, un état ou une situation d'un système donné et pour dire en résultat qu'il y a ou non résilience, ceci nécessite une analyse subjective du concept, ainsi que la détermination des seuils pour définir cet état de résilience. Par ailleurs, la figure ci-dessous illustre l'idée du cercle vicieux créé suite aux débats soulevés par les scientifiques et les chercheurs du positionnement de tel concept par rapport à un autre. Certains auteurs disent qu'on peut considérer la résilience comme l'une

des composantes de la vulnérabilité (Becerra 2012), alors que d'autres indiquent qu'il existe des relations discursives entre résilience, vulnérabilité et capacité d'adaptation (Gallopin 2006 ; Lallau 2008). De plus, Miller *et al.* (2010) montrent qu'il y a une complémentarité entre la résilience et la vulnérabilité, voire une convergence de ces deux concepts au niveau de nombreuses disciplines. Certes, dans certains corpus, la vulnérabilité apparaît en opposition avec le concept de résilience. Elle représente dans ce cas l'incapacité à faire face au choc à cause d'un manque d'adaptation, ce qui est antinomique avec les acceptions développées auparavant et qui indiquent la relation étroite entre les deux concepts vulnérabilité et résilience à travers la capacité d'adaptation (Djament *et al.* 2011 ; Figure 10).

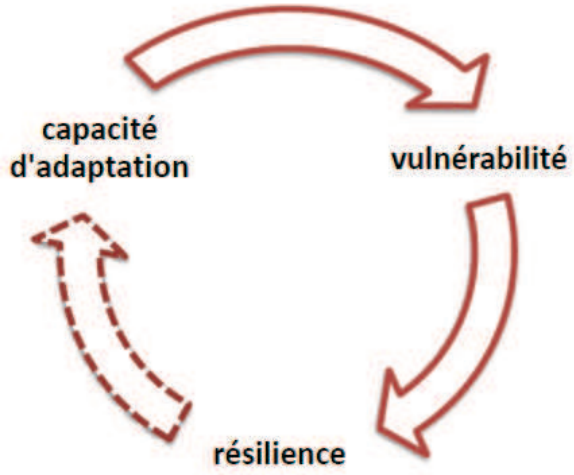


Figure 10. De la vulnérabilité à la résilience: aller de l'avant ou vers l'arrière? (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012)

La phase opérationnelle de la résilience est confrontée à plusieurs problèmes de formalisation, fortement liés au caractère pluridisciplinaire du concept même, ainsi qu'à l'existence de ses nombreuses approches. En effet, ce caractère pluridisciplinaire et la multiplicité des approches aboutissent à des impasses d'analyse et d'interprétation au niveau de la pratique. Selon Djament *et al.* (2011), pour être résilient « *un système se doit d'être à la fois redondant, diversifié et efficace ; autonome et dans une démarche collaborative ; fort, flexible et adaptable ; capable d'apprendre du passé et de faire face aux incertitudes du futur, etc.* », cette analyse récapitulative du concept de résilience montre sa pertinence heuristique satisfaisante, mais elle met par ailleurs en évidence des contradictions et des solutions décevantes du point de vue opérationnel.

Pour attribuer une définition opérationnelle, intelligible et discursive à la résilience, l'organisation de la *Resilience Alliance* a mis en place des travaux de recherches pluridisciplinaires dans le contexte de résilience, en se basant sur un groupe de chercheurs (Holling 1973 ; Carpenter *et al.* 2001 ; Gunderson et Holling 2002 ; Gallopin 2006 ; Folke *et al.* 2010, etc.). Leurs travaux ont comme objectifs d'approfondir les connaissances du concept de résilience en rapport avec les problématiques du développement durable et de formaliser les résultats des travaux afin de les mettre à disposition des gestionnaires et des décideurs politiques, notamment au niveau international (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012). Par ailleurs, cette organisation définit la résilience comme le contraire de la vulnérabilité, vu qu'elle renvoie à une signification négative : l'incapacité et la sensibilité d'un système face à une perturbation du fonctionnement ou un choc encouru, dans ce cas, la résilience devient « *une propriété désirable* » d'un système pour établir une bonne gestion et surmonter le désastre. Certes, Djament *et al.* (2011) évoquent un problème qui émerge au cœur du débat sur la relation vulnérabilité/résilience, et qui montre la possibilité d'être à la fois vulnérable à un choc et

aussi résilient en ajoutant qu'on ne peut pas « *opposer mécaniquement vulnérabilité et résilience* ». D'une autre façon, être résilient est strictement lié à la vulnérabilité d'un système ; la résilience n'existe que s'il y a un choc ou une perturbation au niveau d'un système et que ce système est vulnérable à ces changements.

Pour que la résilience soit soumise à l'épreuve de l'opérationnel, la question des échelles spatiales et temporelles doit être abordée pour rendre ce concept applicable. Djament *et al.* (2011) indiquent que cette question doit prendre en considération la nature et les seuils des changements qualitatifs pour permettre de déterminer si un système est résilient ou non. De plus, la question des échelles permet aussi de connaître le seuil d'adaptation à partir duquel il n'y a plus de changement ou de transformation du système vers une nouvelle situation. De ce fait, la résilience est un concept multidimensionnel qui tient compte des échelles spatiales et temporelles. Ce processus dynamique du concept de résilience s'est souvent heurté à la question de la temporalité. En effet, après une perturbation, la vitesse de changement de l'état, de la propriété ou du caractère des différentes composantes d'un système donné n'est pas la même au cours du temps.

1.3.4. Difficultés de mesures de la résilience

La résilience est un concept multidimensionnel et pluridisciplinaire, ce qui rend la mesure et la détermination d'un indicateur spécifique pour ce concept difficiles. Or, cette mesure, nécessaire pour le rendre opérationnel, est liée au développement d'une approche multicritère de la résilience. Récemment, des travaux ont été réalisés afin d'évaluer de façon composite la vulnérabilité au niveau sociétal ou systémique (Dauphiné et Provitolo 2007 ; Lallau et Thibaut 2009).

Selon Dauphiné et Provitolo (2007), la résilience est évaluée par les trois méthodes de mesures suivantes :

- une première méthode de mesures disciplinaires simples ;
- une deuxième de mesures systémiques ;
- une troisième de mesures par des indicateurs.

✓ La première méthode concerne les mesures disciplinaires simples où la résilience est considérée comme un concept pour la gestion des risques qui doit d'abord être mesurée par « *l'ampleur maximale de l'aléa* » et une limite à ne pas dépasser pour qu'un système donné persiste et ne disparaisse pas. Ceci ne concorde pas avec la notion de détermination de la résilience en écologie qui se base sur la disparition de certaines ou de toutes les espèces d'un écosystème donné.

Dans le même contexte de la première méthode, d'autres méthodologies de mesure de la résilience ont également été utilisées dans le domaine de l'économie. En effet, lors d'une diminution de l'un des facteurs de production à l'échelle d'une exploitation, la résilience est utilisée pour comparer une perte réelle et une perte probable suite à la réduction des pesticides ou à la diminution de fertilisants. L'étude « Ecophyto R&D », élaborée par les chercheurs de l'INRA en 2010 (Butault et al. 2010), nous montre qu'une baisse de l'utilisation des pesticides (estimée à 50% dans les grandes cultures, 37% en viticulture, 21% en arboriculture et 100% dans les prairies) se traduit par une diminution de la production de 12% en grandes cultures, 24% pour la viticulture et 19% pour l'arboriculture fruitière. Ces résultats montrent que, malgré la baisse de la pression phytosanitaire, l'exploitation continue à produire tout en résistant aux aléas de cette réduction. Dans ce cas d'étude, le concept de résilience peut aider à évaluer le système de production des exploitations agricoles soumises à des contraintes de changement des pratiques phytosanitaires. Ce concept est défini, dans les modèles adoptés en macroéconomie, par deux paramètres : la robustesse et la rapidité du retour à l'état antérieur. Selon Dauphiné et Provitolo (2007), la robustesse est égale à B-C, tandis que la rapidité de restauration est

déterminée selon l'équation suivante : (A-B)/(t1-t0) (Figure 11). Cette même équipe a déduit que ces mesures disciplinaires simples présentent un inconvénient principal : le fait de ne considérer qu'un seul attracteur, c'est-à-dire des dynamiques simples.

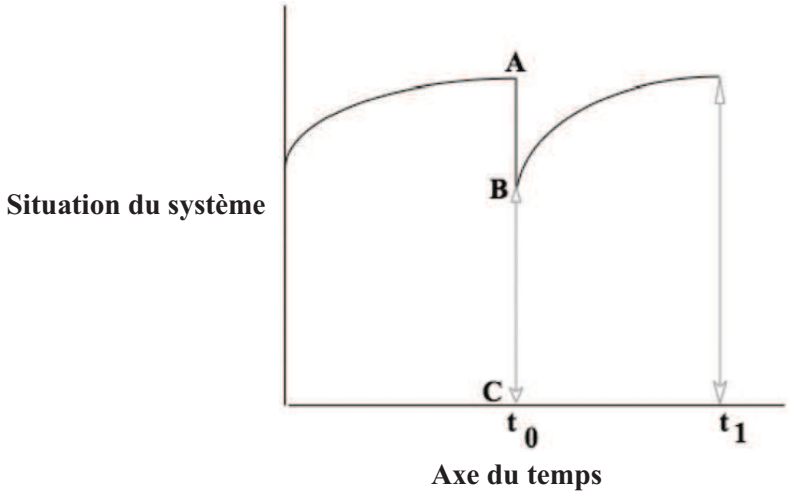


Figure 11. Mesure de la résilience après une catastrophe
(modifié à partir de Dauphiné et Provitolo 2007)

✓ La deuxième méthode d'évaluation de la résilience se base sur les mesures systémiques (Dauphiné et Provitolo 2007). Il s'agit d'outils de mesure plus précis résultant de la dynamique du système. Le comportement de la plupart des systèmes dynamiques se schématise en quatre phases. En se fondant sur les travaux de Holling (2002, 2004), Walker *et al.* (2004) indiquent qu'il existe une phase de croissance ou d'exploitation (r) et une phase de conservation (K), caractérisées par une évolution lente et donc facilement prédictive. Ces deux phases sont parfois suivies d'une phase de changement brusque et rapide (Ω), conduisant à une phase de réorganisation (α) (Figure 12). Cette dernière phase peut être lente ou rapide et, au cours de laquelle, de l'innovation et de nouvelles opportunités sont possibles pour la transformation du système (Figure 12).

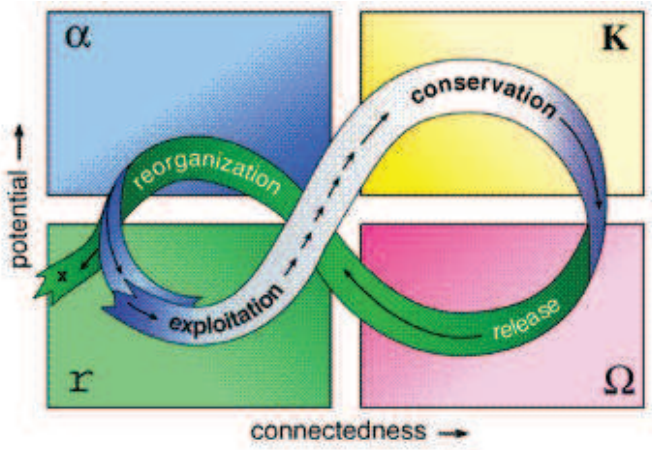


Figure 12. A stylized representation of the four system functions and the flow of events among them
(Holling 2004; à partir de Holling and Gunderson 2002)

Au cours de ce cycle adaptatif (Figure 12), la résilience commence par décroître quand le système passe de l'état (r) à l'état (K), pour augmenter par la suite depuis la phase (Ω) jusqu'à la phase (α), rendant ainsi le système moins vulnérable (Dauphiné et Provitolo 2007). Néanmoins, ce modèle n'est

plus une métaphore, mais il devient une véritable théorie basée sur les changements observés du système selon les pratiques régulières de son cycle. Cette méthode d'évaluation est caractérisée par la détermination d'un certain nombre d'indicateurs selon les objectifs visés.

✓ La troisième méthode de détermination de la résilience se base sur des indicateurs. Cette évaluation consiste à établir des indicateurs qui tiennent compte des différents paramètres du système (Dauphiné et Provitolo 2007). En effet, dans un système d'exploitation agricole (un système de production), on peut mesurer la résilience en tenant compte des indicateurs économiques (marge directe ou revenu agricole), des indicateurs de risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement (IRSA, IRTE), de la qualité des ressources en eau et des différents paramètres agronomiques du système de production agricole (type de cultures, superficie agricole utilisée, sol, source d'eau, microclimat, itinéraires techniques utilisés, etc.).

Nous avons choisi d'adopter cette dernière méthode d'évaluation de la résilience au niveau d'une exploitation agricole : nous avons développé une méthodologie pour la détermination des indicateurs environnementaux et économiques et nous les avons combinés par la suite pour pouvoir évaluer la résilience de l'exploitation agricole.

La résilience, selon Lallau et Thibaut (2009), ne peut être évaluée que par un indicateur dichotomique de type « *résilient/non résilient* ». En tant que concept dynamique, la détermination d'un indicateur de résilience ne dépend pas d'une valeur seuil mais de degrés. Cette caractéristique évoque plusieurs types d'indicateurs et d'outils tels que les indicateurs composites et les outils de la « *logique floue* » permettant d'associer des indicateurs qualitatifs et quantitatifs dans un indice unique. Selon les travaux de Lallau et Thibaut (2009), l'élaboration des indicateurs composites est nécessaire notamment pour la détermination de la résilience d'un système.

Les premiers indicateurs à élaborer sont les indicateurs de vulnérabilité composés d'indicateurs de capacité et d'indicateurs d'exposition/sensibilité aux risques. En plus, au sein des indicateurs de capacité, il existe ceux liés à l'exploitation et ceux liés à l'agriculteur et à son autonomie de décision. Ceci permettra de déterminer des situations intermédiaires entre l'appartenance totale à la classe des résilients et l'élimination définitive de cette classe (Lallau et Thibaut 2009). En outre, le choix des pondérations est le principal facteur limitant qui met en cause l'application de la méthodologie de la logique floue et, d'une façon générale, la détermination des indices composites.

Le choix de la logique floue est basé sur les raisons suivantes :

- les données sont sous formes de valeurs numériques à croiser et non qualitatives ;
- il s'agit de limiter les effets de la valeur seuil ;
- il existe une diversité importante des paramètres croisés ;
- le calcul se base sur la combinaison et non pas sur le croisement ni l'addition ;
- l'obtention d'une note comprise entre 1 (résilience très élevée) et 4 (résilience très faible à nulle).

➔ Néanmoins, le choix de la logique floue présente des difficultés à hiérarchiser un critère par rapport à un autre.

D'après les travaux de Lallau et Thibaut (2009), trois indices sont agrégés dans l'indice global de résilience : indice de maîtrise des risques au niveau de l'exploitation (indice regroupant les opportunités et les risques que l'exploitation y soit exposée), indice des potentialités de l'exploitation et indice d'autonomie de l'agriculteur (Figure 13).

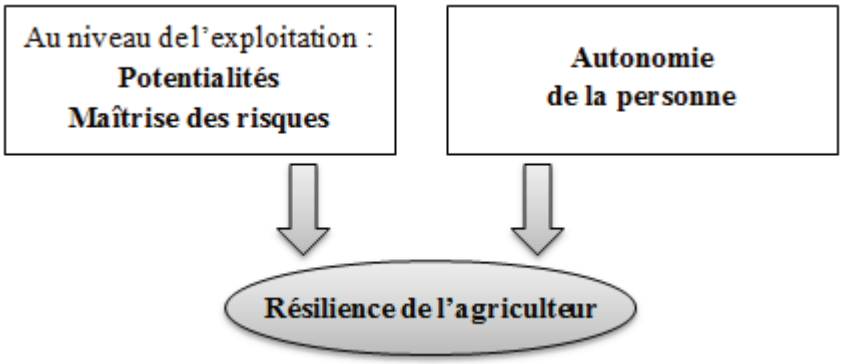


Figure 13. Approche de la résilience (Lallau et Thibaut, 2009)

La méthodologie que Lallau et Thibaut (2009) ont établi pour déterminer l'indicateur de la résilience est basée sur la création d'un ensemble d'indices composites aidant à la compréhension des difficultés rencontrées par l'agriculteur dans son exploitation. Pour que cette dernière soit redressée, une détermination de son potentiel est nécessaire tout en tenant compte de quatre indicateurs principaux : la décapitalisation subie par l'exploitation durant la période de difficultés, les investissements réalisés, le respect ou non par l'agriculteur du plan de redressement et les éventuels problèmes de santé auxquels est exposé l'exploitant (Lallau et Thibaut 2009).

Aux précédents indicateurs qui décrivent les potentialités de l'exploitation s'ajoute l'indice de maîtrise des risques qui détermine la viabilité de l'exploitation agricole. Cet indice se compose de trois indicateurs d'évaluation des risques encourus au niveau de l'exploitation : les rendements, les prix de vente, la diversité des produits agricoles et un quatrième indicateur qui détermine le complément de revenu (ou le revenu extérieur) permettant de réduire les risques encourus (Lallau et Thibaut 2009). Par ailleurs, il est nécessaire aussi de déterminer l'indice d'autonomie de la personne reflétant la capacité de l'agriculteur à réagir face aux difficultés en dehors de son exploitation et en dehors du monde agricole (Lallau et Thibaut 2009).

L'étude, faite par Lallau et Thibaut en 2009 de la notion de résilience pour l'analyse des difficultés en agriculture suite à des changements au niveau de l'exploitation, est basée sur la construction d'une typologie. Cette dernière est fondée sur la distinction entre les paramètres objectifs choisis pour l'évaluation de la résilience des exploitations agricoles face à des perturbations. En effet, la combinaison des différents indices déterminés avec les valeurs seuils (valeurs médianes de ces indices) permet d'obtenir les quatre configurations suivantes (Figure 14) :

- les non résilients ;
- les résilients potentiels ;
- les vrais résilients ;
- les faux résilients.

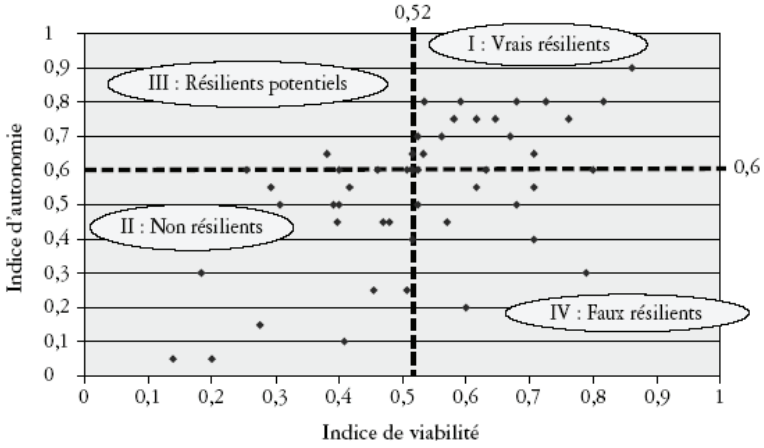


Figure 14. Représentation graphique de la notion de résilience (Lallau et Thibaut 2009)

En nous basant sur la richesse de la littérature du concept de résilience, il devient incontestable de privilégier la mobilisation de ce concept dans toutes les disciplines, malgré les questions qui se posent au niveau des définitions proposées, des méthodologies adoptées pour déterminer et évaluer la résilience, ainsi qu'au niveau des politiques mises en place. Par ailleurs, Djament *et al.* (2011) indiquent que, pour mettre en évidence le concept de résilience, pour un système donné, cela nécessite de distinguer un minimum d'éléments : l'identification du système qui subit le choc ou la perturbation et celle de ses caractéristiques, l'identification de la crise et la détermination des limites spatiales et temporelles. En effet, la résilience est considérée comme un concept heuristique et opérationnel pertinent qui répond aux différentes difficultés intermittentes présentes dans la gestion des risques. Djament *et al.* (2011) montrent que le concept de résilience doit être « analysé comme un discours politique », basé sur la proposition d'un certain nombre de choix et d'alternatives de gestion qui peuvent être discutés publiquement dans le cadre d'une approche participative. En effet, cette approche permet de développer le processus socio-politique vers une vision technologique plus moderne et efficace en terme de gestion des risques.

Selon plusieurs auteurs (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2015), le concept de résilience reflète trois principales opportunités. Au niveau heuristique, la résilience a démontré son efficacité et sa pertinence, en tenant compte des différentes échelles temporelles (avant et après le choc ou une perturbation) et spatiales qui permettent de développer l'approche de la gestion des risques sur un territoire. Sur le plan opérationnel, la résilience permet de viser de nouvelles perspectives plus ouvertes pour surmonter les situations d'impasse qui résultent de l'empilement de retours d'expériences négatifs. Pour ces raisons, les chercheurs doivent améliorer et développer encore l'usage du concept de résilience en tant qu'outil d'aide à la décision pour satisfaire les attentes des gestionnaires. Du côté politique, la résilience représente un discours bien structuré, basé sur la reformulation des analyses et des idées anciennes qui ont été atténuées et vidées de leur sens. En outre, ce concept permet à la fois de surmonter la logique du « *risque zéro* » et d'accepter de parler du risque en lui-même. Pour conclure, Djament *et al.* (2011) ont bien expliqué que le concept de résilience reste flou et élastique en ajoutant qu'il a été « *investi par une profusion d'acteurs aux intérêts contradictoires, de sorte que, pour l'instant, le discours de la résilience conduit plus souvent à imposer ses vues qu'à ouvrir réellement le débat* » (Djament *et al.* 2011 : 24).

Conclusion du chapitre 1

De façon générale et d'après la définition établie par Holling (1973), la résilience est la capacité d'un système à conserver son fonctionnement suite à une perturbation ou un choc. La notion de résilience résulte de la complémentarité entre deux principales composantes qui caractérisent les systèmes :

- leur vulnérabilité (sensibilité des éléments du fonctionnement, condition résultant des facteurs environnementaux, sociaux et économiques suite à un aléa) ;
- leur capabilité ou aptitude (capacité de choix et/ou de réponse à résister à la perturbation, à gérer les conséquences d'un changement et à s'adapter).

Dans notre étude, nous avons donc défini la résilience comme la capacité du système de production au niveau d'une exploitation agricole à maintenir son bon fonctionnement face à des perturbations ou à des changements subis pour aboutir à la gestion des risques de pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. Cette définition prend en considération l'état du système de production avant et après le changement. Dans notre cas d'étude, pour qu'un système soit résilient, il doit conserver, voire améliorer, ses fonctionnalités par rapport à la situation initiale. Nous avons montré, à partir de la littérature sur la résilience en agriculture, que l'échelle de l'exploitation était souvent avérée comme adéquate pour comprendre la notion de résilience (Lallau et Thibaut 2009 ; Brémond 2011 ; Souissi 2014). Nous analysons donc la résilience à l'échelle de l'exploitation agricole qui est considérée comme un système complexe et dynamique, caractérisée par les interactions entre les différentes composantes économiques, techniques, environnementales et sociales. Ce choix de l'approche à l'échelle de l'exploitation agricole permet d'analyser les processus micro du système de production et les résultats des perturbations ou des changements subis.

De ce fait, nous considérons que les agriculteurs, au niveau des exploitations agricoles, cherchent à améliorer leur situation à la fois économique et environnementale, par rapport à un état initial, pour le développement durable du système agricole au niveau d'un territoire. Cette vision ambitieuse permet d'aboutir à une agriculture saine et durable. En conséquence, à travers l'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires, nous étudions les résultats de ce changement afin d'analyser l'évolution de la situation économique et environnementale par rapport à l'état initial de l'exploitation. Cette analyse permettra de comprendre le comportement du système de production face à la mise place, par les gestionnaires et les décideurs politiques, des stratégies de lutte contre les risques de pollution diffuse liée à l'usage des produits phytosanitaires. Pour finaliser ainsi cette analyse de la résilience des exploitations agricoles face aux changements des pratiques phytosanitaires, il est nécessaire d'étudier les impacts de l'utilisation des pesticides et les dispositifs (outils et méthodes) mis en place pour la gestion des risques liés à la pollution phytosanitaire diffuse.

CHAPITRE 2. POLLUTION DIFFUSE ET GESTION DES RISQUES LIES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES

La révolution agricole déclenchée à la fin de la deuxième guerre mondiale, qui s'est traduite par l'intensification et l'augmentation de l'utilisation des intrants, en particulier les produits chimiques de fertilisation et de traitement phytosanitaire, a provoqué un accroissement des problèmes sanitaires et environnementaux. En conséquence, ces produits chimiques (engrais, pesticides, etc.) ont été considérés ces dernières années comme des polluants du fait de leur impact sur la santé humaine et l'environnement. Des questions se posent : quelles sont les politiques mises en place pour lutter contre la pollution diffuse d'origine agricole ? Comment pouvons-nous continuer à utiliser des produits phytosanitaires tout en diminuant les risques liés à la pollution diffuse et tout en respectant la santé publique et l'environnement ? Et quels sont les outils qui peuvent aider à l'évaluation et à la gestion de ces risques ?

2.1. Pollution diffuse : définition et impacts environnementaux

En Europe et plus particulièrement en France, la préservation des ressources en eau est un enjeu majeur en ce début du 21ème siècle. C'est dans ce sens que le Parlement Européen a établi un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Le terme pollution, défini par la directive européenne, désigne : « l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres. Cette atteinte porte sur la détérioration des biens matériels, de l'agrément de l'environnement ou d'autres utilisations légitimes de ce dernier. La contamination par des polluants atteint un niveau seuil induisant ainsi des dommages, des déséquilibres, des effets nocifs et interfère avec le bien-être des organismes vivants. » (Directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000).

Le terme contamination désigne « la présence anormale de substances, de micro-organismes, d'objets ou d'êtres vivants. Cette notion s'applique, historiquement et dans l'ordre, aux micro-organismes puis aux substances radioactives » (BRGM[8] 2000). Par ailleurs, on peut distinguer trois types de pollution des milieux aquatiques (SYMBO[9] 2011) :

- Pollution organique et nutriments

- Matières oxydables (DBO[10], DCO[11], etc.)
- Nutriments (Azote, Phosphore)

- Micropolluants

- Micropolluants organiques (Pesticides, Hydrocarbures /Dioxines / Détergents / Substances médicamenteuses, etc.)
- Micropolluants minéraux (Eléments Traces Métalliques, etc.)

- Pollution bactérienne

- Microorganismes tels que les bactéries *Escherichia coli (E. coli)*, Entérocoques, etc.

[8] BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
[9] SYMBO : SYndicat Mixte du Bassin de l'Or
[10] DBO : Demande Biochimique en Oxygène : critère de pollution organique basé sur la quantité d'oxygène consommée à 20°C et à l'obscurité pendant un temps de référence pour assurer l'oxydation des matières organiques présentes dans l'eau par voie biologique.
[11] DCO : Demande Chimique en Oxygène

La pollution organique, par les nutriments ou par les micropolluants, engendre des effets néfastes et nuisibles sur l'écosystème aquatique (eutrophisation ou/et toxicité). La pollution diffuse est l'entraînement de produits épandus sur les parcelles cultivées vers les eaux superficielles ou souterraines, sans qu'il y ait à proprement parler faute de l'utilisateur (CORPEN[12] 1996). Dans ce cas, les mécanismes de transferts, les interactions entre les milieux et les substances actives entrent en jeu (CORPEN 1996). Du point de vue de la réglementation, la notion de « pollution diffuse » d'une nappe d'eau souterraine renvoie à une pollution dont l'origine ne peut être localisée en un point précis mais en une multitude de points non dénombrables et répartis sur une grande surface (Domange 2011).

2.2. Réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires

2.2.1. Risques liés aux pratiques phytosanitaires et état des lieux de l'emploi des pesticides en France

La directive 91/414/CEE (2004) définit les produits phytosanitaires comme des préparations contenant une ou plusieurs substances actives destinées à protéger les végétaux contre les organismes nuisibles et à prévenir leur action. Cette action consiste à agir sur les processus vitaux des végétaux en assurant ainsi leur conservation, détruisant les végétaux indésirables et freinant ou prévenant une croissance indésirable. Les pesticides font partie des biocides (qui représentent toutes sortes de substances chimiques) et englobent les produits phytosanitaires (Figure 15). Ces derniers sont des produits antiparasitaires, agricoles, agro-sanitaires, agro-pharmaceutiques ou phytopharmaceutiques. Tous ces termes sont synonymes et désignent les composés épandus sur les cultures pour en assurer le bon développement. Ces produits sont utilisés pour lutter contre les ennemis des cultures permettant ainsi la protection des plantes. Dans le domaine commercial, un produit phytosanitaire est un « *mélange ou solution composé d'une ou plusieurs substances actives destiné à être utilisé comme produit phytosanitaire*» (Domange 2011).

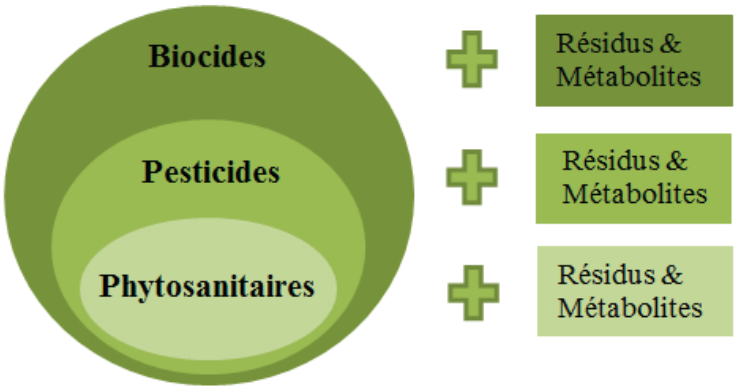


Figure 15. Classification des grandes familles des biocides

Les utilisations de substances actives sont nombreuses et variées mais la lutte contre les ennemis des cultures est, bien entendu, leur principale vocation. Elles sont classées en différentes catégories selon leurs spécificités: herbicides, insecticides, fongicides, acaricides, bactéricides, nématicides, raticides, etc. Leur utilisation en agriculture permet de préserver les rendements, d'améliorer la qualité des denrées alimentaires et, par la suite, de favoriser les échanges commerciaux (Colin 2000). Par ailleurs, la quasi-totalité des produits phytosanitaires qui reste après un traitement appliqué sur une surface

[12] CORPEN : Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement

agricole se disperse dans les trois compartiments de l'environnement : l'air, le sol et l'eau (Colin 2000). Les mécanismes qui maitrisent le devenir de ces produits sont nombreux, complexes et encore mal connus. Selon un schéma classique et simplifié, présenté par la figure 16, ces mécanismes sont classés en trois phénomènes : rétention, dégradation et transfert (Colin 2000).

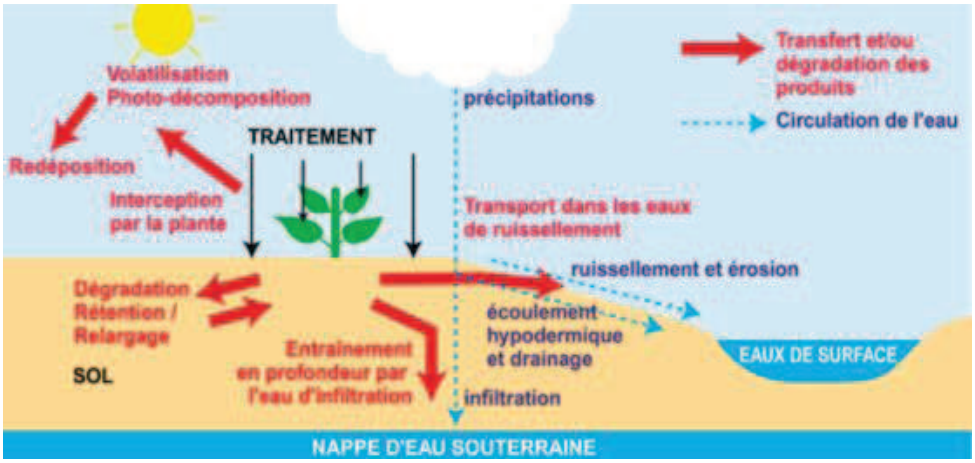


Figure 16. Les différentes voies de transfert de la pollution diffuse (CORPEN 1996)

Une étude réalisée par la direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) en 2009 a révélé que 61,9 % des fruits et 30,3 % des légumes que nous consommons contiennent des résidus de pesticides dont 7 % ont une teneur en pesticides supérieure à la limite maximale (DGCCRF, 2009). Les produits phytosanitaires sont reconnus pour leur rôle majeur de protection des plantes, des exploitations agricoles et notamment du produit agricole en quantité et en qualité contre les mauvaises herbes et tout organisme nuisible (insectes, champignons, bactéries, ravageurs, etc.). L'utilisation des pesticides peut engendrer des risques directs ou indirects sur la santé humaine (applicateur ou utilisateur et population en général exposée aux risques de toxicité par l'air, l'eau et l'alimentation), ainsi que sur l'environnement et les écosystèmes (biodiversité, qualité des eaux superficielles et souterraines).

Les problèmes de santé liés à l'utilisation de ces produits phytosanitaires représentent malgré tout une réalité catastrophique. De nombreuses études recensent en ce sens des intoxications aiguës (maux de tête, vertiges, troubles hépato-digestifs, problèmes cutanés) et chroniques suite à l'exposition répétée, même à de faibles doses. Ces intoxications génèrent des maladies graves, telles que le cancer (du sang, du cerveau, de la prostate, de la peau, de l'estomac), la maladie de Parkinson, des troubles neurocomportementaux et des atteintes du système reproductif (Testud *et al.* 2007 ; Costello *et al.* 2009). Les conséquences sont dangereuses et néfastes pour la santé humaine en commençant par l'agriculteur lui-même jusqu'au consommateur.

L'usage des pesticides devient, jour après jour, un enjeu primordial de société, et particulièrement pour les agriculteurs dans leurs pratiques phytosanitaires. En effet, cet enjeu est mis en évidence au cours des travaux de recherche, à travers les résultats d'expertise scientifique établis dans le cadre de la collaboration entre INRA[13] et CEMAGREF[14] (Auberto *et al.* 2005) et récemment dans l'étude menée par l'INRA (Butault *et al.* 2010), à la demande du ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer et à celle du ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche. Tous ces travaux ont comme objectif de réduire l'usage des pesticides dans le cadre d'une stratégie de développement durable et de conservation de l'équilibre des écosystèmes. De plus, le

[13] INRA : Institut National de Recherche Agronomique
[14] CEMAGREF : CEntre national du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et des Forêts appelé récemment IRSTEA Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

gouvernement français a présenté, en juin 2006, un plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides et aux pratiques phytosanitaires (PIRRP[15] 2006-2009 : plan impliquant les ministères chargés de l'Agriculture, de l'Environnement, de la Santé, de la Consommation et de la Répression des fraudes). Ce plan indique, selon les analyses et les études menées par l'INRA et le CEMAGREF (Auberto *et al.* 2005), les principales constatations au vu des risques liés aux pesticides (Bussereau et Olin 2006) :

- contamination préoccupante et généralisée des eaux par les pesticides qui sont détectés dans 80% des stations de mesure en eau superficielle et 57% en eau souterraine ;
- présence de certains pesticides dans les deux autres compartiments de l'environnement : les sols (comme par exemple le DDT[16], interdit depuis plus de10 ans, le lindane mais aussi le chlordécone) ou l'air ;
- apparition des effets potentiels des pesticides sur la santé humaine qui peuvent être, selon des études épidémiologiques, chroniques (cancers, malformations congénitales, lymphomes) ou bien aigus (allergies).

Toutes ces constatations montrent la nécessité à la fois :

- d'agir sur les produits phytosanitaires et les pratiques agricoles pour réduire la dépendance des exploitations en pesticide, ainsi que diminuer les impacts d'usage de ces produits sur l'environnement et la santé humaine ;
- de posséder des éléments scientifiques permettant de mieux connaître les effets potentiels (phrases de risques) des pesticides et de pouvoir prévenir la société et, notamment, les utilisateurs des risques de toxicité liés aux pratiques phytosanitaires.

La réduction de l'utilisation des pesticides devient alors une politique publique de plus en plus nécessaire, afin de protéger l'environnement et la santé humaine tout en conservant une agriculture moderne et résistante en qualité et en quantité. Certes, malgré tous les efforts politiques déployés pour réduire les pesticides, la France se situe parmi les principaux pays consommateurs de pesticides dans le monde. En effet, elle représente le premier consommateur européen de pesticides et le quatrième utilisateur mondial derrière les États-Unis, le Brésil et le Japon (UIPP[17] 2012). Sa grande superficie agricole (la première à l'échelle de l'Europe : 291 470 km² ; FAOSTAT 2010) a fait de la France le premier marché des pesticides en Europe avec plus de 1 700 millions d'euros en 2010 (Figure 17). En France, l'agriculture à elle seule représente 90 % de l'utilisation des produits phytosanitaires (Aubertot *et al.* 2005).

[15] PIRRP : Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux Pesticides.
[16] DDT : DichloroDiphénylTrichloroéthane, un produit chimique.
[17] UIPP : Union de l'Industrie de la Protection des Plantes.

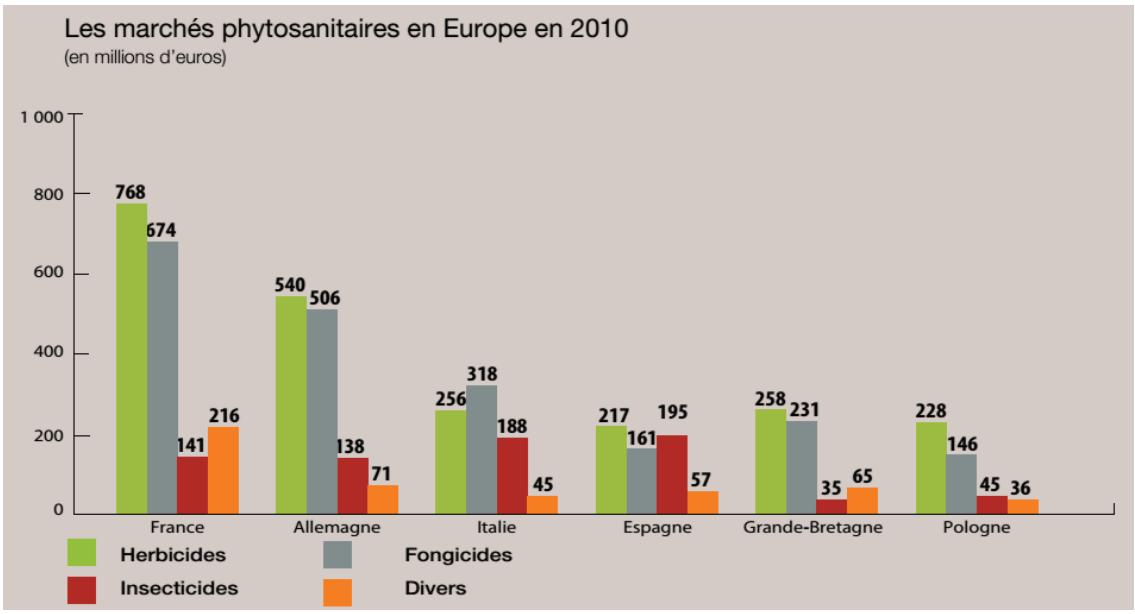


Figure 17. Principaux marchés des produits phytosanitaires en Europe en 2010 (en millions d'euros) (UIPP 2012)

Le rapport d'activité élaboré par l'Union de l'Industrie de la Protection des Plantes (UIPP) montre que les quantités des substances actives vendues en France ont eu tendance à baisser entre 2000 et 2003 pour atteindre 74 500 tonnes vendues (Figure 18). Puis, les quantités vendues ont stagné entre 2003 et 2008, pour diminuer ensuite et atteindre 62 700 tonnes en 2011 (Figure 18). Cette diminution globale s'est traduite par la réduction des doses appliquées par l'agriculteur, utilisant à faibles doses de nouvelles molécules plus efficaces introduites sur le marché des produits phytosanitaires (Aujas *et al.* 2011). En effet, celles-ci conservent leur efficacité même si l'agriculteur choisit de traiter à des doses inférieures aux dosages homologués. Cependant, une remarquable augmentation du nombre de passage a été provoquée par cette nouvelle technique qui consiste en un usage raisonné des doses de traitement.

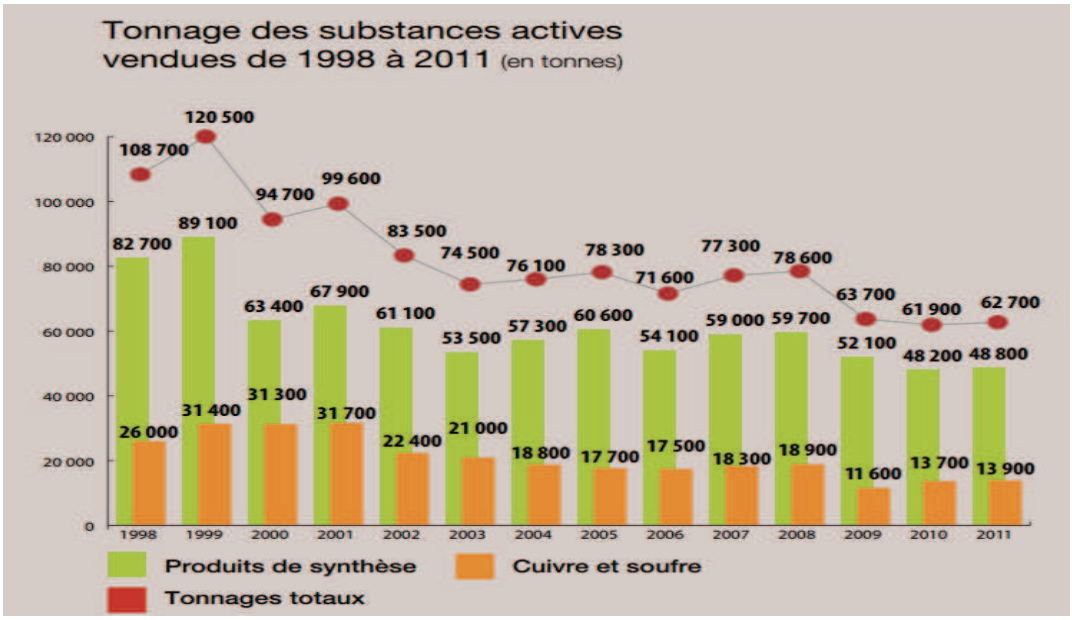


Figure 18. Evolution des quantités de substances actives vendues en France entre 1998 et 2011 (en tonnes) (UIPP 2012)

Butault *et al.* (2011) indiquent que la pression phytosanitaire diffère d'une culture à une autre selon les productions, elle est particulièrement élevée dans la viticulture, les cultures fruitière (pommier) et légumière (pomme de terre). Cette différence de pression entre les cultures a une influence directe sur les dépenses en produits phytosanitaires (Figure 19). De plus, selon les Réseaux d'Information Comptable Agricole (RICA) et le Recensement Agricole de l'année 2000, il existe aussi une variation de la pression phytosanitaire entre les régions agricoles (Figure 19 ; Annexe 1), qui est due non seulement aux productions et aux systèmes de cultures mis en place (grandes cultures, arboriculture, viticulture, maraîchages, fourrages, jachères, etc.), mais aussi au climat et au développement des bioagresseurs pour chaque région. De ce fait, le plan Ecophyto[18] 2018 a été mis en place pour développer l'emploi des produits phytosanitaires, notamment l'utilisation du matériel et diffuser les bonnes pratiques agricoles, ainsi qu'améliorer l'information des agriculteurs et les sensibiliser aux effets néfastes et aux impacts de ces produits sur la santé publique et l'environnement.

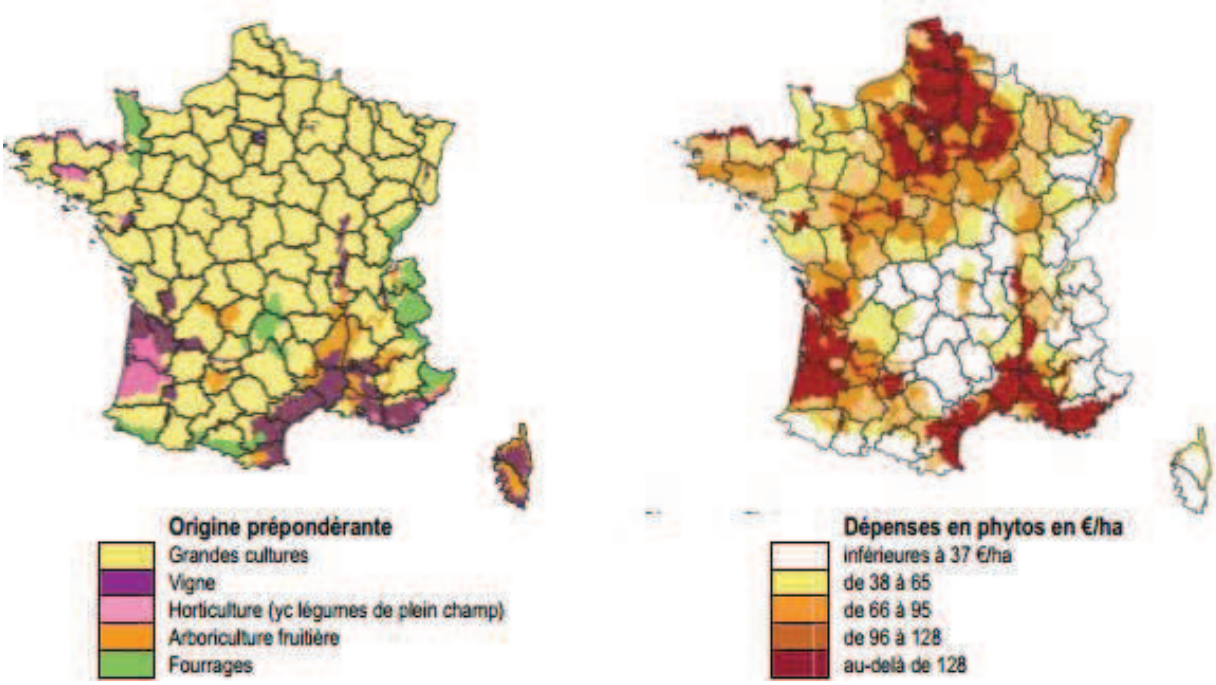


Figure 19. Répartition des petites régions agricoles selon l'origine et le niveau de pression phytosanitaire (pesticides par hectare) [19]
(Butault 2010, Source : INRA, base de données : Agreste[20] - MAAPRAT – SSP[21], RGA[22] 2000)

Par ailleurs, plusieurs études ont montré que les molécules phytosanitaires sont une cause de disparition d'espèces animales et végétales de grand intérêt écologique, telles que les abeilles domestiques (Chiron *et al.* 2009 ; RAP[23] 2009 ; Thompson 2010). De plus, les phytosanitaires sont à l'origine d'un grand nombre d'intoxications aiguës et chroniques chez l'homme (Hallenbeck and Cunningham-Burns 1985 ; Pingali and Roger 1995 ; Multigner 2005 ; Costello *et al.* 2009 ; Batsch 2011 ; Blair *et al.* 2015). Pour mener une politique de prévention des risques dus à l'emploi de

[18] Le plan Ecophyto 2018 s'inscrit dans le cadre du Grenelle de l'environnement lancé par le ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie depuis l'année 2007 et dont l'objectif est de réduire de 50 % l'utilisation des pesticides, dans un horizon de dix ans (jusqu'à l'année 2018),
http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/plan_ecophyto_2018-2-2-2_cle8935ee.pdf
[19] Ces cartes ne concernent que la surface agricole, mais il est possible de les construire sur la surface totale, en prenant en compte notamment le poids de la forêt et des zones urbaines.
[20] Agreste : la statistique agricole au Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt Secrétariat Général. Service de la statistique et de la prospective. Site Internet : www.agreste.agriculture.gouv.fr
[21] SSP : Service de la Statistique et de la Prospective
[22] RGA : Recensement Général Agricole
[23] RAP : Réseau d'Avertissements Phytosanitaires

produits phytosanitaires, il est nécessaire de disposer de critères d'évaluation de ces risques. Les politiques actuelles de réduction des produits phytosanitaires en France, telles que le Plan Ecophyto 2018, utilisent essentiellement des indicateurs « de pression » (Pingault *et al.* 2009), dont l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) qui ne reflète pas les risques liés à la toxicité des produits sur la santé humaine et l'environnement. En complément aux indicateurs de pression (Indicateur de Fréquence de Traitement : IFT, Nombre de Doses Utilisées : NODU, Quantité de Substance Active : QSA ; Encadré 1), il existe des indicateurs dits d'impacts (Devillers *et al.* 2005) qui ont été développés pour permettre d'évaluer les risques des pesticides sur l'environnement et qui sont calculés à partir d'une charge de phytosanitaires. Ces indicateurs ne tiennent pas compte de la spécificité des matières actives et de leur toxicité. D'autres travaux sont orientés vers des indicateurs spécifiques à un seul organisme non-cible ou à un seul compartiment naturel. La littérature montre ainsi le manque d'indicateurs globaux (Zahm 2003) génériques, simples et modulables.

Encadré 1. La mesure de la pression phytosanitaire sur l'agriculture française : le NODU

Les dépenses des exploitations en produits phytosanitaires sont estimées, dans les comptes nationaux, à partir du RICA. Leur évolution en volume est donnée en utilisant un indice de prix issu de l'IPAMPA (Indice du Prix d'Achat des Moyens de Production Agricole).

Par méthode économétrique, il est possible d'affecter, à partir du RICA, les dépenses de pesticides aux différentes cultures pour chaque année. L'IPAMPA donne en outre des indices de prix spécifiques des pesticides par culture, ce qui permet d'apprécier l'évolution du volume de ces dépenses par culture. Dans le rapport Ecophyto R&D, les estimations ont été faites, pour 2006, en distinguant huit régions et en réagrégeant les résultats sur la France entière. Dans cette partie, les estimations ont été faites directement sur la France entière. Pour 2006, les résultats ne sont donc pas exactement équivalents dans les deux procédures. Pour la viticulture, Ecophyto R&D conduisait ainsi à estimer les pesticides par hectare à 394 euros alors que l'estimation présente donne 363 euros par hectare.

Pour les autres productions, les écarts sont minimes, ce qui confère une certaine solidité aux résultats. Le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) publie, par ailleurs, les quantités de substances actives vendues (QSA) sur le marché, à partir des données de l'UIPP[24]. Cet indicateur amalgame des substances actives dont la densité d'emploi est très différente (les fongicides minéraux tels le cuivre et le souffre pouvant s'utiliser à plusieurs kilos par hectare). Cet indicateur a été retenu dans le suivi du plan Ecophyto 2018 mais à côté d'un autre indicateur, le NODU (nombre de doses unité). Le NODU pondère la quantité vendue de chaque substance active par une dose qui lui est propre et qui correspond à la dose homologuée pour un traitement particulier. C'est donc un indice proche de l'IFT mais qui est calculé globalement, à partir des ventes, sans prendre en compte la possibilité de stockage et déstockage. Il peut être décliné selon la nature des pesticides (herbicides, fongicides, insecticides...) mais aussi selon le degré de toxicité des substances. Le NODU n'est calculé jusqu'à présent que pour 2008 et 2009.

Source : Butault *et al.* 2011.

2.2.2. Gestion des risques liés aux pesticides

Dans leur article *« Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures »*, Pingault *et al.* (2009) présentent l'utilité de l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) pour mesurer l'intensité du recours aux pesticides et évaluer les politiques publiques mises en place pour réduire l'utilisation des produits phytosanitaires, ce qui permet de diminuer l'impact de ces produits sur la santé humaine et

[24] UIPP : Union de l'Industrie de la Protection des Plantes

l'environnement. Pour gérer les risques liés aux pesticides, on doit connaître en premier lieu le cycle de vie des produits commercialisés et appliqués par les différents usagers et surtout les agriculteurs. En effet, les risques environnementaux et sanitaires des produits phytosanitaires sont toujours présents de l'amont de l'exploitation agricole (fabrication, transport et stockage), sur l'exploitation elle-même en passant par le remplissage du produit dans le pulvérisateur, l'application sur la parcelle et lors de l'élimination des déchets, jusqu'à son aval en marquant la présence des résidus de pesticides dans les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol) et sur les produits agricoles consacrés à la consommation animale et humaine.

Pingault *et al.* (2009) indiquent que, pour faire face à ces risques et agir pour les réduire, il existe deux stratégies différentes. La première consiste à évaluer les risques associés à chaque produit phytosanitaire, notamment les substances actives et analyser les risques liés à l'usage de ces produits et aux pratiques phytosanitaires. En effet, pour intervenir au niveau des risques associés aux pesticides, l'évaluation du risque de toxicité de chaque matière active est primordiale. D'une part, au niveau de la santé publique, il est indispensable de connaître le degré du danger de l'exposition de l'homme à chaque substance active qui se traduit par les phrases de risque de chaque produit, ainsi que les résidus des pesticides dans les végétaux et les produits transformés, destinés à la consommation (limite maximale de résidu LMR). D'autre part, au niveau environnemental, l'évaluation des risques de toxicité pour la faune et la flore est basée sur l'étude du devenir de chaque substance active et de son comportement dans les différents compartiments de l'environnement. L'évaluation du risque de toxicité sur l'environnement est aussi fondée sur l'analyse des propriétés physico-chimiques et éco-toxicologiques de chaque substance. Une étude des risques des matières actives doit être accompagnée par une autre étude concernant la préparation commerciale (i.e. des pesticides destinés à la commercialisation), ainsi que les conditions d'utilisation des produits phytosanitaires : mode d'emploi, délai avant récolte (DAR), nombre d'applications autorisé pendant une saison agricole, protection individuelle lors de l'application, zones non traitées (ZNT), etc. (Pingault *et al.* 2009).

La deuxième stratégie consiste à agir sur les pratiques phytosanitaires pour réduire les risques liés à l'utilisation des pesticides. Aubertot *et al.* (2005) indiquent que 90% des substances actives vendues en France sont utilisées par les agriculteurs. De ce fait, agir sur les pratiques agricoles, en particulier sur l'utilisation des produits phytosanitaires par les agriculteurs, représente un intérêt majeur dans la gestion des risques liés aux pesticides, ce qui doit aboutir aux trois objectifs suivants (Pingault *et al.* 2009) :

- réduire **l'exposition de l'applicateur ou de l'utilisateur**, par la limitation de la fréquence de contact avec les pesticides, en utilisant les équipements de protection individuelle et par un comportement adapté ;
- réduire **la pollution ponctuelle** qui correspond à des accidents ou à la mauvaise utilisation et l'application des produits, ainsi que l'organisation de collectes des emballages et des produits phytosanitaires non utilisés ;
- réduire **la pollution diffuse** d'origine agricole liée aux pratiques phytosanitaires, par la réduction du recours aux pesticides afin de diminuer les transferts des substances actives dans le milieu naturel, particulièrement vers les eaux superficielles et souterraines.

Par ailleurs, la réduction de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires peut être établie par l'usage raisonné des traitements et l'utilisation des pesticides dans le cadre d'une stratégie de gestion des pratiques agricoles, notamment des produits phytosanitaires, et de protection intégrée des cultures. Appliquer des traitements phytosanitaires raisonnés permet d'éviter les traitements systématiques, à savoir que l'agriculteur ne traite que lorsque les populations des bioagresseurs commencent à se développer sur la parcelle et dépassent le seuil d'intervention à partir duquel des pertes économiques sont à craindre (Pingault *et al.* 2009). En outre, la protection intégrée des cultures consiste à établir des conditions agronomiques défavorables pour le développement des bioagresseurs, par le biais d'une

combinaison de méthodes non chimiques (luttes culturale, génétique, physique, biologique), ce qui réduit le recours aux produits phytosanitaires sur la parcelle.

Pour réduire les risques de l'usage des produits phytosanitaires, une politique a été mise en place par le gouvernement français, dans le cadre du Grenelle de l'environnement, afin de s'engager pour l'avenir avec l'objectif de réduire de moitié l'utilisation des pesticides pendant dix ans jusqu'en 2018. Certes, pour chaque objectif d'une stratégie de gestion des pratiques agricoles, il existe des limites d'application liées principalement à la diversification des techniques culturales adoptées par les agriculteurs. Butault *et al.* (2010) indiquent que, pour atteindre l'objectif de réduire à 50% la consommation des pesticides d'ici 2018, la conversion d'une superficie agricole importante vers l'agriculture intégrée paraît nécessaire. Selon Aujas *et al.* (2011), ce basculement, en terme de changement profond, se base sur un choix plus stratégique au niveau de l'ensemble des pratiques agricoles (travail du sol, date et densité de semis, traitements, apport azoté, etc.), d'une part, avec l'objectif de réduire la pression des pathogènes et limiter ainsi la dépendance aux produits phytosanitaires et leur utilisation excessive, d'autre part, il se base aussi sur le choix de meilleures pratiques selon les exploitations qui doit prendre en considération les spécificités du milieu et s'y adapter.

Réduire l'usage des pesticides provoque non seulement un changement au niveau des pratiques agricoles, mais peut atteindre la cohérence des systèmes de production, vu que les produits phytosanitaires sont considérés comme un élément indispensable pour la maîtrise des risques phytosanitaires (Aujas *et al.* 2011). Meynard et Savini (2003) montrent que ces risques sont accentués en choisissant un système de production intensif. Parmi les pratiques culturales qui caractérisent l'intensification, nous pouvons citer : les doses d'azote élevées qui augmentent les risques d'adventices et de verse, ainsi que le semis précoce et dense qui accroît les risques d'attaques des pucerons et de maladies et plusieurs autres pratiques intensives qui peuvent accentuer les risques phytosanitaires.

Pour réduire le recours aux pesticides, il est essentiel de mettre en évidence le rôle du conseil et de l'information dans la gestion des risques phytosanitaires: « *En matière de protection phytosanitaire, le recours aux conseillers est fréquent, […], une réelle difficulté pour les agriculteurs à suivre les évolutions techniques et règlementaires dans le domaine des produits phytosanitaires* » (Aujas *et al.* 2011 : 22). En effet, les agriculteurs trouvent plusieurs contraintes à gérer leurs pratiques phytosanitaires et ils avouent la complexité d'usage, voire la mauvaise connaissance des produits et de leurs caractéristiques en termes de mode d'emploi et d'efficacité. Pour faire face à ces difficultés, les agriculteurs ont besoin d'une externalisation de cet élément du système de production (traitement phytosanitaire), qui se traduit par l'appui technique et l'expertise de techniciens phytosanitaires, de conseillers de chambres d'agriculture, d'experts privés, d'autres agriculteurs, etc. (Aujas *et al.* 2011).

L'accompagnement et l'appui technique vont non seulement aider les agriculteurs à mieux gérer leurs pratiques agricoles, en particulier les traitements phytosanitaires, mais aussi les aider dans leur prise de décision afin de réduire les charges de production et de maintenir un rendement élevé en termes de quantité et de qualité : « *la réduction des charges est un moyen de maintenir, voire d'augmenter la marge* » (Aujas *et al.* 2011 : 23). En effet, les objectifs des chambres d'agriculture, au niveau du conseil agricole, ont évolué d'une période à une autre : « *dans les années 1970, le conseil était purement technique. A partir de 1992, l'orientation vers l'optimisation des intrants a été prise. Aujourd'hui, l'objectif est de créer de la valeur ajoutée… L'agriculture intégrée correspond à une proposition de solution* » (Aujas *et al.* 2011 : 23).

Aujas *et al.* (2011) ont pu montrer différentes solutions préconisées pour réduire l'usage ainsi que les charges de pesticides, selon le type de structure de conseil à l'aide des enquêtes établies auprès des organismes d'information et de formation, des organismes d'approvisionnement et de collecte, des

chambres d'agriculture et des cabinets de conseil indépendants. Il s'agit d'un ensemble de solutions techniques qui vise la réduction de l'usage des pesticides et de leurs dépenses : tout d'abord, essayer d'adapter la nature du produit phytosanitaire au niveau du risque, autrement dit, mettre sur le marché des produits efficaces, caractérisés par un risque faible ; en second lieu, choisir des variétés plus résistantes aux maladies, et, enfin, augmenter le seuil de bioagresseurs à partir duquel il est conseillé de traiter ou d'agir en implantant des plantes pièges. Par ailleurs, des solutions à long terme peuvent aussi être efficaces pour réduire les pesticides, par la maîtrise de la pression phytosanitaire, telle que la pression des adventices en appliquant la technique de rotation (Aujas *et al.* 2011). Cette technique peut affronter des contraintes liées au marché, car : « *le choix des rotations est souvent considéré comme le résultat des besoins du marché, […], un compromis entre l'économique et l'agronomique* » (Aujas *et al.* 2011 : 25). Le principal point que nous pouvons retenir en termes d'usage des produits de traitements est le fait que tous les acteurs du conseil agricole s'accommodent de la nécessité de l'usage raisonné des produits phytosanitaires, plutôt que d'adopter l'approche du traitement systématique.

De manière générale, l'étude de la réduction de l'usage des pesticides élaborée par Aujas *et al.* (2011) et le défi du conseil des agriculteurs, permettent de distinguer plusieurs solutions pour réduire l'usage des pesticides et aboutir à de bonnes pratiques phytosanitaires telles que les recommandations conseillers-vendeurs qui précisent le mode d'application du produit (la date d'application du produit et la dose, etc.),alors que d'autres conseillers préconisent de réduire la fréquence de traitement (mesurer et évaluer l'IFT chaque année) en choisissant des variétés résistantes aux maladies et en modifiant les seuils d'intervention,sans oublier la minorité de conseillers qui propose des solutions plus globales au niveau des pratiques culturales en agissant sur les itinéraires techniques de production, la rotation ou le système de cultures. En outre, Aujas *et al.* (2011) indiquent que peu de conseillers favorisent la stratégie innovatrice qui vise la conversion en agriculture intégrée pour limiter la pression des bioagresseurs. Le recours faible à cette stratégie est due à la large domination des technico-commerciaux des coopératives et des négoces, au niveau de l'offre du conseil qui donnent aussi la priorité à l'efficience et la justification des traitements. Dans le même contexte, Aujas *et al.* (2011) ajoutent que : « *les outils d'aide à la décision disponibles ne permettent guère une approche systémique et donc peu adaptée pour concevoir des systèmes de culture intégrés* » (2011 : 29). Il existe ainsi des limites aux niveaux des méthodologies et des connaissances acquises pour développer les pratiques intégrées innovantes (Aujas *et al.* 2011).

2.2.3. Indicateurs d'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires

Selon l'OCDE[25] (1993), un indicateur est un paramètre ou une valeur dérivée de paramètres donnant des informations sur un phénomène donné. Selon le PNUE[26] (1996), un indicateur est une information finalisée ou « instrumentale » servant à caractériser une situation évolutive, une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à leur état actuel, ancien ou prochain. Dans une autre lecture, Adriaanse (1993) indique que l'indicateur est construit pour présenter ('*announce*'), révéler ('*reveal*') ou prescrire ('*notify*'). Il permet de mieux comprendre les situations difficiles, voire impossibles, d'évaluer directement, alors que pour Mitchell *et al.* (1995), un indicateur transmet une information concernant des systèmes complexes afin de les rendre plus compréhensibles. Depuis les années 90, les publications traitant des indicateurs environnementaux n'ont cessé de croître, notamment pour ce qui concerne les indicateurs de performance environnementale et de développement durable en agriculture (IFEN 1996, 1997 ; OCDE 1993, 1999 ; COPREN 2003).

[25] OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques
[26] PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

Selon la figure 20, qui indique le statut des différents indicateurs disponibles, en tenant compte des composantes du risque, il existe deux catégories d'indicateurs (indicateur de pression et indicateur d'état). Dans ces deux catégories, les indicateurs sont classés en trois groupes (Capillon *et al.* 2005) :

- Les indicateurs **de pression fondés sur les modèles d'estimation des émissions de pesticides** dans les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol) en tenant compte des propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires et des caractéristiques du milieu récepteur.
- Les indicateurs **de pression fondés sur les pratiques phytosanitaires de l'agriculteur**, qui peuvent être qualitatifs (application de telle ou telle technique de traitement) ou quantitatifs (dose appliquée sur la parcelle de chaque produit).
- Les indicateurs **d'état** fondés sur les impacts des produits sur le milieu récepteur et l'analyse de leurs effets sur les organismes qui y vivent.

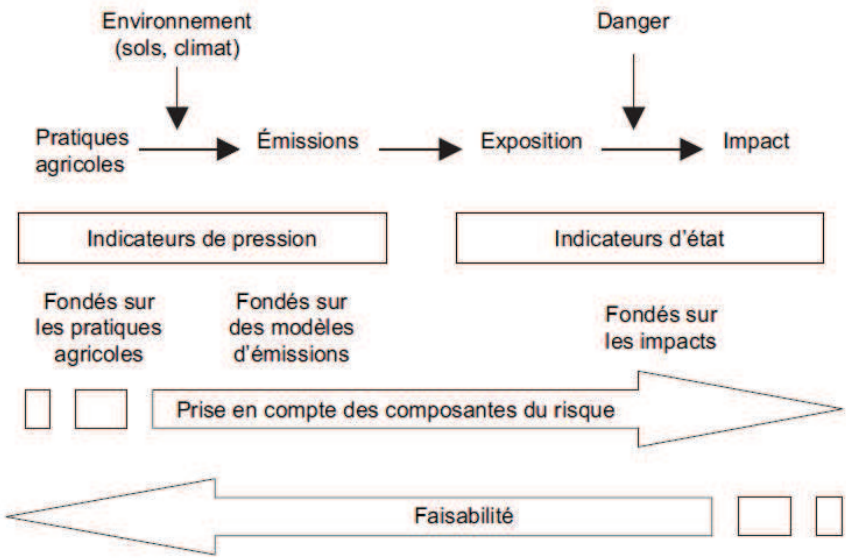


Figure 20. Impacts des pratiques agricoles sur l'environnement (Pingault *et al.* 2009)

Par ailleurs, prendre en considération les différentes composantes du risque représente un élément primordial dans la détermination du type d'indicateur pour évaluer les risques liés aux pesticides et notamment les pratiques phytosanitaires. Au niveau de la littérature, le risque correspond à la probabilité qu'un événement dangereux se concrétise dans des conditions bien déterminées. En effet, le risque associé aux produits phytosanitaires, principalement à la matière active, se traduit par la combinaison, présentée dans la figure 21, de l'exposition au produit (certaine quantité d'une substance active en contact avec les organismes vivants dans le milieu naturel) et le danger que représente cette substance en contact avec l'utilisateur des pesticides (Batsch 2011) ou avec d'autres organismes (Zahm 2003 ; Pingault *et al.* 2009).

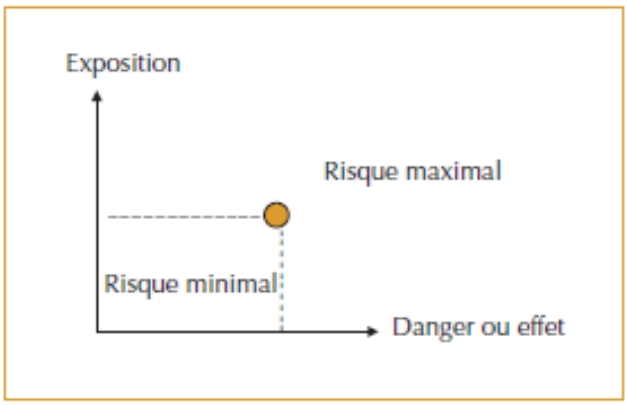


Figure 21. Positionnement des matières actives dans des zones de risques (Zahm 2003 ; Source méthode SIRIS)

Pingault *et al.* (2009) indiquent, dans leur article « *Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures* », que l'efficacité des politiques publiques et des stratégies de gestion et de développement durable doit être évaluée à la fois par des indicateurs d'état du milieu mais aussi par des indicateurs de pression permettant d'analyser les pratiques agricoles et d'améliorer notamment les pratiques phytosanitaires. En effet, il est indispensable d'approfondir les connaissances concernant les caractéristiques physico-chimiques et l'utilisation réelle des produits phytosanitaires, au niveau territorial et à l'échelle de l'exploitation et de la parcelle individuelle, pour une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires. Pour s'y mettre, l'utilité de la détermination des indicateurs qui associent l'état du milieu et la pression phytosanitaire semble nécessaire, afin d'évaluer et de mesurer l'impact et les effets des pratiques agricoles sur les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol), notamment sur la faune et la flore et la santé publique.

En outre, les deux indicateurs de pression fondés sur les pratiques agricoles, à savoir la « quantité totale de substances actives » utilisée ou vendue sur un territoire et le « nombre de traitements phytosanitaires appliqués » sur une parcelle (ou un ensemble de parcelles) au cours d'une campagne agricole, ne permettent pas d'effectuer une évaluation fiable de la pression phytosanitaire. En effet, ces indicateurs ne tiennent pas compte des caractéristiques propres (physiques et chimiques) de chaque matière active utilisée et considèrent qu'un kg de substance active, vendu ou appliqué sur une parcelle, à profil environnemental médiocre possède le même poids, au niveau de la pression phytosanitaire, qu'un kg de matière active à profil très satisfaisant (Pingault *et al.* 2009). Pour cela, le gouvernement français (ministère de l'Agriculture et de la Pêche), en 2006, a eu recours à un nouvel indicateur de pression phytosanitaire, mettant en considération les pratiques agricoles, l'utilisation réelle des produits phytosanitaires et leur évolution sur différentes échelles en partant de l'échelle individuelle sur la parcelle et l'exploitation jusqu'au niveau du territoire ou de la région. Cet indicateur est celui de la fréquence de traitement (IFT), fondé sur l'expérience danoise ; l'IFT reflète l'intensité du traitement et celle de l'utilisation des produits phytosanitaires au niveau de la parcelle en traduisant la pression phytosanitaire exercée sur l'environnement. De façon indirecte, cet indicateur permet de mesurer la dépendance des agriculteurs aux produits phytosanitaires. Selon Pingault *et al.* (2009), l'IFT détermine le « nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale », il est mesuré pour chaque produit utilisé sur la parcelle, selon la formule suivante, en appliquant le rapport entre la dose appliquée et la dose homologuée par hectare :

$$\textbf{IFT produit par ha} = \frac{\textbf{dose appliquée sur la parcelle par ha}}{\textbf{dose homologuée par ha de la culture considérée}}$$

$$\textbf{IFT parcelle} = \sum(\textbf{IFT produit par ha} \times \textbf{Surface traitée de la parcelle traitée (ha)}$$

$$\textbf{IFT pondéré/ha} = \frac{\sum \textbf{IFT parcelle}}{\textbf{Surface totale de la parcelle (ha)}}$$

Bien que l'IFT soit facile à calculer et à appliquer par les agriculteurs, il n'intègre pas les propriétés physico-chimiques ni commerciales spécifiques aux produits utilisés, si bien que l'IFT ne représente pas un indicateur de mesure du risque ou d'évaluation d'impact de l'utilisation des produits phytosanitaires sur les différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol), notamment la biodiversité (la faune et la flore) et la santé humaine. En effet, Pingault *et al.* (2009) indiquent que l'IFT représente un indicateur de « pression polluante » pour mesurer l'évolution du recours aux pesticides.

Par ailleurs, Zahm, en 2003, a élaboré une étude dans laquelle il dévoile les différentes méthodes de diagnostic des exploitations agricoles, notamment les pratiques phytosanitaires en intégrant l'optique de l'évaluation de l'impact environnemental des pesticides. Ainsi, deux approches d'analyse ont été mises en place : la première se base sur la modélisation des processus agronomiques propres aux pratiques agricoles, alors que la deuxième approche permet, à l'aide des indicateurs, de faire une évaluation indirecte des impacts des pratiques. Ces indicateurs peuvent être soit de pression polluante et ils tiennent compte de la pression liée aux activités agricoles sur l'environnement (Maurizi *et al.* 2002), soit d'état et ils représentent l'évolution des caractéristiques des milieux récepteurs (Zahm 2003). De plus, les indicateurs fournissent soit une information chiffrée sur un élément considéré comme primordial pour suivre ou analyser un programme ou une action (OCDE 1999), soit une indication non chiffrée qui est difficilement hiérarchisable sur une échelle de valeur telle que la classification du degré de toxicité des matières actives. Dans les deux cas, il reste difficile de mesurer et de classer les différents risques liés aux pratiques agricoles sur l'environnement. Cette difficulté est due à la complexité des liens existant entre pratiques agricoles et impacts sur l'environnement et l'indépendance entre ces deux éléments, ce qui rend cette relation difficile à résumer à un indicateur sur une seule échelle ou grille d'analyse (Zahm 2003).

L'évaluation de l'impact de l'emploi des pesticides, en particulier les matières actives phytosanitaires, sur l'environnement illustre cette difficulté de mesure. La complexité particulière de nombreuses cibles d'impacts potentiels, suite à l'utilisation des produits phytosanitaires, telles que : la contamination des eaux (souterraines et superficielles), de l'atmosphère (air), des effets sur la santé humaine (utilisateurs de pesticides, voisinages, consommateurs de produits agricoles), ainsi que sur les différentes espèces de la faune et la flore terrestres et aquatiques sont à l'origine de cette difficulté. Depuis l'année 2000, plusieurs programmes d'actions et de diagnostic agri-environnemental traitant de l'analyse et de l'évaluation des impacts des produits phytosanitaires utilisés en agriculture ont été mis en place par les deux ministères chargés de l'Agriculture, de l'Ecologie et du Développement durable, afin de réduire la pollution diffuse d'origine agricole et, en particulier, celle liée aux pratiques phytosanitaires (Encadré 2).

Encadré 2. Diagnostics et programme d'actions en faveur de la réduction des pollutions par les produits phytosanitaires

Depuis la fin de l'année 2000, les deux ministères chargés de l'Agriculture, de l'Écologie et du Développement durable ont lancé un programme national de lutte contre la pollution des eaux. Ce programme comprend des actions nationales et régionales.
Les actions régionales doivent inclure :
– des diagnostics à l'échelle de la région pour définir des zones ou bassins versants prioritaires d'action,
– des diagnostics à l'échelle de ces bassins versants,
– des diagnostics à l'échelle des exploitations dans ces bassins versants,
– des plans d'action pour lutter contre la pollution des eaux,
– des aides à l'investissement collectif dans ces zones prioritaires.
Chaque groupe régional est animé soit par la Direction régionale de l'agriculture et de la forêt (DRAF), soit par la Direction régionale de l'environnement (DIREN).
Courant 2002, 15 régions ont déjà réalisé une étude régionale des zones qui prennent en compte 125 bassins versants couvrant 2 millions d'hectares (Durand).

Source : Zahm (2003) Programme présenté dans la note de service du ministère de l'Agriculture : DGAL/SDQPV/ N2000-8111 du 18 Août 2000.

Ces efforts politiques sont souvent confrontés aux difficultés méthodologiques liées à l'évaluation de l'impact des pesticides sur l'environnement à partir d'indicateurs. Avoir des valeurs indicatives pertinentes était l'objectif des gestionnaires et des responsables politiques pour assurer l'installation de l'approche du développement durable au niveau d'un territoire. En effet, l'OCDE (1999, 2001) maintient quatre critères pour caractériser les Indicateurs Agri Environnementaux (IAE) :

- **La pertinence du point de vue de l'action publique** : l'indicateur doit mettre en exergue les problèmes environnementaux qui nuisent à la santé humaine et la biodiversité.
- **La justesse d'analyse** : l'indicateur doit être basé sur des connaissances scientifiques bien bâties.
- **La mesurabilité** : l'indicateur doit être calculé en utilisant des données réelles et actuelles.
- **La facilité d'interprétation** : l'indicateur doit être facilement appréhendé et assimilable.

De ce fait, Zahm retient que « *les indicateurs agri environnementaux sont des valeurs calculées, mesurables, comparables entre elles, facilement compréhensibles, représentatives des impacts favorables ou défavorables de l'agriculture sur l'environnement* » (Zahm 2003 : 19). Gras *et al.* (1989) ajoutent que « *les indicateurs sont des variables […] qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès […]. Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision* ». En effet, les indicateurs de risques sont souvent les plus demandés par les pouvoirs publics puisqu'ils les aident à développer des politiques visant la réduction et la gestion des risques, ainsi qu'à obtenir des outils d'aide à la décision afin de trouver des solutions aux problématiques de l'environnement. En revanche, pour évaluer l'impact complet d'un pesticide sur le milieu récepteur (eau, air, sol), l'indicateur de risque à déterminer doit intégrer les caractéristiques de mobilité, de persistance et les propriétés toxicologiques des matières actives à partir des essais d'écotoxicité sur les différentes espèces végétales et animales. En outre, cet indicateur de risque doit prendre en considération deux dimensions essentielles pour analyser les impacts des pratiques phytosanitaires : en premier lieu, l'exposition aux pesticides, comme étant un indicateur quantitatif qui résulte de la dispersion et de la concentration de la matière active dans les différents compartiments de l'écosystème et, en second lieu, la composante danger, considérée comme un indicateur qualitatif, qui décrit le degré de toxicité de la matière active (Figure 22).

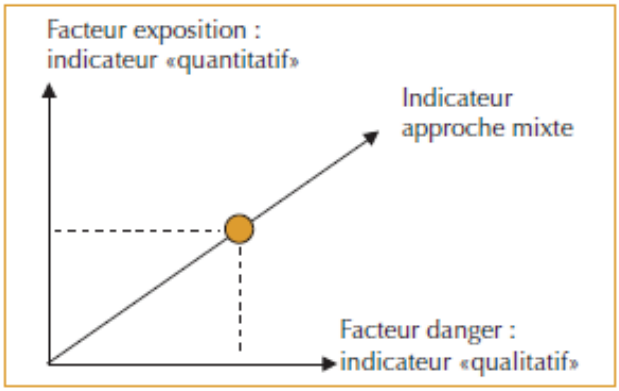


Figure 22. Type d'indicateurs pesticides selon l'approche (Zahm 2003)

La figure 22 illustre la combinaison de ces deux composantes qui aboutit à la construction d'un indicateur dans une approche mixte. En effet, cet indicateur s'attache à la fois aux risques liés à l'exposition mais aussi aux variables de toxicologie et d'éco-toxicologie des produits phytosanitaires. Dans ce sens d'ailleurs, selon Zahm (2003), « *le risque environnemental associé à la matières active est alors défini comme le rapport toxicité/exposition qui est comparé à une valeur seuil* ». De plus, l'analyse de l'exposition repose sur le comportement de la matière active dans le sol, de sa volatilisation dans l'air, de sa lixiviation ou de son ruissellement et de sa dégradation, tandis que les analyses de la toxicité se basent sur les essais de laboratoire sur différents organismes cibles (oiseaux, organismes aquatiques, vers de terre, abeilles) ou non cibles (flore et faune), dont l'homme aussi, qui sont présumés être exposés à un risque (Zahm 2003).

L'inventaire des indicateurs phytosanitaires dévoile que, parmi 17 méthodes généralistes analysées, 13 se basent sur une approche précisément quantitative de l'évaluation environnementale des matières actives utilisées (Zahm 2003). Les indicateurs pesticides développés selon ces 13 méthodes s'intéressent seulement à des critères quantitatifs : pourcentage de la superficie traitée, pourcentage de la dose homologuée apportée ou respectée, quantité de la matière active apportée par ha, etc. De plus, ces indicateurs ne prennent pas en compte les caractéristiques physico-chimiques et éco-toxicologiques des matières actives utilisées, afin d'identifier les impacts et se renseigner sur les risques de toxicité sur la santé humaine et l'environnement suite à l'emploi de produits phytosanitaires. Ainsi, ces indicateurs ne sont pas assez fiables pour une meilleure évaluation de l'impact des pesticides sur l'environnement et la santé humaine si l'on veut améliorer la gestion de l'utilisation des produits phytosanitaires.

Par ailleurs, les besoins affirmés par les pouvoirs publics, les collectivités territoriales et les responsables territoriaux sont plutôt orientés vers le suivi et l'évaluation des politiques publiques agricoles que vers le conseil aux agriculteurs et la gestion de leurs pratiques agricoles en terme de stratégies de traitement phytosanitaire. De ce fait, au plan scientifique, des travaux de recherche restent encore à mener pour surmonter la complexité des systèmes agro-environnementaux afin d'aboutir à (Zahm 2003) :

- valider les indicateurs agri-environnementaux par des mesures physiques sur terrain ;
- développer des méthodes de type multi-critères ;
- développer des méthodes de changement d'échelles (de la parcelle à l'exploitation, de l'exploitation au bassin versant) par l'extrapolation et l'agrégation des valeurs individuelles d'indicateurs ;
- développer des outils technologiques de collecte et d'enregistrement des données environnementales à l'échelle de l'exploitation agricole ;

- définir ou adopter des valeurs seuils ou des niveaux de références pour les indicateurs qui seront utiles dans le processus de décision au niveau d'un territoire.

2.3. Quels outils pour l'évaluation et la gestion des impacts d'utilisation des pesticides ?

2.3.1. L'utilité de la construction des indicateurs agri-environnementaux

Selon une étude réalisée par le Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles Respectueuses de l'Environnement (COPREN) en 2003, portant sur la maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole, le modèle Pression-Etat-Réponse (PER) est le plus adéquat pour l'établissement des indicateurs de pratiques agricoles (Figure 23). Pour cette étude, nous nous sommes basés sur trois types d'indicateurs (COPREN, 2003) :

- **les indicateurs de pression** donnant des précisions quand la pression est exercée par les activités humaines sur l'environnement ;
- **les indicateurs d'état** offrant une description de la situation environnementale ;
- **les indicateurs de réponse** permettant d'évaluer les efforts consentis pour résoudre un problème environnemental.

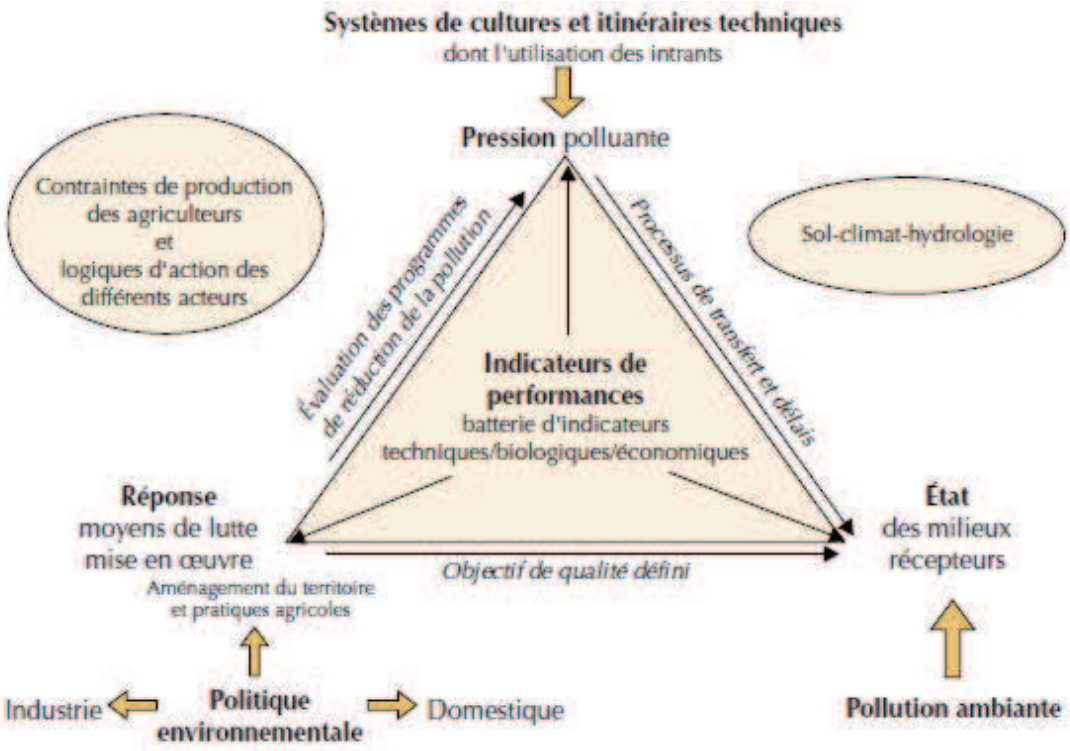


Figure 23. Représentation de l'approche Pression - Etat - Réponse dans le cas des pollutions de l'eau provenant des activités agricoles (CORPEN, 2003)

La détermination des indicateurs nécessite une organisation hiérarchique de l'information (Figure 24) tenant compte, d'une part, des objectifs souhaités par le demandeur et, d'autre part, de la portée que l'on veut attribuer à l'indicateur dans sa fonction d'information (Maurizi et Verrel 2002). Les différenciations entre les cinq niveaux d'informations traduisent les choix préalables en matière d'objectif, de méthodologie du travail et de critères de sélection (Figure 24).

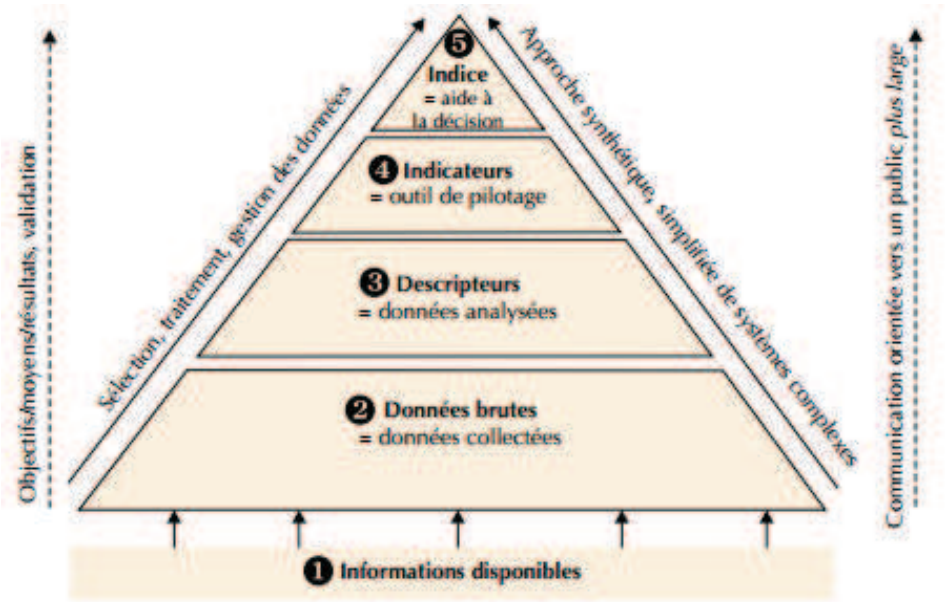


Figure 24. L'intégration synthétique des données dans un système d'information (Maurizi et Verrel 2002 ; inspiré de l'IFEN 1999)

Après la phase de collecte des informations sur le terrain, les données collectées sont sélectionnées et mises en forme pour servir à créer des bases de données bien structurées suite à une première étape de traitement des informations. Le descripteur simplifie, en quelque sorte, l'accès aux données brutes collectées pour les analyser et pour mieux les appréhender sans objectif de communication, comme par exemple : les doses de matière active appliquées, les superficies traitées, les produits commerciaux utilisés sur l'exploitation, etc. Cette étape est indispensable pour la bonne gestion des données et son utilité nous permet de franchir la phase de création d'outils d'aide à la décision qui se traduit par l'élaboration d'indicateurs et d'indices (Figure 24). Par ailleurs, l'étape de la détermination d'indicateurs apporte plus d'informations sur les données collectées et diffère du descripteur par la richesse de son contenu : il s'agit d'une valeur significative qui attribue un sens objectif et analytique aux données et qui peut être considérée comme un outil de pilotage. La principale caractéristique de l'indicateur est sa fonction de communication. De plus, la notion de valeur seuil, chiffrée si possible, est souvent liée à la création d'un indicateur, notamment de performance, et, la plupart du temps, elle est définie relativement aux objectifs attribués à l'indicateur dans le contexte d'évaluation d'une action ou d'une politique mise en place (Maurizi et Verrel 2002). Dans ce sens, Maurizi et Verrel ajoutent qu'un « *indicateur sans valeur seuil ou valeur objectif d'évaluation va décrire des tendances mais pourra plus difficilement permettre une évaluation* ». En effet, l'indicateur peut recouvrir la forme d'un descripteur ou une combinaison de variables (descripteurs) qui doivent être comparées à une valeur seuil, comme par exemple l'indicateur d'état pour la détermination de la concentration des nitrates dans les eaux destinées à l'alimentation humaine qui ne doit pas dépasser les 50 mg/l.

Une fois que les indicateurs ainsi que la valeur seuil ou objectif sont déterminés, nous pouvons arriver à la dernière phase permettant d'obtenir un indice qui va être défini comme un outil d'aide à la décision. Selon Maurizi et Verrel (2002), l'indice se caractérise par une fonction de communication ciblée sur un sujet bien déterminé ou une situation évolutive, voire une classification, afin d'analyser une action ou une politique de développement durable. En outre, la détermination d'indices traduit une approche résumée et simplifiée de systèmes complexes orientée, en terme de communication, vers un large public. Il est ainsi nécessaire d'organiser les étapes qui précèdent l'obtention de l'indice, dans le sens d'introduire différents intérêts ou points de vue pour donner aux décideurs sur les systèmes complexes (système de production, agricole, écosystème, etc.) l'information de façon simple et

synthétique. La sélection d'indicateurs et d'indices ainsi que leur validation, sur le plan scientifique et technique, en s'assurant de leur pertinence sont des tâches primordiales basées sur des critères soit de qualités intrinsèques, soit des éléments de faisabilité (Tableau 2).

Tableau 2. Les critères de sélection d'un indicateur établis d'après l'IFEN et une communication personnelle de Fr. Trocherie (Maurizi et Verrel 2002)

Critères de sélection : qualités intrinsèques ou éléments de faisabilité	
1- QUALITÉ DES DONNÉES scientifiques statistiques	
1.1 – validité scientifique	bases théoriques saines
1.2 – validité statistique	précision, fiabilité, robustesse
2- ÉLÉMENTS DE FAISABILITÉ	
2.1– disponibilité	accessibles et reproductives
2.2 – coût des données	acquisition et traitement des données
3 – PERTINENCE vis-à-vis du sujet : contribuer effectivement à l'objectif visé	
représentativité	3.1– spatiale : couverture géographique
	3.2 – temporelle : sensibilité aux évolutions structurelles
4 – PERTINENCE vis-à-vis des acteurs : répondre aux attentes des utilisateurs	
4.1– décideurs, utilisateurs	
	– définition d'un objectif quantifié ou existence d'une valeur de référence
	– possibilité de comparaison entre unités d'action
	– possibilité d'utilisation dans le cadre de scénarios prospectifs
	– intégration des liens entre pression-état-réponse
4.2 – public	
	simplicité
	lisibilité c.à.d. compréhension immédiate par le lecteur
	correspondance avec les centres d'intérêt du public

Selon Gassiat et Zahm (2010), il existe quatre critères pour choisir les indicateurs agro-environnementaux pertinents :

- le lien entre l'indicateur, l'enjeu environnemental et les pratiques agricoles : dans le cadre du dispositif MAE[27], **trois enjeux environnementaux** sont proposés : **ressources naturelles** (qualité des sols, qualité et quantité d'eau), **biodiversité** (faune et flore), **paysage** (rural et urbain) pour évaluer les pratiques agricoles et leur impact sur l'environnement ;
- le statut de l'indicateur sur la chaîne causale des effets (Tableau 3) : classification selon **quatre statuts** (état, suivi, pression et impact) ;
- l'échelle spatiale de calcul : mobilisation, en premier lieu, des données au niveau des exploitations agricoles, notamment des parcelles étudiées, et détermination d'indicateurs en fonction **des quatre échelles spatiales** : parcelle agricole, exploitation, zonages à enjeu environnemental, zonages administratifs (commune, département, région, nation) ;
- les variables de calcul et leur disponibilité dans les bases de données nationales : possibilité de calculer les indicateurs élaborés par les utilisateurs en se basant sur **des données dites secondaires** (collectées à partir d'enquêtes officielles ou bien renseignées dans des dossiers administratifs) et sur **des données dites primaires** (récoltées par l'évaluateur auprès des bénéficiaires sous forme de questionnaires, d'entretiens ou d'études de cas comme principaux outils d'enquête).

[27] MAE : Mesures Agro-Environnementales

Tableau 3. Statut des indicateurs agro-environnementaux (Gassiat et Zahm 2010)

Statut de l'indica-teur	Description	Objectifs	Exemple	
			Indicateurs	Objectifs
Indicateurs de pression (P)	Décrire les effets potentiels des activités agricoles sur l'environnement	Qualifier et quantifier les relations et conditions agro-environnementales sous-jacentes entre les pratiques agricoles et l'état de l'environnement	Solde du bilan apparent de l'azote	Rendre compte des effets des MAE sur la qualité de l'eau suite à une modification de la fertilisation
Indicateurs d'état (S)	Renseigner sur l'état des milieux naturels (à partir de données bio-physico-chimiques)	Établir un diagnostic ou une situation de référence	Taux d'azote dans l'eau Niveau des nappes phréatiques	Rendre compte de la qualité intrinsèque (ou quantité) du milieu aquatique
Indicateurs d'impact (I)	Décrire les effets ultimes causés par les changements de pratiques (agricoles)	Mesurer la pression, ainsi que le risque associé à la pression (croisement de la pression et de la sensibilité environnementale)	Taux de mortalité des individus, Espérance de vie	Rendre compte de l'impact du programme au niveau global et spécifique
Indicateurs de suivi (R)	Informer sur la consommation des ressources financières et la situation des réalisations	Élaborer le système de suivi du programme	Nombre de bénéficiaires Taux de surfaces contractualisées	Rendre compte des réalisations du programme

Pour conclure, Maurizi et Verrel (2002) indiquent qu'il est nécessaire d'établir une fiche pour décrire l'indicateur, sa méthode de calcul, les bases de données mobilisées pour son calcul, son utilité au niveau opérationnel, ses limites d'application, etc. En outre, pour qualifier un indicateur comme un bon outil de décision, il doit s'adapter aux changements attendus, être basé sur des données crédibles, voire réelles et facilement accessibles, et être appréhendé et admis par les utilisateurs en répondant à leurs attentes, à savoir les agriculteurs, les conseillers agricoles, les responsables et les gestionnaires territoriaux.

2.3.2. Conception des indicateurs agri-environnementaux dans notre étude : IRSA et IRTE

Pour mener une politique de prévention des risques dus à l'emploi de produits phytosanitaires, il est nécessaire de disposer de critères d'évaluation de ces risques (Vercruysse et Steurbaut 2002). Les politiques actuelles de réduction des produits phytosanitaires en France, telles que le Plan Ecophyto[28] 2018, utilisent essentiellement des indicateurs « de pression » (Pingault *et al.* 2009), dont l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) qui ne reflète pas les risques liés à la toxicité des produits sur la santé humaine et l'environnement. Plusieurs types d'indicateurs ont été développés pour répondre à la demande croissante des parties prenantes concernées par l'usage des pesticides, afin d'obtenir des outils d'évaluation et de gestion d'impacts des pratiques phytosanitaires (Finizio and Villa 2002 ; Bockstaller and Girardin 2003 ; Zahm 2003 ; Bockstaller *et al.* 2008 ; Bockstaller et al. 2009 ; Damalas and Eleftherohorinos 2011). En complément aux indicateurs de pression (Indicateur de

[28] http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/plan_ecophyto_2018-2-2-2_cle8935ee.pdf

Fréquence de Traitement : IFT, Nombre de Doses Utilisées : NODU, Quantité de Substance Active : QSA), il existe des indicateurs dits d'impacts (Reus *et al.* 2002 ; Devillers *et al.* 2005 ; Damalas and Eleftherohorinos 2011). Ces derniers ont été conçus pour permettre d'évaluer les risques générés par les pesticides sur l'environnement. Ils sont calculés à partir d'une charge de phytosanitaires en utilisant la modélisation et des logiciels spécifiques (exemple : EPRIP 2.1 *Environmental Potential Risk Indicator for Pesticide*) pour mettre en place des stratégies de gestion durable de lutte contre les bioagresseurs (Trevisan *et al.* 2009). Ces indicateurs ne tiennent pas compte de la spécificité des matières actives et de leur toxicité (Zahm *et al.* 2009). D'autres travaux sont orientés vers des indicateurs spécifiques à un seul organisme non-cible ou à un seul compartiment naturel. La littérature révèle ainsi le manque d'indicateurs globaux (Zahm 2003 ; Gassiat et Zahm 2010 ; Feola *et al.* 2011) génériques, simples et modulables (Maurizi et Verrel 2002).

Sur les territoires, les différents acteurs de terrain (agriculteurs, gestionnaires, conseillers agricoles, techniciens de chambres d'agriculture et de coopératives, etc.) soulignent le besoin d'indicateurs de gestion des risques des pratiques phytosanitaires qui doivent être synthétiques et adaptables aux circonstances de l'environnement récepteur et de la parcelle cultivée (Van der Werf 1996). Parmi les critères de création d'indicateurs, la prise en compte de différentes échelles spatiales (parcelle culturale, exploitation, bassin versant, région agricole, etc.) (Encadré 3) doit être considérée (Bergkvist 2004 ; Gassiat et Zahm 2010).

Encadré 3. Les différents niveaux spatiaux d'investigation envisagés

Parcelle (ou îlot de parcelles) : **unité de décision technique de l'agriculteur**

La parcelle est considérée ici comme une notion agronomique et non cadastrale. C'est l'unité de base pour la gestion agronomique et la mise en œuvre effective des pratiques. La notion de sole est souvent préférée pour l'azote afin de tenir compte de la succession culturale.

C'est à ce niveau que se raisonnent et se réalisent la fertilisation (ajustement des pratiques aux objectifs de rendement définis, notion de bilan prévisionnel des apports) et les traitements phytosanitaires. C'est le premier niveau d'enregistrement des pratiques, de données spécifiques et détaillées.

Exploitation : unité de responsabilité et de décision stratégique de l'agriculteur

L'échelle de l'exploitation est incontournable pour la mise en œuvre de mesures. C'est à son niveau que l'agriculteur doit identifier et apprécier les risques liés à ses pratiques, faire des choix stratégiques et en déterminer les modalités techniques.

C'est un niveau d'enregistrement des pratiques et le premier de synthèse des informations : celles-ci résultent souvent de l'agrégation des valeurs des variables du niveau inférieur mais constituent des données intéressantes.

Bien qu'ils soient fortement liés, il ne faut pas confondre les indicateurs :

- nécessaires au pilotage agronomique de l'exploitation et des parcelles, destinés à l'agriculteur. Ils relèvent bien souvent des conseils prodigués par les prescripteurs, les conseillers agricoles en collaboration avec les Instituts et les Centres Techniques Agricoles,
- et ceux relatifs à la mise en œuvre des mesures du plan d'action à l'échelle de l'exploitation qui nous intéressent dans ce travail.

Bassin versant (ou sous - bassin) : unité hydrologique, considérée ici comme unité d'aménagement collectif (× 100 ha)

Le terme « bassin versant » désigne l'aire d'alimentation soit d'un cours d'eau (ou d'un plan d'eau) superficiel, soit d'une nappe d'eau souterraine quel qu'en soit le régime (impluvium).

C'est la base de travail pour la connaissance et la compréhension du milieu, pour la description des systèmes d'exploitation et des contraintes liées au milieu et à son environnement socio - économique afin de mettre en place des plans d'action. Pour des raisons opérationnelles, comme la taille du bassin

versant, le type d'occupation des sols ou le nombre d'agriculteurs, on peut être amené à travailler à l'échelle d'un **sous bassin – versant.**

Territoire : unité géographique qui doit être précisée (pays, terroirs, petites régions agricoles...), unité sociologique pour les actions locales

Cette unité recouvre une action collective qui peut aussi être définie par produit, filière, système de production, etc. En fait, la notion de territoire varie selon l'objectif de l'action menée. Elle facilite la mise en œuvre d'action par la présence d'interlocuteurs privilégiés, elle intègre mieux les centres d'intérêts, les zones d'influence des conseillers agricoles, l'animation, etc. «…Toujours en ce qui concerne les efforts entrepris ou à entreprendre, notamment sur la base du volontariat des acteurs, contre la pollution diffuse, l'entité sociologique de communauté l'emporte souvent sur la logique purement hydrographique. La notion de « terroir » ou de « pays » peut s'avérer une base pertinente pour l'action locale » (rapport du Commissariat au plan précité).

Source : CORPEN 2003.

En effet, le besoin d'outils opérationnels de terrain, d'aide à la réflexion pour la gestion des risques phytosanitaires, à la fois sur la santé humaine et sur les différents compartiments de l'environnement, nous a conduit à développer, en nous basant sur des travaux norvégiens (NRI) (Spikkerud 2000 ; Spikkerud *et al.* 2004), québécois (IRPeQ) (Samuel *et al.* 2012) et sur ceux du groupe de travail européen FOCUS (Boesten *et al.* 1997 ; Linder *et al.* 2001 ; Klein *et al.* 2003), des indicateurs permettant d'évaluer les risques phytosanitaires au niveau de la santé humaine (IRSA : Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur, anciennement IRTH) (Mandart *et al.* 2010 ; Le Grusse *et al.* 2012 ; Ayadi 2013) et de l'environnement (IRTE : Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement) (Ayadi *et al.* 2012 ; Ayadi 2013). L'origine des indicateurs (IRSA, IRTE), que nous avons développés au cours de nos travaux de recherche, se manifeste dans les principaux objectifs de création de l'indicateur de risque des pesticides du Québec (IRPeQ). Cet indicateur comprend deux volets : IRPeQ-santé (s'appuie sur des indices de toxicité aiguë et chronique) et IRPeQ-environnement (tient compte des propriétés des pesticides : devenir, comportement dans l'environnement et le potentiel éco-toxicologique). Ces deux indicateurs permettent d'analyser et d'évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides à différents niveaux (le producteur, l'entreprise ou le secteur, etc.). Par ailleurs, nos indicateurs (IRSA et IRTE) se différencient de ceux des Québécois par leur adaptation aux normes européennes, en prenant en considération les homologations et les règlementations européennes (Balderacchi et Trevisan 2010).

L'IRSA représente un indicateur à notation, générique et modulable suivant le cas d'application (Annexe 2). Son objectif est de définir un indice de risque de santé qui représente « le risque potentiel d'une matière active contenue dans une préparation commerciale donnée et selon son utilisation » (Samuel *et al.* 2012). Il évalue les toxicités aiguës et chroniques des produits phytosanitaires en considérant les propriétés physico-chimiques et toxicologiques des matières actives. Il exprime aussi le risque associé à l'utilisation du produit en prenant en compte l'exposition liée au type de formulation, au milieu et à la technique d'application. L'indicateur se calcule en **deux phases**.

La première consiste à déterminer un indice de risque de toxicité (IRT) liée aux matières actives en tenant compte des propriétés physico-chimiques, des phrases de risque associées aux matières actives issues des dossiers d'homologation, de leur facteur de persistance (bioaccumulation dans les tissus vivants) et d'un classement de leur niveau de toxicité aigu et chronique (Mandart *et al.* 2010 ; Le Grusse *et al.* 2012 ; Ayadi 2013 ; Mghirbi *et al.* 2015). Ainsi, une note est attribuée à chacun de ces deux types de toxicité (aiguë et chronique) par matière active. Le principe de notation se résume dans une relation de proportionnalité : plus la note est élevée, plus le risque est important (Finizio *et al.* 2001 ; Labite *et al.* 2011). L'indice de risque toxicologique (IRT) d'une matière active (m.a.) est donc défini selon la formule suivante (Samuel *et al.* 2012) :

$$\mathbf{IRT\ m.a.} = ([\mathbf{toxicité\ aiguë} + (\mathbf{toxicité\ chronique} \times \mathbf{facteur\ de\ persistance})]^{\mathbf{2}})/\mathbf{10}$$

- **La toxicité aiguë** par voie orale, cutanée et par inhalation représentée par les DL50 orale ou cutanée et CL50 (DL50 et CL50: Dose Létale et Concentration Létale entraînant la mort de 50 % d'une population animale expérimentale) ainsi que les irritations cutanée, oculaire et respiratoire.

- **La toxicité chronique** : risques liés au cancer, à la reproduction et au développement, la neurotoxicité et les perturbateurs endocriniens, etc.

- **Le Facteur de persistance** (FPer) : prend en considération la demi-vie des molécules et de leur bioaccumulation dans les tissus vivants.

Ces données sont issues de **la base Footprint**[29] (Lewis *et al.* 2016) et des phrases de risques issues **des dossiers d'homologation**.

La **deuxième phase** correspond à la pondération de l'indice de risque toxicologique (IRT) des matières actives par différents facteurs liés à la préparation commerciale et son application. Pour chaque valeur calculée de ces facteurs, un coefficient est attribué (Annexe 2). Les facteurs de pondération sont les suivants :

- **Facteur de formulation (FPf)**

Il s'agit d'un facteur qui met en évidence le risque d'exposition. Selon le type de formulation, les produits phytosanitaires peuvent se répartir en deux groupes (Samuel *et al.* 2012) : ceux à risque d'exposition moindre (produits sous forme solide non volatile) et ceux à risque d'exposition plus élevé (produit liquide ou solide volatil).

- **Facteur de concentration (FCP)**

La concentration de la matière active dans la préparation commerciale ainsi que la dose appliquée représentent des éléments importants de modulation du niveau de risque d'exposition (Samuel *et al.* 2012). Il est donc nécessaire de prendre en considération ces variables dans le calcul du risque pour une préparation commerciale. Ce facteur de concentration (FCP) est déterminé à partir de la dose appliquée par l'agriculteur et de la concentration de la matière active dans le produit.

- **Facteur lié à la technique et/ou au lieu d'application du produit (FPa)**

A l'échelle de l'exploitation agricole, les informations nécessaires à l'intégration d'un facteur d'ajustement lié à la technique et/ou au lieu d'application (FPa) sont facilement accessibles. Selon Samuel *et al.* (2012), trois niveaux de risque sont alors considérés, selon le type de pulvérisateur (système antidérive ou non) et celui d'application : en hauteur (arboriculture), vers le sol (grandes cultures, maraîchages, etc.) ou produit incorporé.

L'indicateur de risque de toxicité sur la santé applicateur d'une matière active (m.a.) est donc calculé selon la formule suivante (Samuel *et al.* 2012) :

$$\mathbf{IRSA\ \ m.a.} = \mathbf{IRT\ m.a.} \times \mathbf{FPf} \times \mathbf{FCP} \times \mathbf{FPa}$$

Dans le cas où le produit phytosanitaire contient plusieurs matières actives, l'IRSA du produit correspond à la somme des IRSA des matières actives présentes dans la préparation commerciale :

$$\mathbf{IRSA\ produit} = \sum \mathbf{IRSA\ m.a.}$$

[29] La FOOTPRINT PPDB est une base de données sur les propriétés physico-chimiques, éco-toxicologiques et toxicologiques des pesticides. Les données contenues dans cette base sont accessibles en ligne. Cette base de données est issue du projet de recherche FOOTPRINT (Functional TOOls for Pesticide RIsk AssessmeNt and managemenT) qui a été cofinancé par la Commission Européenne http://www.eufootprint.org/fr/. Cette base de données (PPDB Pesticide Properties DataBase) est maintenue et distribuée par l'Université anglaise de Hertfordshire.

L'IRSA peut être calculé à différentes échelles spatiales : parcelle, exploitation à l'aide des formules suivantes :

$$\textbf{IRSA parcelle} = \sum \textbf{IRSA produit} \times \textbf{Surface traitée de la parcelle (ha)}$$

$$\textbf{IRSA exploitation} = \sum \textbf{IRSA parcelle}$$

$$\textbf{IRSA pondéré/ha} = \frac{\sum \textbf{IRSA parcelle}}{\textbf{Surface totale de la parcelle (ha)}}$$

Jusqu'à arriver à la détermination de l'IRSA au niveau du bassin versant ou du territoire étudié :

$$\textbf{IRSA bassin versant} = \sum \textbf{IRSA exploitation}$$

L'IRTE est un indicateur à notation, déterminé par la somme de six variables évaluant les impacts éco-toxicologiques sur les organismes vivants non-cibles (des invertébrés terrestres : vers de terre et abeilles domestiques ; des oiseaux herbivores : Colin de Virginie, et granivores : canard colvert ; des organismes aquatiques : poissons, daphnies, algues et plantes aquatiques) et les comportements physicochimiques dans le milieu récepteur (mobilité, persistance dans le sol et bioaccumulation) (Samuel *et al.* 2012 ; Ayadi 2013). Il attribue à ces variables un poids (une note de 0 à 8 qui représente le niveau de toxicité), avant de les intégrer au calcul, à partir d'un ratio toxicité/exposition (Tableau 4). Ces indicateurs à notation (IRSA et IRTE) sont génériques et modulables suivant les pratiques phytosanitaires (préparation commerciale, caractéristiques physicochimiques, éco-toxicologiques et techniques d'application), l'échelle spatiale (lieu d'application : plein champs, sous serre, jardin, etc.), ainsi que selon les conditions du milieu physique et/ou de l'environnement récepteur (facteur d'interception de la culture, potentiel de dérive, de ruissellement et de drainage) (Communauté Européenne (CE) 2004 ; Samuel *et al.* 2012).

Tableau 4. Ratios Toxicité/Exposition de références définies réglementairement dans la directive d'homologation des produits

Espèce animale	**Toxicité aiguë/à court terme**	**Toxicité chronique**
Oiseaux et autres vertébrés terrestres	DL50[30]/exposition > 10	CSEO[31]/exposition > 5
Poissons et daphnies	CL50[32]/exposition > 100	CSEO/exposition > 10
Algues	Inhibition de la croissance des algues/exposition (concentration dans la mer) > 10	-
Vers de terre	DL50/exposition > 10	CSEO/exposition > 5
Abeilles	DHm.a.[33]/DL50 < 50	-

Source : Directive 91/414/CEE

[30] DL50 : Dose Létale qui tue 50 % d'une population expérimentale
[31] CSEO : Concentration Sans effets Observés d'une matière active
[32] CL50 : Concentration Létale qui tue 50 % d'une population expérimentale
[33] DHm.a. : Dose Homologuée de la matière active

L'IRTE a également été mesuré grâce à une formule qui tient compte des paramètres et des différentes composantes de l'environnement en contact direct ou indirect avec les risques de toxicité causés par les produits phytosanitaires (Annexe 3). Malgré la complexité du système écologique et environnemental, il existe une certaine interaction entre les différentes composantes (faune et flore) de ce système et les facteurs de toxicité par les pesticides (mobilité, persistance, bioaccumulation). De plus, une évaluation de la situation environnementale est notamment nécessaire pour la détermination de l'impact et des effets de l'utilisation des produits phytosanitaires sur l'environnement. Dans notre étude, seul l'IRTE aigu est pris en compte, étant donné le manque de données sur l'évaluation de la toxicité chronique liée aux pesticides sur les organismes vivants.

Les formules utilisées pour le calcul de l'IRTE sont les suivantes (Samuel *et al.* 2012 ; Ayadi 2013) :

$$\textbf{IRTE matière active produit} = [\mathbf{1,75} \times (\mathbf{T} + \mathbf{O}) + \mathbf{A} + \mathbf{M} + \mathbf{P} + \mathbf{B} + \mathbf{1}]^2$$

$$\textbf{IRTE produit} = \sum \textbf{IRTE m.a.p.}$$

Avec : T = Note max de toxicité aiguë des organismes terrestres (vers de terre et abeilles).

O = Note de toxicité aiguë des oiseaux.

A = Note max de toxicité aiguë des organismes aquatiques (poissons, daphnies, algues, plantes aquatiques).

M = Mobilité de la matière active.

P = Persistance de la matière active.

B = Bioaccumulation de la matière active.

La raison pour laquelle la somme des variables est élevée au carré s'explique par la nécessité d'avoir une plus grande distribution des valeurs et de mettre en évidence les produits phytosanitaires à fort risque potentiel. Une plus grande importance dans l'évaluation des risques est attribuée aux organismes terrestres, puisqu'ils sont les plus directement exposés lors d'un traitement. De ce fait, les variables T et O sont donc multipliés par 1,75 (Samuel *et al.* 2012). Le but de cette valeur multiplicative est de porter à 60 % les impacts éco-toxicologiques de l'indicateur IRTE et à 40 % les variables physico-chimiques (M, P, B) relatives au devenir environnemental (Samuel *et al.* 2012).

Concernant le calcul de l'IRTE sur différentes échelles, nous avons établi les formules suivantes :

$$\textbf{IRTE parcelle} = \sum \textbf{IRTE produit} \times \textbf{IFT/ha} \times \textbf{Surface traitée de la parcelle (ha)}$$

$$\textbf{IRTE exploitation} = \sum \textbf{IRTE parcelle}$$

$$\textbf{IRTE pondéré/ha} = \frac{\sum \textbf{IRTE parcelle}}{\textbf{Surface totale de la parcelle (ha)}}$$

$$\textbf{IRTE bassin versant} = \sum \textbf{IRTE exploitation}$$

Pour automatiser les calculs de l'IRSA et de l'IRTE et leurs sous-indicateurs, un logiciel « EToPhy[34] » a été développé entre 2010 et 2014 dans le cadre du projet TRam. Ce logiciel se base principalement sur la jointure de deux bases de données ; Footprint (propriétés physico-chimiques, éco-toxicologiques

[34] **EToPhy software (2011)**, APP deposit no : IDDN.FR.001.060017.000.D.C.2011.000.31500

et toxicologiques des pesticides) et Agricommand[35] (propriétés commerciales des pesticides : formulation, composition, cible, dose homologuée, etc.). Par la suite, ces indicateurs sont utilisés comme paramètres dans des outils interactifs d'aide à la décision au niveau d'une exploitation agricole ou d'un territoire dans le cadre d'une approche participative (Ayadi 2013 ; Ayadi *et al.* 2014).

Conclusion du chapitre 2

L'agriculture mondiale et, en particulier, française a vécu une évolution remarquable après la seconde guerre mondiale en terme d'usage des intrants (engrais, pesticides,…) pour augmenter et améliorer la production (en quantité et en qualité). En revanche, des effets négatifs sont apparus à cause de l'usage excessif de ces intrants, en particulier celui des produits phytosanitaires qui favorisent l'augmentation des risques de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement. La diffusion de ces produits dans l'air, le sol et l'eau génère, comme l'affirment les différents acteurs territoriaux et les chercheurs (Rathore and Nollet 2012 ; Charbonnier *at al.* 2015), des effets néfastes voire irréversibles sur les différents compartiments de l'environnement et sur la santé publique. Ces effets négatifs se traduisent par la dégradation de l'écosystème, en particulier celui des ressources en eau (Vighi and Funari 1995 ; Arias-Estévez *et al.* 2008 ; Finizio *et al.* 2011) et par l'augmentation des risques de maladie pour les agriculteurs (Kirkhorn and Schenker 2002 ; Kamel and Hoppin 2004 ; Costello 2009), voire même pour leurs voisins. En conséquence, les parties prenantes (décideurs politiques, gestionnaires, agriculteurs, conseillers agricoles, etc.) sont de plus en plus conscientes de la problématique de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. Cependant, les intérêts divergents des différents acteurs au niveau d'un territoire, entre les activités agricoles, la protection de la santé humaine et de l'environnement, ainsi que la conservation de la biodiversité compliquent le processus de gestion des risques liés à la pollution diffuse.

Une question se pose alors : Que devons-nous développer comme indicateurs et comme outils pour la gestion des risques liés à la pollution diffuse ? Dans le cas des pesticides, le risque associé à l'utilisation de produits phytosanitaires est la probabilité conjointe à l'exposition au produit (certaines quantités de substance active en contact avec des organismes vivants dans l'environnement) et à l'effet ou au danger de cette substance en contact avec l'utilisateur de pesticides ou d'autres organismes (Zham 2003 ; Pingault et al 2009 ; Damalas and Eleftherohorinos 2011). Par conséquent, pour que les systèmes de notation du risque soient informatifs, la toxicité et l'exposition doivent être intégrées pour estimer le risque associé à l'utilisation des pesticides (Peterson *et al.* 2014). Cependant, il existe plusieurs modèles et méthodes développés pour estimer l'exposition de l'environnement aux pesticides, par exemple : PRZM-EXAMS, T-REX (FOCUS 2001 ; USEPA 2005, 2006, 2007, 2012). En outre, la capacité d'estimation de la probabilité qui correspond à l'exposition et à la toxicité (risque) est actuellement relativement simple (Peterson *et al.* 2014), et tous les travaux de recherche sont basés sur les caractéristiques physico-chimiques et éco-toxicologiques issus des bases de données accessibles (par exemple : FOOTPRINT au niveau européen) et les propriétés commerciales des pesticides disponibles, afin de déterminer les risques de l'usage de ces produits.

Face aux enjeux agronomiques, environnementaux et économiques, les décideurs politiques ont mis en place des stratégies de gestion de la pollution diffuse à travers des mesures agro-environnementales (MAE) et des plans d'actions tels que « Ecophyto 2018 » ou « Ecophyto 2025 » qui visent à réduire l'utilisation des pesticides en France. En revanche, les dispositifs mis en place s'intéressent plutôt à la réduction des quantités appliquées de produits phytosanitaires tels que l'IFT, NODU, QSA (Champeaux 2006 ; Pingault *et al.* 2009 ; Butault *et al.* 2011) tout en négligeant le volet du

[35] Base Agricommand ou Bas'@gri est un service de mise à disposition des données techniques et réglementaires des agrofournitures qui sont déposées et mises à jour chaque semaine. Bas'@gri est fourni par la société privée Lexagri http://www.lexagri.com/basagri.php, une Société de Service d'Ingénierie Informatique (SSII) spécialisée dans la création de bases de données au service de la filière agricole et agro-alimentaire.

risque d'utilisation des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement. D'où l'utilité du développement des indicateurs d'impact ou de risque : l'IRSA et l'IRTE (Samuel *et al.* 2012 ; Ayadi 2013 ; Mghirbi *et al.* 2015) qui permettent d'évaluer les risques de toxicité et d'aboutir à une analyse complémentaire des pratiques phytosanitaires entre la pression (IFT) et les risques de l'usage des pesticides (IRSA et IRTE). Ces indicateurs agri-environnementaux sont considérés comme des outils d'aide à l'évaluation au service de la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires (l'usage des pesticides). Ces indicateurs peuvent servir de paramètres dans des outils d'aide à la décision pour la gestion des risques liés à la pollution diffuse à différentes échelles (parcelle, exploitation, bassin versant), à l'aide des techniques de modélisation des exploitations agricoles et du SIG. Ces outils permettront de présenter des alternatives visant à réduire les risques de toxicité liés aux pesticides et à trouver des compromis entre les différents acteurs pour une meilleure gestion de la pollution diffuse au niveau d'un territoire.

CHAPITRE 3. LES OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION : LA MODÉLISATION ET LE SIG POUR LA GESTION DE LA POLLUTION DIFFUSE LIEE AUX PESTICIDES

Au niveau d'un territoire agricole, plusieurs acteurs (agriculteurs, gestionnaires, conseillers agricoles, décideurs publics, etc.) partagent souvent les mêmes problématiques et des intérêts communs. Ils expriment leurs besoins en terme de dispositifs d'aide à la décision, afin de trouver des solutions fiables et d'aboutir à la mise en place de stratégies de gestion et de développement territorial. Les outils d'aide à la décision permettent, à la fois, de fournir des informations aux différents acteurs et de choisir, parmi plusieurs propositions, celles qui conviennent aux objectifs et aux critères définis par chaque acteur. La construction de ces outils d'aide à la décision se base, d'une part, principalement sur l'approche de la modélisation à l'aide de techniques de programmation mathématique, de la cartographie et des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) et, d'autre part, sur l'intégration des indicateurs d'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires dans ces outils. Ces éléments vont permettre de fournir aux acteurs des outils d'aide à la décision pour gérer au mieux la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides en agriculture dans le cadre d'une approche participative (Ayadi 2013 ; Ayadi *et al.* 2014).

3.1. Modélisation des exploitations agricoles

3.1.1. Programmation mathématique appliquée à l'économie agricole

Dès les premiers jours de leur apparition, les méthodes quantitatives ont joué un rôle crucial dans l'économie agricole. Leur champ d'application a été naturellement contraint, lorsque les calculs ont été faits en utilisant un crayon et un papier, des calculatrices manuelles, voire même des calculatrices bureautique. L'avènement de la grande capacité des ordinateurs électroniques a permis aux chercheurs d'effectuer des analyses systématiques de problèmes empiriques beaucoup plus complexes. Avec l'introduction très récente et la propagation rapide des micro-ordinateurs à grande vitesse, il est maintenant tout à fait possible pour les décideurs d'effectuer leurs propres analyses plutôt que de s'appuyer entièrement sur le travail des autres. Le principal obstacle d'une analyse quantitative pertinente et utile est de passer du processus de solution mécanique à la compétence de l'analyste dans la conception de structures appropriées pour la question étudiée (Hazell and Norton 1986).

Historiquement, la programmation linéaire (P.L.) a été développée à des fins militaires pendant la deuxième guerre mondiale, par Dantzig (1948) au sein du projet SCOOP entre 1947 et 1952 (projet qui avait comme objectif de calculer les plans logistiques de l'armée américaine ; calcul scientifique des programmes optimaux). Dantzig est l'inventeur de la première technique générale de calcul : l'algorithme de la méthode du Simplexe (Dantzig 1953 ; Dantzig *et al.* 1954). Plusieurs économistes ont contribué au développement de la programmation linéaire : Dorfman (1951), Dorfman *et al.* (1958), Heady et Egbert (1963 et 1964) et Koopmans (1975) ont été les premiers à appliquer les principes de la programmation linéaire à l'analyse économique en agriculture. Selon la littérature en économie agricole, la première application de la programmation linéaire a été la détermination des plans de production optimaux, au niveau de l'exploitation agricole. La programmation mathématique est utilisée en économie agricole depuis plus de 50 ans. Elle est devenue un outil d'analyse si utile que ses principes de base sont enseignés dans tous les collèges d'économie agricole, et ses applications ont eu une extension géographique remarquable, en particulier au cours des années 80. Les modèles de programmation pour l'agriculture ont été utilisés dans un grand nombre de pays développés et de pays en voie de développement.

Entre les années 70 et 80, il y a aussi eu un certain progrès méthodologique dans ce domaine. Les améliorations ont été dans le sens de l'intégration progressive des théories économiques et

l'observation de la réalité institutionnelle et économique dans les modèles (Truchon 1988). Les progrès les plus notables ont eu lieu dans les domaines de la modélisation de la demande des consommateurs, l'équilibre du marché, à la fois sur les marchés de produits et de facteurs, ainsi que la modélisation du risque et l'aversion au risque et le rôle des instruments de la politique économique (Hazell and Norton 1986). De même, la capacité de la profession à modéliser les décisions du ménage agricole s'est améliorée. En conséquence, l'effet cumulatif de ces progrès a été de fournir un outil d'analyse beaucoup plus adaptable aux différentes situations et d'établir une représentation potentiellement plus réaliste de la réalité agricole (Hazell and Norton 1986).

Le modèle de programmation fournit un cadre assez réaliste pour l'organisation de l'information quantitative pour ce qui concerne l'offre de l'agriculture, que ce soit au niveau de l'exploitation ou de la région agricole. D'autres utilisations du modèle impliquent souvent différents types d'analyse de sensibilité. Selon Hazell et Norton (1986), à l'échelle de l'exploitation, le modèle peut être utile pour calculer les implications des différentes dotations en ressources, des conditions de marché, des technologies nouvelles ou améliorées, etc. Ce genre d'information est généré par le modèle via les variations de valeurs de paramètres, avec une nouvelle solution obtenue pour chaque ensemble de ces paramètres. Au niveau régional, les variations paramétriques peuvent être utilisées pour générer des fonctions de réponse qui sont implicites dans la structure du modèle. Parmi les exemples de variations paramétriques, nous pouvons citer : la substitution de facteur surfaces (assolement et rotation des cultures), les fonctions de réponse à l'offre (relation production/marché), les fonctions de réponse associées à certains instruments de politique. Lorsqu'il est utilisé de cette façon, le modèle devient un dispositif pour traduire le micro-niveau (niveau de l'exploitation) des informations en macro-niveau (niveau sectoriel et/ou régional) des fonctions qui sont plus familières à de nombreux économistes (Hazell and Norton 1986). En revanche, pour l'exploitation agricole, la solution du modèle attribue également des évaluations de ressources fixes, telles que les allocations de terres et d'eau, dont les prix peuvent ne pas refléter leurs valeurs économiques (Hazell and Norton 1986).

Par ailleurs, les agriculteurs doivent, à plusieurs reprises, prendre des décisions sur les inputs de production, par quelle procédure, dans quelles périodes de saison et en quelles quantités (Hazell and Norton 1986). Les décisions sont prises en fonction des contraintes agricoles physiques et financières actuelles et souvent dans le contexte d'une incertitude quant à la période de planification à l'avance. L'incertitude peut survenir pour les rendements prévus, les coûts de production, les prix des produits pour les exploitations agricoles individuelles, de même pour les exigences de l'entreprise en matière de ressources fixes et dans les apports totaux des ressources fixes disponibles (Hazell and Norton 1986).

Traditionnellement, les agriculteurs s'appuient sur l'expérience, l'intuition et la comparaison avec leurs voisins pour prendre leurs décisions (Hazell and Norton 1986). Selon Hazell et Norton (1986), les techniques formelles de la budgétisation et l'analyse comparative ont été développées par des spécialistes de gestion des exploitations agricoles. De ce fait, ces techniques peuvent être des outils d'aide utiles pour la prise de décisions dans des situations moins complexes ou pour l'analyse des décisions sélectionnées, lorsque toutes les autres décisions des exploitations agricoles sont prises comme une donnée. Par conséquent, c'est seulement avec les progrès les plus récents en informatique, grâce aux ordinateurs et aux logiciels de programmation mathématique, que des procédures satisfaisantes ont été développées pour la planification et la gestion globale de l'exploitation agricole dans des situations plus complexes. Des modèles d'optimisation apparaissent pour articuler de manière adéquate les objectifs et les contraintes représentatifs des agriculteurs, ils peuvent également souvent prédire, de façon assez précise, le comportement et les pratiques agricoles de ces agriculteurs (Hazell et Norton 1986).

Dans sa forme la plus simple, la programmation linéaire est une méthode consistant à déterminer des combinaisons de maximisation du profit des exploitations agricoles qui doivent être envisageables par rapport à un ensemble de contraintes agricoles fixées (Hazell and Norton 1986). Les premières

applications de la programmation linéaire dans la gestion des entreprises agricoles supposent que le comportement de maximisation du profit est un horizon de planification d'une seule période (croissance nulle) et pour un certain environnement (pas d'incertitude sur les prix, les rendements, le climat, etc.). Dans la littérature, plusieurs auteurs (Hazell and Norton 1986 ; Billionnet 2007 ; Castillo *et al.* 2011 ; Williams 2013) définissent la programmation mathématique comme un outil pour résoudre les problèmes d'optimisation sous contraintes, autrement dit, des problèmes où un décideur souhaite optimiser un critère de son choix (un indicateur de satisfaction) en sélectionnant un ensemble d'activités et sous certaines conditions externes. Ainsi, la programmation mathématique linéaire est un outil de résolution des problèmes de maximisation ou de minimisation où les contraintes et la fonction objectif à maximiser ou à minimiser sont linéaires (Minoux 1989 ; Williams 2013), elles peuvent être représentées par des droites (Figure 25).

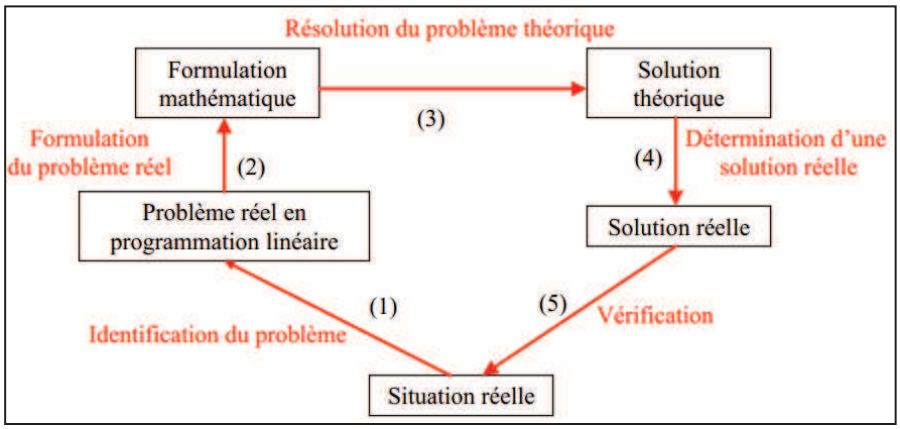


Figure 25. Principe de la programmation linéaire (Melouli *et al.* 2004)

En général, le problème de programmation mathématique peut s'écrire :

Optimiser $f(x)$

Sous les contraintes $g(x) \in S_1$

$x \in S_2$

Dans ce cas, x est le vecteur de variables de décision, autrement appelé vecteur des activités. Le niveau des variables de décision est choisi de façon à optimiser (maximiser ou minimiser) la fonction $f(x)$ en respectant les conditions définies par $g(x)$. Si $f(x)$ et $g(x)$ sont des fonctions linéaires, il s'agit d'un problème de programmation linéaire, tandis que si $f(x)$ et/ou $g(x)$ sont non linéaires, on aura recours à la programmation non-linéaire. En pratique, la programmation mathématique linéaire se traduit par la recherche d'une combinaison optimale d'activités pour un ensemble de conditions technico-économiques données. Boussard et Daudin (1988) définissent la programmation linéaire comme : « un instrument particulièrement bien adapté aux problèmes qui se posent dans l'activité agricole ». Les premières applications de la programmation linéaire (P.L.) à la gestion des exploitations agricoles se basent sur des hypothèses relativement simples : elles supposent un comportement « maximisateur » du profit de la part du décideur, une seule période de planification et un contexte de certitude (ce qui implique par exemple un niveau de pluviométrie connu pour l'année à venir).

Pour formuler le modèle d'exploitation, il est nécessaire de spécifier (Hazell and Norton 1986) :

- l'ensemble des activités, leurs unités de mesure et leurs besoins en ressources ;
- les contraintes de ressources fixes de l'exploitation ;
- le rendement de chaque activité ;
- l'objectif du programme linéaire. Il est exprimé au travers d'une « fonction objectif » qui est

une fonction linéaire des inconnues X_j. Elle représente souvent la partie la plus difficile à exprimer de façon mathématique.

Mathématiquement, selon Hazell et Norton (1986), la formulation d'un programme linéaire statique sous forme standard s'écrit comme suit :

$$\text{Max} \qquad Z = \sum_{j=1}^{n} c\,j\ X\,j \qquad (1.1)$$

$$\text{Sous les contraintes} \qquad \sum_{j=1}^{n} aij\ Xj \leq bi, \qquad i = 1, 2, \ldots, \text{m} \qquad (1.2)$$

$$X_j \geq 0, \qquad j = 1, 2, \ldots, \text{n} \qquad (1.3)$$

Avec Z : fonction objectif,

c_j : vecteur des rendements économiques de chaque activité (ex : revenu, marge brute),

X_j : vecteur des activités,

a_{ij}: matrice des coefficients techniques,

b_i: vecteur qui exprime les disponibilités de ressources.

Le problème consiste à trouver le plan de production qui maximise le revenu de l'agriculteur (Z) tout en respectant les contraintes de ressources fixes de l'exploitation et les contraintes de non-négativité. En termes mathématiques, le problème consiste à trouver la combinaison de valeurs $x_1,\ldots, x_n$ qui maximise la fonction (1.1) en respectant les conditions (1.2) et (1.3). Le même problème peut s'écrire de façon condensée sous la forme matricielle :

$$\text{Max} \qquad Z = c\,X \qquad (1.4)$$

$$\text{Sous les contraintes} \qquad A\,X \leq b \qquad (1.5)$$

$$X \geq 0 \qquad (1.6)$$

Avec c : vecteur ligne à n éléments des coefficients de la fonction objectif,

X : vecteur colonne à n éléments des inconnues,

A : matrice à m lignes et n colonnes des coefficients techniques,

b : vecteur colonne à m éléments des disponibilités de ressources.

Selon Hazell et Norton (1986), le problème consiste à trouver le vecteur $X = (X_1, \ldots, X_n)$ qui rend maximum la fonction objectif en vérifiant les contraintes (1.5) et (1.6). En effet, ce problème défini par (1.1) à (1.3) est exposé dans le tableau 5, il s'agit d'une matrice représentant les coefficients du modèle algébrique. Par convention, cette façon de présenter un modèle de programmation linéaire est appelé tableau. Plusieurs éléments ont été introduits dans le tableau 5. Tout d'abord, l'équation à maximiser est dénommée fonction objectif. Dans le problème actuel la fonction objectif est la marge brute totale (1.1), mais d'autres fonctions objectives sont également possibles. Deuxièmement, les contraintes sont appelées lignes et les activités colonnes. Troisièmement, les approvisionnements de ressources fixes, les coefficients b_i, sont dénommés le *Right-Hand Side* (RHS) du problème. Ils ont tous été stipulés comme inférieur ou égal (≤) aux contraintes, mais il est également possible d'inclure l'égalité avec les contraintes (=) ou supérieur ou égal (≥) aux contraintes. Les exigences en matière de non-négativité (1.3) ne sont pas incluses dans le tableau 5.

Tableau 5. Matrice de programmation linéaire (Hazell and Norton 1986)

	Colonnes						
Lignes	x_1	x_2	⋯	x_j	⋯	X_n	RHS
Fonction objectif	c_1	c_2	⋯	c_j	⋯	c_n	Maximiser
Contraintes de ressources							
1	a_{11}	a_{12}	⋯	a_{1j}	⋯	a_{1n}	$\leq b_1$
2	a_{21}	a_{22}	⋯	a_{2j}	⋯	a_{2n}	$\leq b_2$
⋮	⋮	⋮	⋯	⋮	⋯	⋮	⋮
i	a_{i1}	a_{i2}	⋯	a_{ij}	⋯	a_{in}	$\leq b_i$
⋮	⋮	⋮	⋯	⋮	⋯	⋮	⋮
m	a_{m1}	a_{m2}	⋯	a_{mj}	⋯	a_{mn}	$\leq b_m$

La littérature d'économétrie et d'outils de gestion des entreprises agricoles nous montre que la programmation linéaire doit respecter un certain nombre d'hypothèses sur la nature du processus de production, les ressources et les activités qui sont implicites dans le modèle de programmation linéaire (1.1) à (1.3). Nous pouvons alors résumer ces hypothèses comme suit (Hazell and Norton 1986) :

1. **Proportionnalité :** dans un modèle de programmation linéaire, les quantités de ressources nécessaires par unité d'activités et le rendement économique obtenu sont constants, autrement dit, ils ne dépendent pas du niveau d'activité. Un rendement économique unitaire constant implique que la demande pour les produits et l'offre pour les facteurs de production soient parfaitement élastiques.
2. **Additivité :** la valeur totale de la fonction objectif résulte de la somme des contributions de chaque activité à la fonction objectif.
3. **Linéarité :** les propriétés de **proportionnalité** et **additivité** peuvent se résumer dans l'hypothèse de linéarité. Autrement dit, nous admettons comme hypothèse qu'il y a proportionnalité entre le niveau d'une activité et sa contribution à la fonction objectif. Cela est équivalent à adopter la fonction de production de Leontief. En d'autres termes, les rendements d'échelle sont constants.
4. **Bornage** : Il doit exister des ressources en disponibilité limitée. Les nombres d'activités et de contraintes doivent également être finis.
5. **Optimisation :** le but est de maximiser ou minimiser une certaine fonction objectif. Cette fonction est le seul critère pour choisir la solution optimale entre les solutions admissibles.
6. **Divisibilité :** on assume que les variables de décision peuvent prendre n'importe quelle valeur (non-négative).
7. **Certitude :** les coefficients du programme linéaire sont invariables et connus à l'avance. Les décisions optimales sont prises en disposant d'une information parfaite.

Selon Hazell et Norton (1986), la programmation linéaire est basée sur des hypothèses assez fortes, afin d'obtenir un modèle d'optimisation fiable et pertinent. Il s'agit des conditions auxquelles toute matrice de programmation linéaire doit obéir, mais il est possible néanmoins d'utiliser des techniques pour augmenter la flexibilité du modèle tout en respectant ces hypothèses.

3.1.2. Modélisation de la production agricole et programmation mathématique

La programmation linéaire est considérée comme un outil qui a souvent été utilisé en économie, notamment en recherche opérationnelle et pour l'évaluation des problématiques de gestion des ressources en eau (Berbel *et al.* 2000 ; Bouzit *et al.* 1994 ; Graveline *et al.* 2007, 2009), ainsi que pour l'analyse des politiques agricoles (Boussard *et al.* 1997 ; Kerselaers *et al.* 2007). L'orientation est actuellement au développement de modèles non-linéaires dans le cadre du paradigme classique

d'existence de solutions optimales (Bouyssou *et al.* 2006). Un modèle économique d'exploitation agricole, notamment du système de production, peut être défini comme un modèle qui lie une représentation des décisions des exploitants concernant la gestion des ressources à une représentation des modifications et les externalités associées sur l'environnement (Janssen *et al.* 2007). Globalement, l'objectif des équipes de recherche qui développent depuis quelques années ce type de programmation mathématique consiste à pouvoir associer les modèles développés dans plusieurs secteurs et disciplines, afin d'aboutir à une évaluation intégrée des politiques mises en place (Bartolini *et al.* 2007 ; Janssen *et al.* 2007 ; Louhichi *et al.* 2010 ; Reidsma *et al.* 2010, 2011 ; Van Ittersum *et al.* 2008). Plusieurs auteurs (Standiford et Howitt 1992 ; Yates et Rehman 1998) soulignent ainsi les avantages de la programmation mathématique lors de l'incorporation des interdépendances entre les différentes décisions d'affectation des ressources dans le modèle. La méthode de programmation mathématique permet d'établir des modèles en fonction des variables continues et d'intégrer toutes les activités et les contraintes considérées comme nécessaires.

De ce fait, la modélisation de la production agricole à l'aide de la programmation mathématique est considérée comme un outil principal d'aide à la prise de décision pour une meilleure gestion des ressources naturelles (eau, terre, etc.) et financières (capital, revenu agricole, etc.) (Hazell and Norton 1986 ; Boussard et Daudin 1988 ; Cacho 2000). Elle permet une amélioration de la situation socio-économique et socio-environnementale dans les milieux ruraux, notamment au niveau des exploitations agricoles (Hazell and Norton 1986 ; Boussard et Daudin 1988 ; Cacho 2000). Les agriculteurs, comme décideurs, ne se contentent pas seulement de choisir des activités de production, mais décident aussi de la technique de production, de l'itinéraire technique et des moyens de production à adopter. L'agriculteur n'est pas seulement soumis à des contraintes de disponibilité des ressources mais également aux contraintes environnementales, telles que les mesures agro-environnementales, et aux contraintes socio-économiques comme celles du marché, en tenant compte des techniques de production (rotation, assolement, choix des cultures, etc.). L'agriculteur devrait être également soumis à des contraintes humaines concernant la santé publique et l'environnement, à travers les plans d'actions et les mesures agro-environnementales pour la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole, afin d'assurer un milieu environnemental sain et protégé dans le cadre du « bien vivre ensemble ».

Les outils de programmation mathématique sont généralement utilisés afin d'optimiser la fonction de préférence, appelée fonction d'objectifs, sous un certain nombre de contraintes (Boussard et Daudin 1988). Dans le cas de la programmation linéaire, la fonction objectif à optimiser ainsi que les contraintes sont linéaires et continues, alors que, dans le cas de la programmation mathématique positive, la fonction objectif est non linéaire. En ce qui concerne le choix des techniques de production, il existe deux types de méthodes permettant de modéliser l'utilisation des différents niveaux d'input[36] dans un processus de production. La première consiste à introduire directement dans le modèle les fonctions de réponse aux inputs (programme non linéaire) (Boussard et Daudin 1988, alors que la seconde vise à choisir un certain nombre d'activités représentant chacun un niveau spécifique d'utilisation d'inputs qui correspond à un niveau d'output[37] associé (programmation linéaire) en tenant compte des relations non linéaires entre inputs et outputs (Boussard et Daudin 1988). De ce fait, nous avons choisi, dans notre travail, d'appliquer la méthode de programmation mathématique linéaire pour simuler des scénarios sous contrainte de réduction de l'usage des pesticides au niveau des exploitations agricoles.

En agriculture, certains facteurs de production ne sont pas complémentaires mais peuvent être

[36] Input : « *Entrée des données en vue d'un traitement; ensemble des informations destinées à être traitées; action d'introduire des données* ». http://www.cnrtl.fr/lexicographie/input

[37] Output : « *Sortie des données après traitement; ensemble des informations traitées; action d'extraire des données* ». http://www.cnrtl.fr/lexicographie/output

substituables : par exemple, la mécanisation permet une substitution du capital au travail, la fertilisation une substitution des inputs « fertilisant » et « travail » au facteur terre, etc. Théoriquement, nous nous trouvons donc dans le cas de fonctions de production à facteurs de production substituables. Or, nous constatons que, en programmation mathématique linéaire, les fonctions de production devaient être des fonctions à inputs complémentaires. Une fonction de production à inputs substituables peut être assimilée à une infinité de techniques de production différentes caractérisées chacune par une combinaison particulière d'inputs complémentaires (Hazell and Norton 1986). Chaque « technique » de production peut être considérée comme une fonction de production à coefficients fixes caractérisée par une proportion donnée entre les différents facteurs. Selon Blanco *et al.* (2010), la production d'un produit selon une technique donnée suppose que l'on réalise un certain nombre d'opérations déterminées qui se traduisent par des inputs fixes en quantité (ex. : un épandage d'engrais azoté au printemps = N unités d'azote, W heures de travail, Z heures de tracteurs, dose appliquée des pesticides, etc.) ; l'itinéraire technique est considéré comme la suite des opérations réalisées. Dans le cas de la production agricole, nous nous rapprochons davantage de la réalité, si nous considérons qu'il existe non pas une infinité de techniques mais plutôt un nombre limité de techniques qui permettent de produire le même produit (Blanco *et al.* 2010).

Dans le cadre de l'analyse de l'offre agricole, le recours à l'inférence statistique pose un certain nombre de problèmes (disponibilités de données, capacité à prédire le futur à partir des évènements passés, etc.) (Blanco *et al.* 2010). La programmation mathématique peut offrir une alternative à ce genre d'approches en considérant explicitement les coefficients « inputs-outputs » caractérisant les processus techniques. Nous constatons, d'après les différents modèles de linéarisation des fonctions de production agricole, qu'il est possible de représenter, dans un modèle de programmation mathématique, la production d'un bien à travers un certain nombre de techniques de production, chacune utilisant des quantités différentes d'inputs et chacune étant considérée comme une activité différente (Blanco *et al.* 2010). Cette procédure permet de substituer une fonction agricole a priori non-linéaire, par plusieurs fonctions linéaires qui, dans leur ensemble, représentent bien la possibilité de substitution d'inputs.

Hazell et Norton (1986) indiquent qu'un modèle d'exploitation agricole peut inclure un large éventail d'activités de production représentant non seulement les différentes cultures ou des produits de l'élevage, mais aussi différentes façons de les produire, notamment plusieurs techniques de production. En outre, les principales contraintes qui peuvent exister sur une exploitation agricole sont d'ordre technique et/ou économique et/ou humain. Elles sont principalement relatives à la disponibilité en facteurs de production et peuvent se classer en grandes catégories (Blanco *et al.* 2010) :

- **La terre** : la somme des surfaces des cultures doit être inférieure à la surface disponible.
- **Le travail** ou **la main d'œuvre** : la somme des besoins des cultures et de l'élevage en main d'œuvre ne doit pas dépasser la main d'œuvre disponible sur l'exploitation. Cette contrainte n'a de sens que si on la décompose par période.
- **Le matériel** : la somme des heures d'utilisation des différents matériels doit être inférieure (par matériel et par période) à la disponibilité sur l'exploitation.
- **L'alimentation des animaux** : les besoins alimentaires des animaux présents sur l'exploitation doivent être couverts par les ressources fourragères (pâturages) et les aliments distribués.
- **La trésorerie** : le financement des dépenses de l'exploitation ne peut pas être supérieur à la trésorerie disponible. Ces contraintes de liquidité permettent de traduire la nécessité de sources de financement pour faire face aux dépenses.

Le rôle d'un modélisateur consiste à identifier les contraintes qui ont une influence remarquable sur les choix de l'exploitant. L'identification des contraintes est une étape qui nous permet de comprendre les raisons des choix de l'agriculteur. Parmi les contraintes qui peuvent s'ajouter aux structurelles, il y

a celles qui relèvent de la politique agricole (Blanco *et al.* 2010), dans le cadre de la PAC, telles que le gel des terres, les quotas, les droits à produire, ainsi que les restrictions environnementales (usage d'engrais azoté et de pesticides, etc.) et de la disponibilité des marchés (la possibilité d'introduire une nouvelle culture sur l'exploitation dépend souvent de la présence de structures de commercialisation). Par ailleurs, le poids substantiel du risque est considéré comme étant une caractéristique essentielle à prendre en compte dans un modèle d'exploitation agricole, tel que les risques sur les marchés, sur les conditions climatiques, de développement de maladies, de réduction des intrants pour des raisons environnementales (engrais, pesticides), etc.

Les modèles de programmation mathématique permettent de représenter le fonctionnement technico-économique des exploitations agricoles et de simuler les impacts de changements exogènes (un changement de politique agricole, par exemple) sur les décisions prises. L'utilisation d'un modèle de programmation mathématique pour l'analyse de politiques agricoles exige au préalable de vérifier que le modèle reproduit les choix de production réels observés dans le contexte initial. Une spécification précise de la fonction objectif et de l'ensemble des contraintes ne suffit pas toujours à assurer que le modèle représente bien le fonctionnement de l'exploitation. En effet, en pratique, toutes les contraintes pesant sur l'exploitation ne sont pas évidentes à introduire dans le modèle. Contrairement aux contraintes classiques (type disponibilité en terre), d'autres sont plus délicates à cerner, puis à exprimer, et constituent une réelle difficulté dans l'exercice de programmation (hétérogénéité de la qualité des terrains, rotations culturales, etc.). De plus, une autre approche de calibrage consiste à supposer que l'agriculteur ne maximise pas son profit mais l'utilité espérée de son profit. Dans ce cadre, l'introduction d'autres éléments dans la fonction objectif, notamment le risque, conduit à des résultats moins spécialisés.

3.1.3. Le risque dans la modélisation des exploitations agricoles

Le risque est souvent défini par la coexistence d'un aléa représentant les conséquences de l'action entreprise qui ne sont pas totalement prévisible et d'un enjeu, c'est-à-dire une attente de gain et/ou crainte de perte. Le risque représente donc une combinaison de la probabilité d'un événement indésirable et l'amplitude de ses conséquences (Rayner and Cantor 1987). Par ailleurs, la distinction entre le risque et l'incertitude repose sur les probabilités d'occurrence. Une situation est dite risquée, si l'ensemble des résultats et des conséquences possibles est bien connu, ainsi que la distribution des probabilités. En revanche, une situation incertaine se produit, lorsque l'ensemble des résultats est inconnu (l'incertitude dépend de l'environnement dans lequel la décision est précise) ou si un accord sur une distribution de probabilité ne peut pas être atteint. De ce fait, Knight (1921) présente les deux situations de risque et d'incertitude qu'il distingue comme suit :

- Le cas de l'avenir **risqué ou aléatoire**. Il existe deux types de risques : **un risque objectif,** si le décideur peut mesurer objectivement la probabilité de réalisation de tel évènement associé à telle décision et **le risque subjectif,** si le décideur ne dispose pas d'une base objective (par exemple une base statistique) pour mesurer les probabilités.
- Dans le cas d'une **situation d'incertitude**, le décideur est incapable de mesurer (objectivement ou subjectivement) les probabilités associées.

La production agricole est généralement une affaire risquée. Les agriculteurs font face à une variabilité des prix, des rendements et les sources de risques (climatiques, sanitaires) rendent leurs revenus instables d'une année sur l'autre. Dans de nombreuses situations, les agriculteurs sont également confrontés au risque d'une catastrophe ; la destruction, par exemple, des cultures, de la récolte et du bétail à cause de catastrophes naturelles telles que les ouragans, les inondations, les incendies ou la sécheresse. Les types et la gravité des risques auxquels ils sont confrontés varient en fonction du système de production de l'exploitation et des données climatologiques de la région, de la politique

agricole et du cadre institutionnel (Hazell and Norton 1986). La combinaison de ces différentes incertitudes constitue la notion des « états de nature » qui sont exprimés dans les modèles par des variations de coefficients techniques (Abbes 2005). L'état de nature est donc considéré comme une situation définie par des caractéristiques, notamment technico-économiques tels que le rendement, les prix, les niveaux de ressources, etc., qui déterminent le niveau de revenu obtenu pour un plan de production donné. Néanmoins, les risques agricoles semblent être répandus dans la plupart des pays et ils sont particulièrement lourds pour les petits agriculteurs dans les pays en développement. De nombreuses études empiriques ont démontré que les agriculteurs se comportent généralement de manière à prendre des risques pour la gestion de leur exploitation agricole (Binswanger 1980, 1981 ; Quizon *et al.* 1984 ; Brossier 1989). Par ailleurs, Hazell et Norton (1986) montrent que les agriculteurs préfèrent souvent des plans agricoles qui assurent un niveau satisfaisant de situation économique et financière, même si cela requiert le sacrifice de certains moyens.

En général, le risque joue un rôle primordial dans la gestion des exploitations agricoles, notamment au moment de la prise de décision pour l'agriculteur, ce qui provoque une forte influence sur le comportement de l'exploitant. Négliger donc la notion de risque conduit absolument à un modèle normatif – prescriptif. De ce fait, l'introduction du risque permet un calibrage approximatif du modèle et assure un ajustement de ces prévisions aux données observées en admettant une division résiduelle entre la simulation et la réalité (Boussard et Daudin 1988 ; Bouzit *et al.* 1994 ; Louhichi *et al.* 2008). Ignorer le comportement de l'aversion au risque dans les modèles de gestion des exploitations agricoles conduit souvent à des résultats qui sont inacceptables pour l'agriculteur ou qui ne reflètent pas réellement les décisions qu'il prend sur son exploitation (Hazell and Norton 1986).

Pour résoudre ce problème, plusieurs techniques ont été développées pour intégrer le comportement d'aversion au risque dans les modèles de programmation mathématique (Moschini and Hennessy 2001). Le risque ou l'incertitude peuvent modifier, de façon remarquable, le comportement de l'agriculteur vis-à-vis de sa situation économique (Boussard et Daudin 1988). De ce fait, il devient indispensable d'introduire le risque pour construire un modèle micro-économique plus réaliste capable de reproduire la réalité ou au moins de se rapprocher de la situation réelle d'une exploitation agricole. Par ailleurs, les fondements sur lesquels se basent les diverses théories développées sur le sujet du risque et de l'incertitude dans la gestion des exploitations agricoles sont souvent très variés. En effet, Boussard et Daudin (1988) indiquent que cette variabilité est liée aux diverses méthodes de mesure du risque (variance du revenu ou probabilité de ruine ou toute autre quantité associée à la notion de risque), à la manière de composer le risque et aussi à la façon de trouver une entente entre le bénéfice moyen et le risque. En pratique, « *quelle que soit la théorie utilisée, les 'actions optimales' obtenues sont souvent voisines : éviter le risque conduit à des décisions plus diversifiées et moins bonnes 'en moyenne'* » (Boussard et Daudin 1988 ; 91).

3.2. Prise de décision et gestion des risques sur une exploitation agricole

Le processus de prise de décision se résume en trois principales phases (Simon 1960 ; Sprague and Carlson 1982 ; Turban 1995 ; Matsatsinis and Siskos 2003) : (1) la recherche d'informations, (2) la conception d'outils ou de méthodes et (3) le choix de solutions. La première phase « recherche d'informations » (*intelligence phase*) consiste à déterminer la problématique à résoudre, les questions et les objectifs du décideur (Simon 1960 ; Sprague and Carlson 1982 ; Matsatsinis and Siskos 2003). La deuxième appelée en anglais *design phase* vise à proposer des alternatives et à développer le cadre conceptuel de l'outil ou de la méthode à construire (Simon 1960 ; Sprague and Carlson 1982 ; Matsatsinis and Siskos 2003, alors que la dernière (*choice phase*) se caractérise par la sélection de la meilleure solution ou de la décision satisfaisante parmi l'ensemble des actions et des scénarios alternatifs proposés dans la phase précédente (Simon 1960 ; Sprague and Carlson 1982 ; Matsatsinis

and Siskos 2003). Selon Roy (2000), l'aide à la prise de décision « *peut contribuer à structurer et à organiser le processus de décision »* dans le cadre d'une démarche constructive afin d'aboutir à apporter des moyens tels que les concepts, les procédures, les modèles d'optimisation, etc. Ces moyens permettent ainsi d'accroître la cohérence entre la décision et les objectifs des acteurs engagés dans le processus de décision (Roy 2000).

L'aide à la prise d'une décision donnée en matière de maîtrise de la pollution diffuse à l'échelle d'un territoire nécessite une conception des facteurs de risque et une maîtrise associée au système de transfert du polluant (composante activités humaines incluse). En outre, au-delà de cette analyse , il faut fournir des solutions compatibles avec le développement local du territoire. Les enjeux de l'agriculture peuvent se présenter à différentes échelles : enjeux techniques liés aux cultures, enjeux économiques des exploitations agricoles et des filières et enjeux environnementaux et socio-économiques du territoire (Delmotte 2011).

L'environnement et la pression phytosanitaire dans les zones humides ont fait l'objet de multiples études se rapportant aux stratégies et aux situations précises et aux liens entre l'agriculture et l'environnement (Butault *et al.* 2010 ; Butault *et al.* 2011 ; Salah 2011 ; Ayadi 2013). En outre, l'aide à la prise de décision par l'agriculteur pour la réduction de la pollution diffuse n'a pas été bien développée sur le plan technico-économique. Or, la décision, dans un contexte d'incertitude, est liée à l'évaluation de deux attributs : le niveau de satisfaction que procure chaque résultat et la probabilité d'occurrence (Fox and Tversky 1995). Différents outils scientifiques et technologiques sont utilisés pour estimer les probabilités et les conséquences d'un évènement ou d'un scénario donné.

Réduire les effets des contraintes sur son revenu représente un objectif pour tout producteur notamment l'agriculteur. Les agriculteurs font face à de multiples risques affectant les prix du marché, le rendement de la production et les ressources (Abbes 2005). En agriculture, la gestion du risque peut se faire par un meilleur choix des activités et des techniques de production, d'une combinaison de production (diversification des activités), des techniques de traitement et de fertilisation, des techniques d'irrigation, etc. En effet, le risque joue un rôle primordial au moment de la prise de décision par l'agriculteur et influe sur son comportement. De plus, une réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires toxiques et nuisibles et l'orientation de l'agriculteur vers des pratiques culturales et agricoles moins toxiques doivent être analysées et étudiées à travers un modèle technico-économique. Ce dernier doit assurer la détermination des différents scénarios qui vont, en quelque sorte, optimiser le revenu de l'agriculteur. Le modèle technico-économique adopté est considéré comme un outil d'aide à la décision grâce aux indicateurs de santé, environnementaux et économiques. Ces indicateurs nous permettent, par la suite, d'identifier la situation optimale de chaque exploitation et de chaque agriculteur, ainsi que la création d'une représentation spatiale couplée à des pratiques agricoles et à la qualité des eaux de drainage vers la zone Ramsar (Etang de l'Or).

3.3. Géographie et cartographie au service de l'aménagement de l'espace et de la gestion environnementale du territoire

3.3.1. Notions sur la carte, le cartographe et SIG : utilités et applications en aménagement des territoires

La carte, dans le domaine de la géographie, est définie de manière différente suivant les auteurs. Il s'agit d'une représentation plane, un dessin, une représentation réduite, simplifiée et conventionnelle (Poidevin 1999). Le mot représentation est fréquemment employé pour définir une carte. Selon Joly (1976), « une carte est une représentation géométrique généralement plane, simplifiée et conventionnelle, de toute la surface terrestre ou d'une partie, dans un rapport de similitude convenable qu'on l'appelle échelle ». En revanche, certains géographes considèrent que le concept de

représentation est polysémique (Bord 2012). Aussi la carte dans une approche géographique peut être définie comme une mise en scène du territoire qui s'appuie sur trois grands moments dans sa réalisation : la réflexion en amont, la construction au centre, l'interprétation et la communication en aval (Bord 2012). Cette mise en scène permet ainsi d'aboutir à un consensus entre les différents acteurs sur l'ensemble des éléments qui constituent un territoire. Le cartographe doit donc faire appel à plusieurs disciplines telles que l'art (création et invention), la science (sciences humaines et exactes) et la technique par les outils et les méthodes cartographiques (Bord 2012).

L'apparition de l'informatique dans le domaine de la cartographie depuis la deuxième moitié du 20ème siècle rend la réalisation des cartes plus facile et plus rapide (Poidevin 1999). Et, à l'aide des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG), et notamment grâce à des logiciels de cartographie et de réalisation de cartes, l'élaboration des cartes devient de plus en plus objective et précise (Bord, 2012 ; Longley *et al.* 2015). Selon Joliveau (1996), les SIG sont considérés comme un outil qui facilite et aide à prendre des décisions pour l'aménagement et la gestion d'un espace donné, tout en se basant sur un ensemble de structures, de méthodes, de techniques, d'outils et de données constituées pour rendre compte des phénomènes localisés sur cet espace ou territoire. Les SIG ne sont pas des outils logiciels mais des systèmes d'information permettant de répondre à des besoins précis et de créer une modélisation du monde réel (Joliveau 1996 ; Rigaux *et al.* 2002 ; Stillwell and Clarke 2004 ; Worboys and Duckham 2004 ; Anselin and Rey 2010). D'une manière générale, les SIG représentent des outils d'aide à la décision pour la gestion territoriale (Aronoff 1989 ; Joerin and Musy 2000 ; Longley *et al.* 2005; Massei *et al.* 2014). Les SIG sont considérés aussi comme des moyens de cartographie et des boîtes à outils pour répondre à des questions géographiques (Laurini and Thompson 1992 ; Longley *et al.* 2005 ; Stimson and Haynes 2012) et aboutir à traiter et analyser des données spatiales à des fins diverses (Burrough 1986 ; Béguin et Pumain 2009 ; Caloz et Collet 2011 ; Kraak and Ormeling 2011).

La carte est considérée comme l'un des instruments privilégiés du géographe : il s'agit d'un outil de réflexion, de questionnement et d'aboutissement de ses recherches. La cartographie a évolué avec les progrès techniques et théoriques, mais aussi en fonction des représentations mentales et imaginaires. Bien que la carte reflète les réflexions du géographe et l'imagination de la réalité de l'espace terrestre par le cartographe, la filière cartographie représente un art d'expression. Cette filière s'est développée au cours du temps pour prendre d'autres aspects assez pertinents au niveau des différents domaines d'applications : agriculture, foresterie, géologie, hydrologie, pédologie, couverture du sol, surveillance côtière et océanique, etc. (Poidevin 1999 ; Stimson and Haynes 2012). Cette multidisciplinarité représente un outil essentiel de localisation et d'identification des différents phénomènes et caractéristiques d'un territoire donné sur le globe terrestre (Centre Canadien de Télédétection 2003). Selon le centre canadien de télédétection (2003), la cartographie est une composante intégrale du processus de gestion des ressources naturelles sur terre ; par ailleurs, l'information cartographique est un produit ordinaire de l'analyse des données d'un territoire.

La cartographie est une technique qui nécessite, de l'amont à l'aval, l'utilisation de plusieurs outils dont le développement a modifié profondément la filière cartographie (photo-aérienne, images satellitaires, images 3D, logiciels, ordinateurs, etc.) (Poidevin 1999 ; Longley *et al.* 2015 ; De Smith *et al.* 2015). De plus, la cartographie est basée sur un ensemble de techniques et de méthodes qui en érige respectivement deux grandes branches actuellement : une cartographie mathématique ou topographique (de repérage objectif et de mesure de la terre) et une cartographie thématique (description et explication des distributions spatiales des phénomènes géographiques) (Poidevin 1999). Cependant, la cartographie est considérée comme un outil d'analyse, d'aide à la prise de décision et de communication pour les différents acteurs réunis dans un territoire (Poidevin 1999). Par ailleurs, d'autres chercheurs cartographes ajoutent que la cartographie, comme toute autre discipline, a plusieurs branches comme la cartographie mathématique, la cartographie topographique, la cartographie thématique (la conception des cartes illustrant la distribution spatiale des différents

caractères ou des valeurs d'un phénomène de nature biophysique ou socio-économique) et la cartographie numérique (rendre le processus cartographique reproductible par l'ordinateur et ses périphériques) (Cavayas 2012).

Dans notre cas d'étude, la cartographie représente un outil d'aide à la décision pour la gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires agricoles. Plusieurs études ont montré l'utilité de la cartographie et des SIG pour la gestion des risques de la pollution diffuse sur la santé publique et sur l'environnement, en particulier sur les ressources en eau (Eason *et al.* 2004; Morra *et al.* 2006; Posen *et al.* 2006; Sala and Vighi 2008; Lahr and Kooistra 2010). Cartographier les risques permet de localiser et d'identifier les zones vulnérables au niveau d'un territoire, ce qui représente un élément stratégique pour les différentes parties prenantes (Aurousseau *et al.* 1998 ; Cornélis et Billen 2001 ; Fell *et al.* 2005 ; Malet *et al.* 2006 ; Houdart *et al.* 2009). La gestion des risques est une préoccupation autant pour les acteurs du territoire, en particulier les décideurs, que pour les scientifiques qui cherchent plutôt à évaluer les risques, tandis que le public s'intéresse à la communication des risques afin de prendre des mesures de précaution (Cornélis et Billen 2001 ; Malet *et al.* 2006). De ce fait, le message véhiculé par la cartographie des risques pour les différents acteurs est plus fort que le message écrit (Cornélis et Billen 2001) ce qui dévoile un autre atout qui caractérise cette discipline à savoir son aspect communicationnel prépondérant (Bord 2012).

Dans le même sens d'ailleurs, Poidevin (1999) indique que le cartographe est considéré comme un acteur qui propose un message au lecteur. Cet aspect devrait être constamment présent dans l'esprit des réalisateurs et des lecteurs afin de mieux comprendre la réalité du terrain selon la vision du cartographe et les critères de réalisation de la carte. La réalisation d'un bon document cartographique demande à la fois des connaissances scientifiques ainsi qu'un bon savoir-faire du cartographe (Cavayas 2012). En effet, selon Cavayas (2012), la cartographie englobe dans sa définition la science, l'art et la technique d'établir des cartes, ce qui reflète la richesse épistémologique de cette discipline.

Le cartographe doit donc comprendre la réalité du terrain pour répertorier et organiser les objets géographiques. Mais, c'est également le fait de collecter des données quantitatives et/ou qualitatives qui construisent la base de données et les caractéristiques d'un territoire (Poidevin 1999). Selon Caron (1980), un cartographe est un « Organisateur, géomètre, styliste et rhétoricien, il exprime librement sa ''vision du monde'' ». Au-delà des interventions du cartographe pour la création d'une carte bien déterminée, l'avantage se manifeste dans le fait que la carte est un outil au service du lecteur, des aménageurs et des acteurs sur un territoire (Poidevin 1999). La notion de territoire paraît un élément majeur dans la cartographie et dans l'aménagement. Cette notion est souvent associée aux acteurs (politiques, économiques et sociaux) qui partagent les différentes composantes d'un espace donné (naturelles, socio-économiques, etc.) dans une approche d'emboitement et de changement d'échelle du local au global. Le territoire est donc un espace représenté, structuré et géré par des acteurs (Lévy 1999 ; Moine 2006 ; Ayadi 2013). L'intégration du concept de résilience dans la géographie vient ainsi compléter l'ensemble des éléments de gestion des risques et d'aménagement de l'espace au niveau d'un territoire. Cette relation résilience/géographie permet de mettre en œuvre les trajectoires d'adaptation territoriale et d'étudier les systèmes dynamiques d'un territoire dans un cadre spatial (Aschan-Leygonie 1998, 2000 ; Hamdouch *et al.* 2012).

3.3.2. L'intégration du concept de résilience dans la géographie

La résilience a été récemment introduite dans la géographie française, en particulier dans la géographie des risques. Ainsi ce concept a été utilisé notamment en géographie spatiale dans le cadre de l'auto-organisation et de la théorie des systèmes dynamiques. La collaboration entre géographes et archéologues dans le cadre du collectif Archaeomedes (programme européen consacré à l'étude de la désertification des régions méditerranéennes de l'Europe de l'Antiquité à nos jours ; Van der Leeuw

1998) met aussi en évidence l'évaluation du concept de résilience à travers les « *mécanismes de sélection géographique* » en se basant sur un critère archéologique : le maintien de l'occupation du site (Djament *et al.* 2011).

Par ailleurs, Aschan-Leygonie dans son travail de thèse, sur la résilience du système spatial du Comtat (Aschan-Leygonie 1998) fondé sur les travaux de Holling, évoque la relation entre la résilience et les systèmes spatiaux et indique que la notion de résilience représente « *la capacité d'un système à intégrer une perturbation dans son fonctionnement, sans pour autant changer sa structure qualitative* » (Aschan-Leygonie 2000 : 64). Adaptée à différentes disciplines, la résilience correspond donc à la capacité des systèmes (sociaux, spatiaux, économiques, agricoles, etc.) à se reproduire en impliquant la capacité de ces systèmes à se maintenir et à réorganiser leur structure de façon à surmonter et à dépasser une perturbation dans leur fonctionnement ou un choc subi.

D'après son travail, Aschan-Leygonie (2000) a voulu « *explorer la possibilité d'adapter à la géographie, et plus particulièrement à la dynamique d'un système spatial, le concept de résilience tel qu'il est conçu en écologie* ». Pour aboutir au maintien d'un système dans un temps relativement long et à différentes échelles, il est évident de mettre en exergue deux points de vue divergents mais en même temps complémentaires : mettre l'accent sur la problématique générale du développement durable et étudier la capacité d'un système à conserver son fonctionnement face à une perturbation par un évènement endogène, voire exogène. Dans cette situation, la résilience rejoint la problématique du développement durable (Aschan-Leygonie 2000). L'articulation entre la résilience et la durabilité d'un système peut être transmis à différentes échelles spatiales, dans une approche géographique (Aschan-Leygonie 2000). Ceci nécessite d'impliquer une redéfinition de la notion de résilience selon un système spatial en mettant en évidence la relation entre la société, l'environnement et l'espace qui est « *à la fois un 'élément' déterminant dans la dynamique d'un système lorsqu'il est perturbé, et un 'élément' influencé par cette dynamique* » (Aschan-Leygonie 2000 : 73). De ce fait, il devient de plus en plus intéressant d'essayer d'appréhender la relation entre un système spatial et la notion de résilience, ainsi que l'intégration de ce concept dans la géographie. Aschan-Leygonie (2000) souligne que pour aboutir à la détermination d'une approche spatiale de la résilience, il existe des questions principalement géographiques dont nous devons tenir compte, telles que les relations entre la dynamique d'un système et les caractéristiques de l'héritage d'interactions des systèmes antérieurs. Les fondements de la résilience se traduisent par la capacité d'un système à faire face et subir les conséquences d'une perturbation, voire l'introduire dans son fonctionnement. En effet, pour qualifier un système de résilient, trois principaux critères sont à souligner : instabilité, adaptabilité, diversité, dont deux se distinguent par le changement. Théoriquement le concept de résilience s'intègre dans « *le référentiel des systèmes complexes loin de l'équilibre : un système perturbé mais caractérisé par un comportement résilient parvient à se maintenir parce qu'il change* » (Aschan-Leygonie 2000 : 77).

La quasi-totalité des travaux de recherche ont défini la résilience d'un système dans un contexte non spatialisé (Dauphiné et Provitolo 2007). Ceci a rendu très difficile et même impossible l'introduction de la résilience dans une représentation spatiale ou dans un SIG comme outil de gestion territoriale des risques et de leurs conséquences. Par ailleurs, la résilience est considérée comme un concept extrêmement pertinent à identifier pour mieux comprendre le comportement et l'évolution d'un système suite à une perturbation ou à un changement donné. Pour déterminer la résilience spatialisée dans un SIG, Dauphiné et Provitolo (2007) ont proposé une solution simple, qui consiste à déterminer un indicateur de résilience à partir d'un certain nombre d'informations disponibles et jugées pertinentes à l'échelle de chaque territoire. Cet indicateur, amplifié ou réduit par de multiples facteurs, inclut plusieurs variables qui se traduisent par des indices.

En outre, il existe d'autres indicateurs de vulnérabilité ou de résilience (exemple : les indicateurs de risque) qui peuvent être cartographiables et donc facilement intégrables dans un SIG. Ces avantages facilitent la compréhension des indicateurs par les décideurs. Ces derniers doivent agir rapidement

face à des perturbations dans un système donné. De plus, l'interprétation de ces indicateurs imparfaits est fonction des variables retenues et de leur combinaison (Dauphiné et Provitolo 2007). Malgré ces limites, cette démarche est considérée comme pertinente du fait des informations acquises afin d'améliorer nos connaissances dans la prise de décision pour la gestion territoriale des risques et l'aménagement de l'espace.

Conclusion du chapitre 3

Ce chapitre a été consacré à une analyse bibliographique des outils d'aide à la décision développés dans notre étude qui sont utiles pour la gestion des risques liés à la pollution diffuse : la modélisation des exploitations agricoles et le SIG à l'aide des indicateurs agri-environnementaux et économiques. La modélisation et le SIG dans le domaine agricole sont considérés comme des outils qui aident les parties prenantes (décideurs politiques, gestionnaires, conseillers agricoles, agriculteurs…) à la prise de décision. Ces outils constituent aussi les principaux éléments pour établir une méthode visant à mettre en place des stratégies de gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

La modélisation des exploitations agricoles à l'aide des techniques de programmation mathématique permet de construire des outils d'aide à la décision pour l'optimisation des systèmes de production et l'amélioration de la situation environnementale et économique des exploitations. De ce fait, la création des modèles technico-économiques, en tenant compte des contraintes et des objectifs au niveau de l'exploitation agricole, permet d'accompagner l'agriculteur pour la prise de décision en fonction des problématiques environnementales et économiques. Cependant, les difficultés pour construire ce type d'outil apparaissent dans le choix des paramètres (tels que les indicateurs de risque lié aux pesticides), les équations et les contraintes à introduire au modèle technico-économique. A partir de la présentation de la modélisation et son utilité en agriculture, notre question de recherche traitée dans cette étude est basée sur la création d'un outil d'aide à la décision pour la gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. Cet outil permettra de répondre aux besoins et aux attentes des différents acteurs au niveau d'un territoire et d'aboutir à des compromis entre eux pour la lutte contre la pollution diffuse liée aux pesticides.

A partir de la littérature sur la cartographie et l'utilité des cartes dans toutes les disciplines, nous avons déduit que le SIG est considéré comme un outil d'aide à la décision mettant en évidence la notion de territoire au niveau spatial. *« La carte a toujours participé à la construction des savoirs tant en géographie que dans les autres sciences sociales. Elle a une utilité majeure en géographie et sa part est grande dans bien d'autres disciplines comme l'histoire, l'économie, la démographie,… »* (Bord et Baduel 2004 : 17). Le lien qui existe entre la cartographie et les sciences sociales (Bord et Baduel 2004) nous a aidé à appréhender le rôle du SIG dans la gestion de la pollution diffuse liée aux pesticides. Dans notre étude, le SIG et la construction de cartes permettront de connaître les caractéristiques du territoire étudié et d'évaluer les risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant étudié. De ce fait, la carte permet de fournir aux différents acteurs un ensemble d'informations spatiales, afin de localiser et de définir les problématiques et les enjeux au niveau d'un territoire. Nous valorisons donc dans notre travail de recherche les atouts de la cartographie qui se traduisent principalement par la production d'informations et l'aide à la prise de décision en mettant en exergue l'aspect spatial (Bord et Baduel 2004 ; Bord 2012) pour la gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pesticides. Nous avons aussi montré, à travers ce chapitre, la difficulté d'introduire la notion de résilience dans la géographie et la rareté des travaux qui traitent cette question (Aschan-Leygonie 1998 ; Dauphiné et Provitolo 2007). Ce chapitre est donc une introduction pour la deuxième partie de cette thèse qui montre la démarche méthodologique d'élaboration des outils d'aide à la décision et leur utilité dans notre travail.

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE

L'analyse de la revue bibliographique réalisée pour les trois axes de recherche développés dans les trois premiers chapitres nous a permis de construire le contexte général de la thèse. Les éléments analysés dans ces chapitres montrent la complexité de l'introduction du concept de résilience des exploitations agricoles dans le processus de la gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires sur un territoire donné. Sources de plusieurs impacts négatifs sur la santé publique et sur l'environnement, la réduction de l'usage des pesticides et la gestion de la pollution diffuse deviennent une nécessité. En revanche, face à la mise en place d'alternatives et de nouveaux leviers (nouvelles stratégies de traitement) pour réduire les risques de toxicité liés aux pratiques phytosanitaires, le système de production va-t-il être résilient (résisté et surmonté ces changements et ces perturbations) afin d'aboutir à maintenir le bon fonctionnement de l'exploitation agricole en terme de production (quantitative et qualitative) ? Et, par conséquent, protéger l'environnement (eau, air et sol) et conserver la biodiversité au niveau d'un territoire ? De plus, quels sont les outils adéquats à mettre en place pour aboutir à la construction d'une démarche de gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pesticides ? Répondre à ces questions clés permettra de résoudre la problématique traitée dans cette thèse. Nous développerons ces points dans les deux parties suivantes.

L'analyse bibliographique, illustrée par le **premier chapitre**, nous a permis de montrer la pluridisciplinarité du concept de résilience et sa relation avec la gestion des risques (Dauphiné et Provitolo 2007) au niveau d'un territoire. Nous avons donc développé, dans ce chapitre, l'aperçu théorique et opérationnel de la résilience. A partir de ces deux volets, nous pouvons retenir les trois principales opportunités du concept de résilience (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012) :

- **Heuristique**, la résilience a démontré son efficacité et sa pertinence en tenant compte des différentes échelles temporelle et spatiale.
- **Opérationnelle**, la résilience a permis de viser de nouvelles perspectives plus ouvertes pour surmonter les situations d'impasse.
- **Politique**, la résilience représente un discours bien structuré.

Ce concept permet à la fois de surmonter la logique de « ***risque zéro*** » et d'accepter de parler sur le risque en lui-même (Djament *et al.* 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012).

L'état des lieux de la pollution diffuse liée aux pesticides et les dispositifs mis en place pour la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires, en particulier en France, présentés dans le **deuxième chapitre,** a montré le cadre de la problématique de notre étude. L'analyse bibliographique de ce chapitre indique que les produits phytosanitaires jouent un double rôle : d'une part, ils sont nécessaires pour lutter contre les bioagresseurs (mauvaises herbes, ravageurs, maladies cryptogamiques,…) et la propagation des maladies au niveau d'un territoire agricole, et, d'autre part, les pesticides ont des effets négatifs sur la santé humaine et sur l'environnement selon plusieurs travaux de recherche (Kirkhorn and Schenker 2002 ; Reus *et al.* 2002 ; Kamel and Hoppin 2004 ; Devillers *et al.* 2005 ; Costello 2009 ; Rathore and Nollet 2012, etc.) mettant en cause les risques de toxicité liés à l'usage des produits phytosanitaires. Face à ces deux rôles opposés, la mise en place des stratégies de gestion des pratiques phytosanitaires, notamment de l'usage des pesticides, est devenue une nécessité pour réduire les risques de pollution diffuse. De ce fait, nous avons présenté, dans ce chapitre, les dispositifs mis en place pour l'évaluation et la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides, tels que l'indicateur de pression phytosanitaire (IFT), le NODU, la QSA, etc., les plans d'action « Ecophyto 2018 » et les mesures agro-environnementales (MAE). Pour compléter ce panel de dispositifs de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires, nous avons aussi présenté la conception des indicateurs d'impact ou de risque (IRSA et IRTE) développés dans le cadre du projet « TRam », afin d'aboutir à une analyse bibliographique complémentaire à ce qui existe déjà comme indicateurs. Ces indicateurs, de pression et de risque, permettront une évaluation exhaustive des pratiques

phytosanitaires et peuvent être utilisés comme des paramètres dans les outils d'aide à la décision pour la gestion des risques liés aux pesticides.

Ces outils d'aide à la prise de décision, tels que la modélisation des exploitations agricoles et le SIG, permettront d'aboutir à mettre en place des stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires en trouvant un compromis entre la rentabilité économique et l'efficacité environnementale (Ayadi 2013). De ce fait, nous avons montré, dans le **troisième chapitre,** l'utilité des méthodes et des outils d'aide à la décision dans la gestion des risques en agriculture et la réduction des impacts des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur l'environnement. Les deux principaux outils analysés dans ce chapitre sont la création d'un modèle à l'aide des techniques de programmation mathématique et l'élaboration des cartes en utilisant les notions de la cartographie et du SIG. En conséquence, ces outils facilitent la mise en place de stratégies de gestion de la pollution diffuse pour les différents acteurs au niveau d'un territoire qui se caractérise par la complexité des enjeux socio-économiques et environnementaux.

La construction de ces dispositifs d'évaluation et de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires, à l'aide des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE,…) et économiques (coût des produits phytosanitaires, coût de production, marge directe,…), est l'objet de la **deuxième partie** de cette thèse.

DEUXIEME PARTIE

DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE SYSTEMIQUE D'EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET D'OPTIMISATION DES SYSTEMES DE PRODUCTION SUR LE BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE

L'accroissement des problématiques de la pollution diffuse, liée à l'usage excessif des pesticides, met en évidence la nécessité de réduire les risques et les impacts sanitaires et environnementaux associés aux pratiques phytosanitaires (Ahouangninou *et al.* 2011). Ainsi, nous nous sommes intéressés, dans notre étude, à la recherche d'outils de diagnostic, d'évaluation et de gestion de l'utilisation des pesticides dans les exploitations agricoles. Ces méthodes permettent d'aboutir à une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires. Elles répondent ainsi aux exigences des différents acteurs, notamment les agriculteurs, les conseillers agricoles et les gestionnaires territoriaux, en terme de gestion des risques liés aux pesticides.

Le besoin exprimé par ces acteurs pour réduire les impacts de l'usage des pesticides nous a conduit à centrer notre réflexion sur la mise en place d'une démarche méthodologique d'évaluation et de gestion des risques de la pollution phytosanitaire diffuse. De ce fait, à partir d'une connaissance spatiale et géographique recueillie sur les différentes caractéristiques du territoire étudié, deux dispositifs ont été développés. Le premier consiste à construire une méthode de diagnostic des pratiques phytosanitaires et de leurs impacts sur la santé humaine et sur l'environnement, alors que le second représente la conception d'un modèle technico-économique comme outil d'aide à la décision pour proposer aux agriculteurs et aux conseillers agricoles de nouveaux leviers de gestion dans le choix des produits phytosanitaires. La proposition de ces nouvelles techniques de traitement est tributaire de l'impact des produits sur la santé humaine et l'environnement, de leur efficacité de traitement et de leur performance économique.

Nous présentons ainsi dans un **quatrième chapitre** les enjeux environnementaux du territoire choisi en justifiant le choix du cadre géographique de notre étude. Pour cela, une analyse cartographique concernant les caractéristiques de la zone d'étude, sa position géographique et l'occupation du sol du bassin versant a été réalisée. Par ailleurs, les principaux éléments du territoire sont décrits, tels que les caractéristiques des milieux naturels et leur état des lieux, etc.

Les **deux chapitres (5 et 6)** suivants sont consacrés à présenter de la base de données, aux outils logistiques utilisés, ainsi qu'aux différents aspects méthodologiques adoptés dans cette étude. Le **chapitre 5** présente les étapes de construction de la méthode d'analyse des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles à l'aide des indicateurs environnementaux et économiques. Le **chapitre 6** décrit la démarche d'élaboration d'un modèle technico-économique d'optimisation des systèmes de production et de gestion des usages phytosanitaires. Nous exposons également la méthode d'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires.

CHAPITRE 4. LE TERRITOIRE DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR ET CARACTERISATION DE SON SYSTEME AGRICOLE

Le territoire du bassin versant de l'étang de l'Or ou de Mauguio est caractérisé par une diversité paysagère, une biodiversité et un dynamisme socio-économique. Ce territoire est marqué par une interaction complexe entre un patrimoine naturel exceptionnel et des activités socio-économiques diversifiées (agriculture, pêche, tourisme, etc.). Le patrimoine naturel du bassin versant de l'étang de l'Or a une grande diversité d'espèces animales et végétales avec au Nord les garrigues riches d'espèces méditerranéennes et au Sud un littoral couvert de dunes et de plages sablonneuses. Ce patrimoine est globalement plus connu au Sud qu'au Nord, grâce à l'étang de l'Or constitué de lagunes et de marais (zones humides) qui représentent une valeur écologique, paysagère et hydrologique importante. Le choix du territoire du bassin versant de l'étang de l'Or se justifie par les enjeux environnementaux, socio-économiques et scientifiques qui le caractérisent. Face aux conflits d'intérêts au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, les questions suivantes se sont posées : Comment ce territoire est-il organisé entre des activités agricoles diversifiées et des milieux naturels fragiles ? Quelles sont les spécificités du système agricole face aux conditions environnementales (caractéristiques des milieux naturels et état des lieux) et socio-économiques ?

Dans ce chapitre, nous présentons la zone d'étude, les caractéristiques du territoire en tant qu'espace structuré, géré et perçu par des acteurs (Ayadi 2013) et l'organisation du système agricole au niveau du bassin versant étudié. Dans une première section, nous décrivons le cadre géographique du territoire étudié et ses spécificités globales en nous basant sur une analyse cartographique. Dans les deux sections qui suivent, nous montrons la différenciation spatiale, du Nord au Sud du bassin versant, les caractéristiques du milieu naturel (structure de l'espace naturel et état des lieux) et les activités agricoles par commune.

4.1. Agriculture et pesticides sur un bassin versant du Sud de la France (bassin de l'étang de l'Or)

Les terres agricoles en France représentent 52,7% (Banque Mondiale 2012) de la superficie du territoire français qui couvre 547 600 km². Les usages agricoles des pesticides représentent 90% de la consommation nationale de produits phytosanitaires (Aubertot *et al.* 2005). La viticulture française représente 3% de la superficie agricole utile (SAU) en France, mais elle participe pour 20% à la consommation nationale de produits phytosanitaires (Aubertot *et al.* 2005 ; sources SCEES, UIPP). Dans un contexte de problématique de pollution diffuse d'origine agricole, notamment liée à l'utilisation des pesticides, nous avons évalué durant cette étude les risques des pratiques phytosanitaires sur un échantillon de parcelles d'arboricultures, de grandes cultures, de maraîchages et de viticulture. La zone d'étude se situe dans la région Languedoc-Roussillon[38] au Sud de la France, dans le département de l'Hérault (Figure 26). Cette région est connue comme la première en France pour sa surface importante en vignes (236 500 hectares, environ 30 % du vignoble national ; Agreste 2011).

[38] Actuellement nommée région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées.

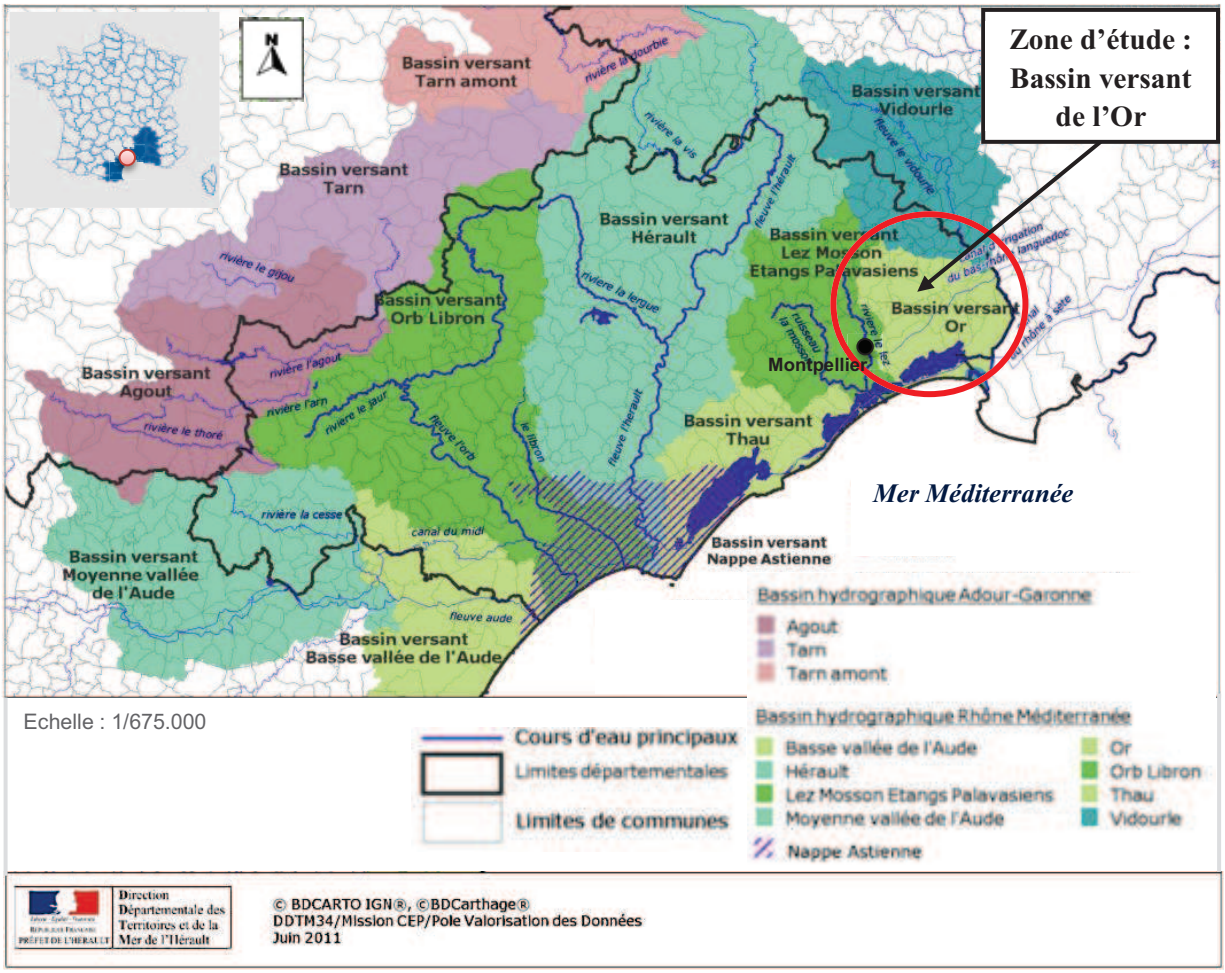


Figure 26. Carte des bassins versants du département de l'Hérault
(Sources : BD CARTO IGN, BD Carthage, DDTM 34/Mission CEP/Pôle Valorisation des Données, Juin 2011)

Par ailleurs, le bassin versant de l'étang de l'Or est caractérisé par une dominance de terres à vocation agricole (Figure 27) sur plus de 50 % de sa surface (Dupré 2003 ; Ifremer 2008). En 2006, il y a eu une diminution de la superficie agricole de 18% et une augmentation de la zone urbanisée de 20% par rapport à l'année 1990 (SYMBO 2011) se qui s'explique par la proximité de la Métropole de Montpellier. Les principales cultures sont la vigne, qui représente 27% de la SAU totale du bassin (RGA 2010 ; Figures 28), en amont du bassin versant, les céréales (environ 25% de la SAU totale), le maraîchage et les vergers sont situés en aval, au niveau de la plaine littorale de Mauguio-Lunel (Figures 27, 28 et 29).

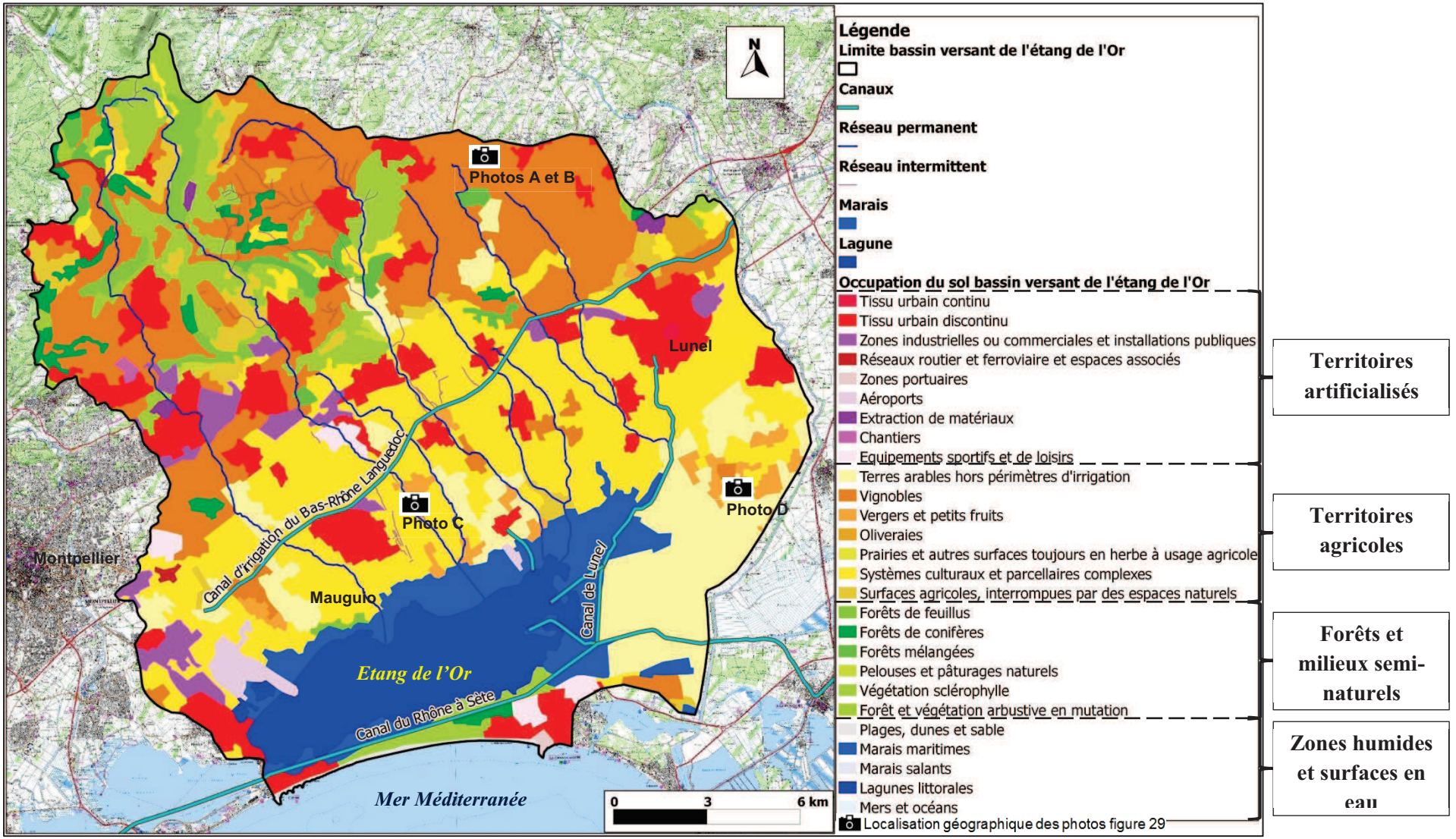


Figure 27. Occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or
(Sources : CORINE Land Cover CLC 2012, carte topo scan 1/25000, IGN BD Lambert 93 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

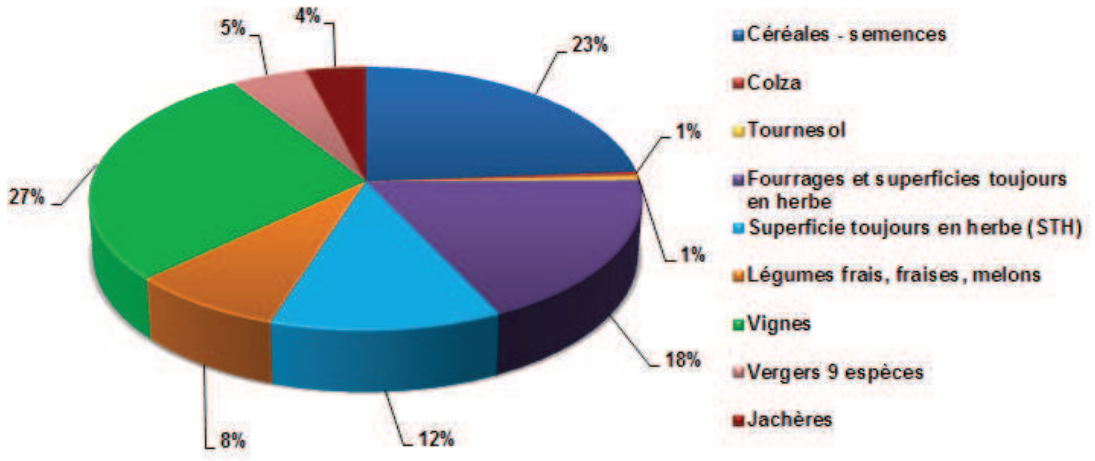


Figure 28. Répartition en pourcentage des principaux systèmes de cultures sur le bassin versant de l'étang de l'Or
(Source : données de RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2014)

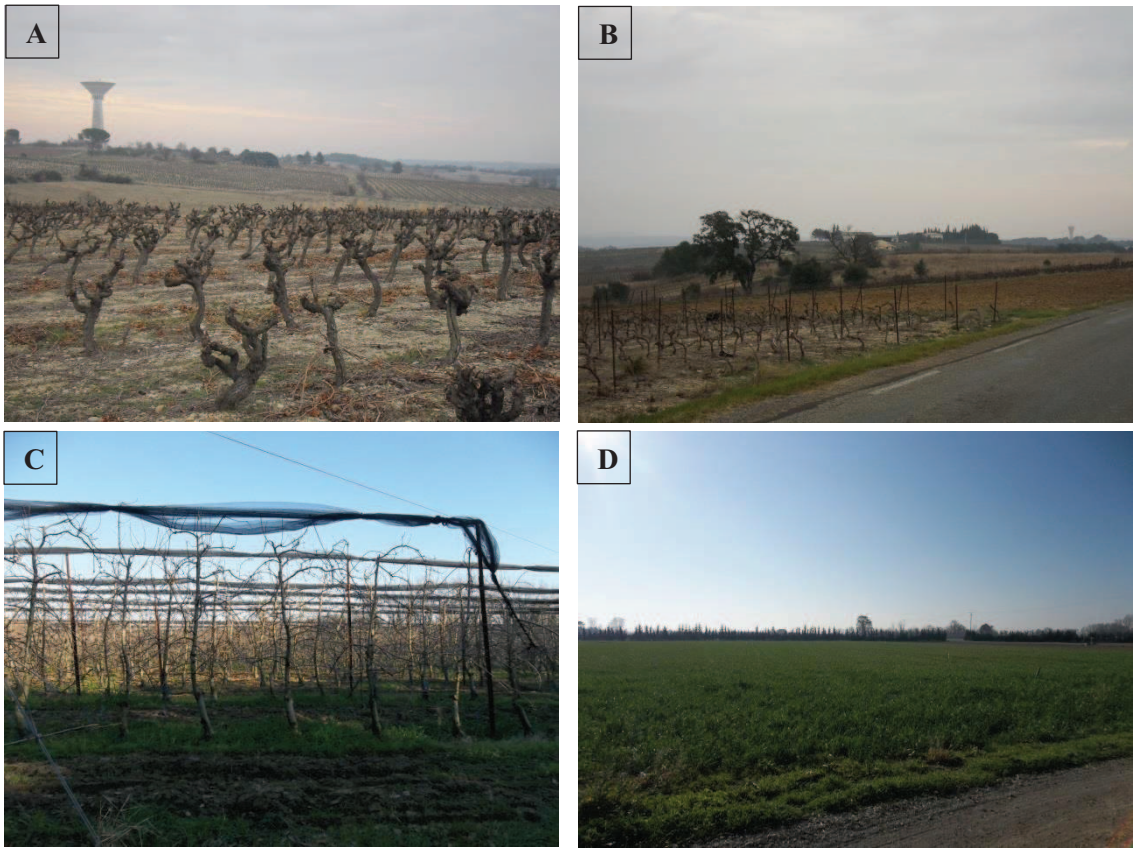


Figure 29. Photos de quelques exploitations agricoles sur le bassin versant de l'étang de l'Or (**A, B** : vignes sur les coteaux de Saint Christol ; **C** : vergers à Mauguio ; **D** : grandes cultures à Marsillargues) (Mghirbi Janvier 2013)

Selon le syndicat mixte du bassin versant de l'Or (SYMBO), 31 communes se partagent la superficie du bassin versant (410 km²) (Figure 30) avec une population permanente de 147 676 habitants (Insee[39], Recensement de la population 2013) et une population estivale de 250 000 habitants

[39] Insee : Institut national de la statistique et des études économiques. Site internet : http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/departement.asp?dep=34

(SYMBO 2012). Ce bassin a comme exutoire l'étang de l'Or (Figures 27 et 30) qui a une superficie de 5 230 ha (13% de la superficie totale du bassin versant), répartie en deux zones : 2 960 ha de lagunes et 2 270 ha de zones humides (Barral *et al.* 2007). Ce bassin est d'un grand intérêt socio-économique (activité agricole, pêche, tourisme, etc.) et environnemental (un patrimoine naturel mondial et intégré au réseau Européen Natura 2000). En outre, l'étang de l'Or est caractérisé par une richesse écologique (biodiversité de la faune et de la flore) et paysagère (Figure 31). Cette diversité écosystémique fait de l'exutoire un site Ramsar. La situation d'interface des zones lagunaires attribue à ce site un rôle important dans la régulation des débits des cours d'eau et l'épuration des eaux. Le site contribue donc à la gestion des ressources en eau et nécessite une protection contre la détérioration des écosystèmes endémiques et fragiles, due principalement aux problèmes de la pollution diffuse, des eaux de surface et des eaux souterraines d'origine agricole.

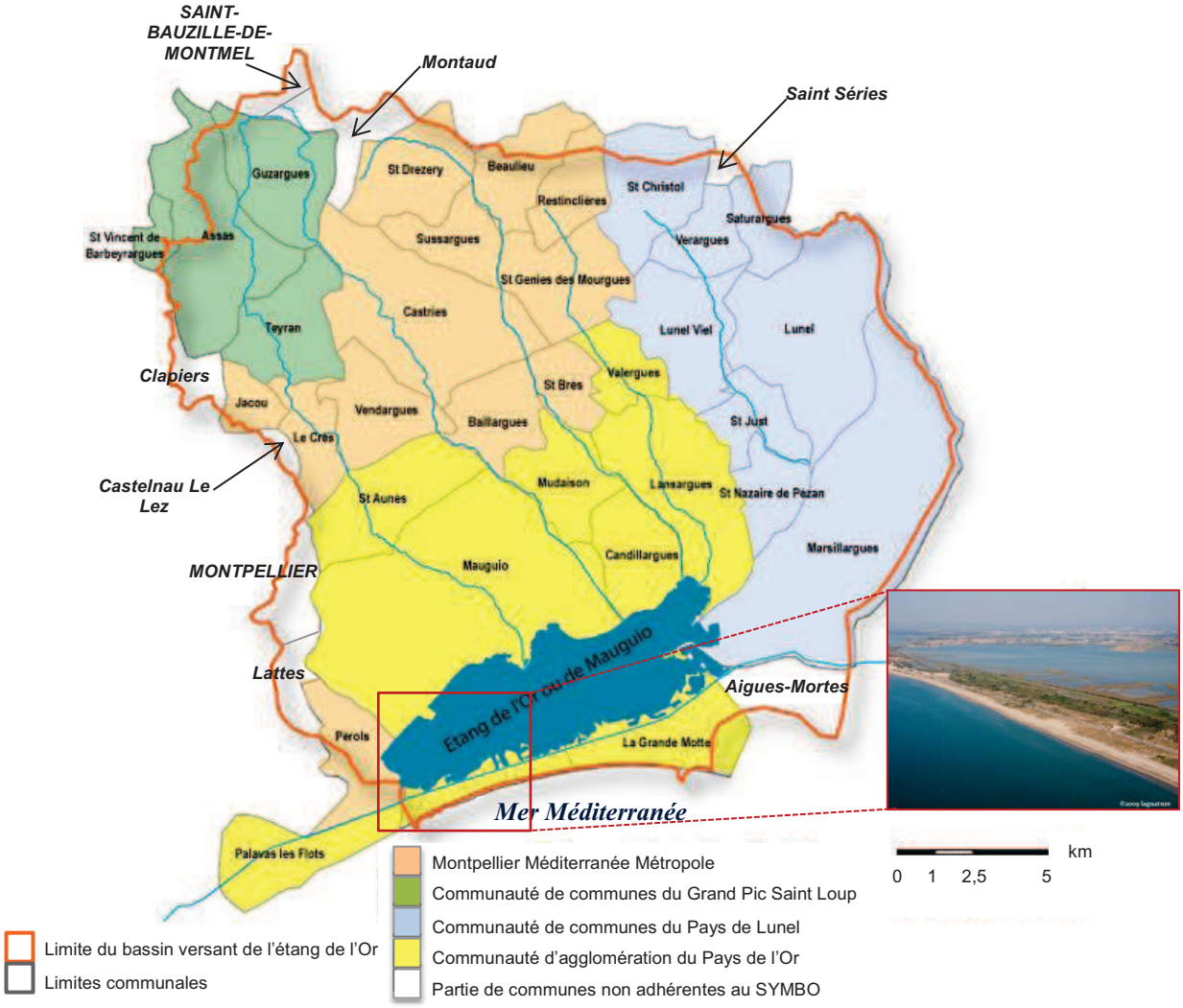


Figure 30. Territoire administratif du bassin versant de l'étang de l'Or[40]
(Source : BD Carthage, agence de l'eau/SYMBO 2012 ; photo prise par Gendre, CEN-LR[41], ©Lagnature 2009)

[40] La carte ne présente que les communes adhérentes au SYMBO
[41] CEN-LR : Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc-Roussillon

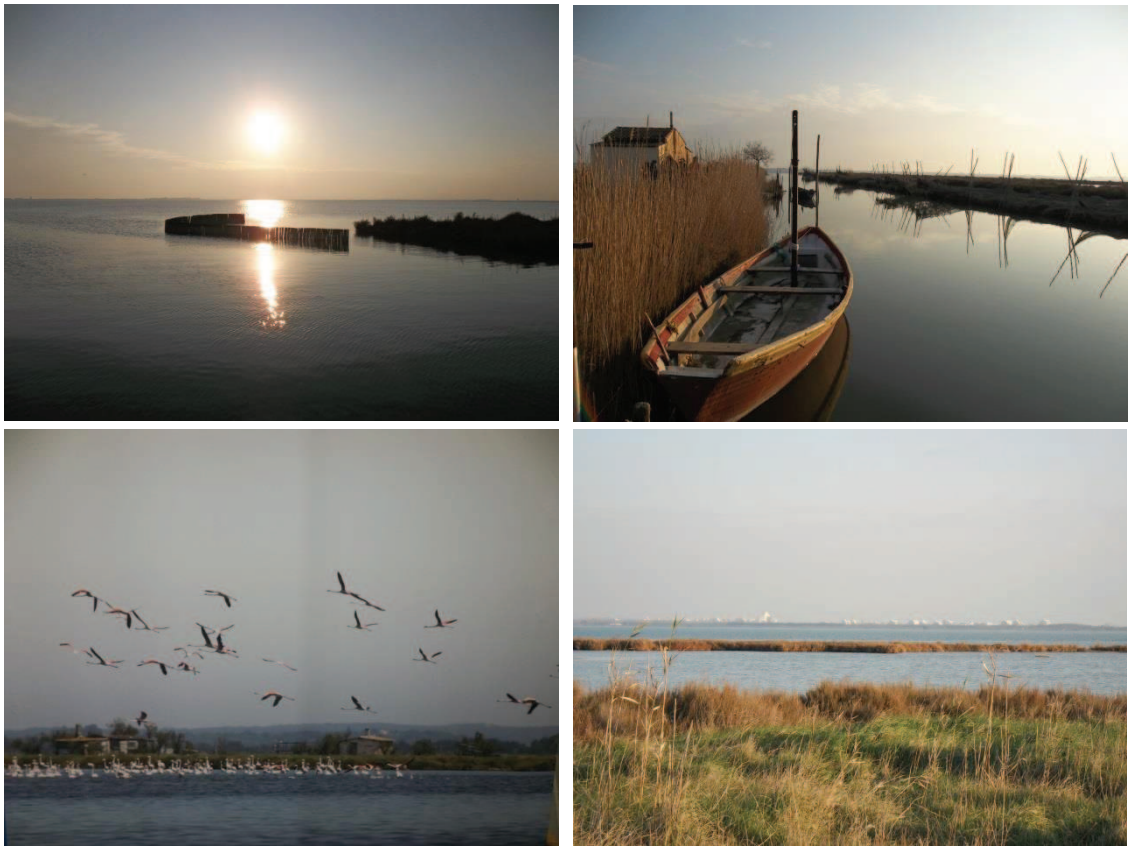


Figure 31. Photos prises au bord de l'étang de l'Or, à Mauguio (Mghirbi Janvier 2013)

L'analyse spatiale de l'occupation du sol montre que les terres agricoles représentent une surface importante et couvrent 59% de la superficie du bassin versant (Tableau 6). La majeure partie de la pollution diffuse du bassin est d'origine agricole, mais il ne faut pas oublier les rejets des stations d'épuration et la pollution générée par les zones industrielles et urbaines. En revanche, le tableau 6 nous indique que seulement 12% de la superficie du bassin versant représentent des forêts et des milieux semi-naturels (pelouses, pâturages naturels, végétation arbustive, zones vertes, etc.). Les territoires artificialisés gagnent de plus en plus de terrain au détriment de l'agriculture et représentent 16% de la superficie du bassin versant de l'étang de l'Or (Tableau 6). Cette superficie est composée principalement des zones urbanisées des 31 communes du bassin versant, de zones industrielles et commerciales, de réseaux routiers et ferroviaires, etc. La superficie des lagunes et des marais couvre 13% du bassin versant (Tableau 6).

Tableau 6. Répartition des types d'occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD CLC 2012, travail de SIG, Mghirbi 2015)

Type d'occupation du sol	Surface (km²)	Part par type d'occupation du sol (%)
Territoires artificialisés	64	15,7
Territoires agricoles	239	59,1
Forêts et milieux semi-naturels	47	11,6
Lagunes et marais	55	13,6
Bassin versant	405[(42)]	100

[42] 405 km² : superficie déterminée selon la limite du bassin versant de l'étang de l'Or (Figure 28). 410 km² représente la superficie selon les limites communales déterminées par le SYMBO (Figure 30).

4.2. Caractéristiques du milieu naturel du bassin versant de l'étang de l'Or

L'étude du système agricole, en particulier la répartition des cultures et l'évaluation des impacts des pratiques phytosanitaires sur la santé publique et les milieux naturels, nécessite une analyse des caractéristiques du bassin versant :

- la topographie de la zone d'étude qui nous permet de connaître le sens d'écoulement des eaux de surface et la mobilité des pesticides ;
- le réseau hydrographique, élément essentiel de transfert des matières actives des exploitations agricoles vers l'étang de l'Or comme exutoire ;
- les propriétés et l'état de la nappe phréatique du bassin ;
- l'occupation du sol et la superficie agricole utile (SAU) par commune.

4.2.1. Topographie et réseau hydrographique du bassin versant favorisant le transfert des pesticides vers l'étang de l'Or

L'analyse spatiale de la topographie du bassin versant à l'aide du Modèle Numérique de Terrain (MNT) d'une résolution de 25m montre que nous pouvons distinguer trois types de pentes (Figure 32):

- les pentes faibles inférieures à 1% s'étendent sur presque 25% du bassin versant, situées surtout à la moitié Sud et à l'Est du bassin vers l'aval (la mer) et l'exutoire (étang de l'Or) ;
- les pentes faibles à moyennes (de 1% à 8%), environ 50% du bassin, représentent des plaines, ainsi que des coteaux et des collines ;
- les pentes moyennes à fortes (de 8% à 77%) s'étendent sur 25% du bassin versant et sont surtout centrées sur la moitié Nord et au Nord-Ouest du bassin vers l'amont où se localisent coteaux, collines et garrigues.

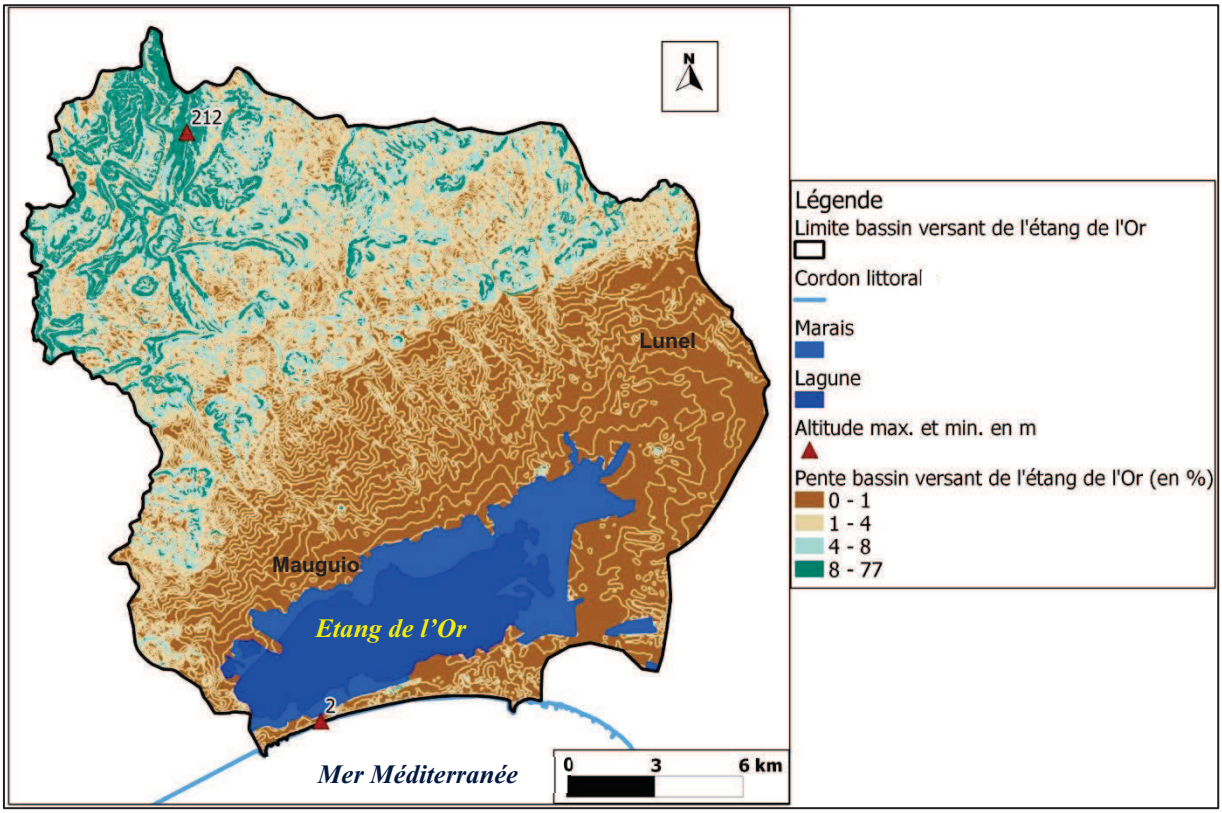


Figure 32. Carte des pentes du bassin versant de l'étang de l'Or
(Source : BD Alti®, MNT 25m, IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Ainsi, nous pouvons déduire la circulation et le transfert des eaux de surface des forêts et des collines vers l'étang (Figure 33), mais aussi le contrôle de la pollution diffuse liée aux pesticides selon la morphologie des sols et la proximité des exploitations agricoles au réseau hydrographique. A partir de la carte topographique de la zone d'étude, nous déterminons l'altitude maximale (212 m) située au Nord-Ouest du bassin versant (Figure 33).

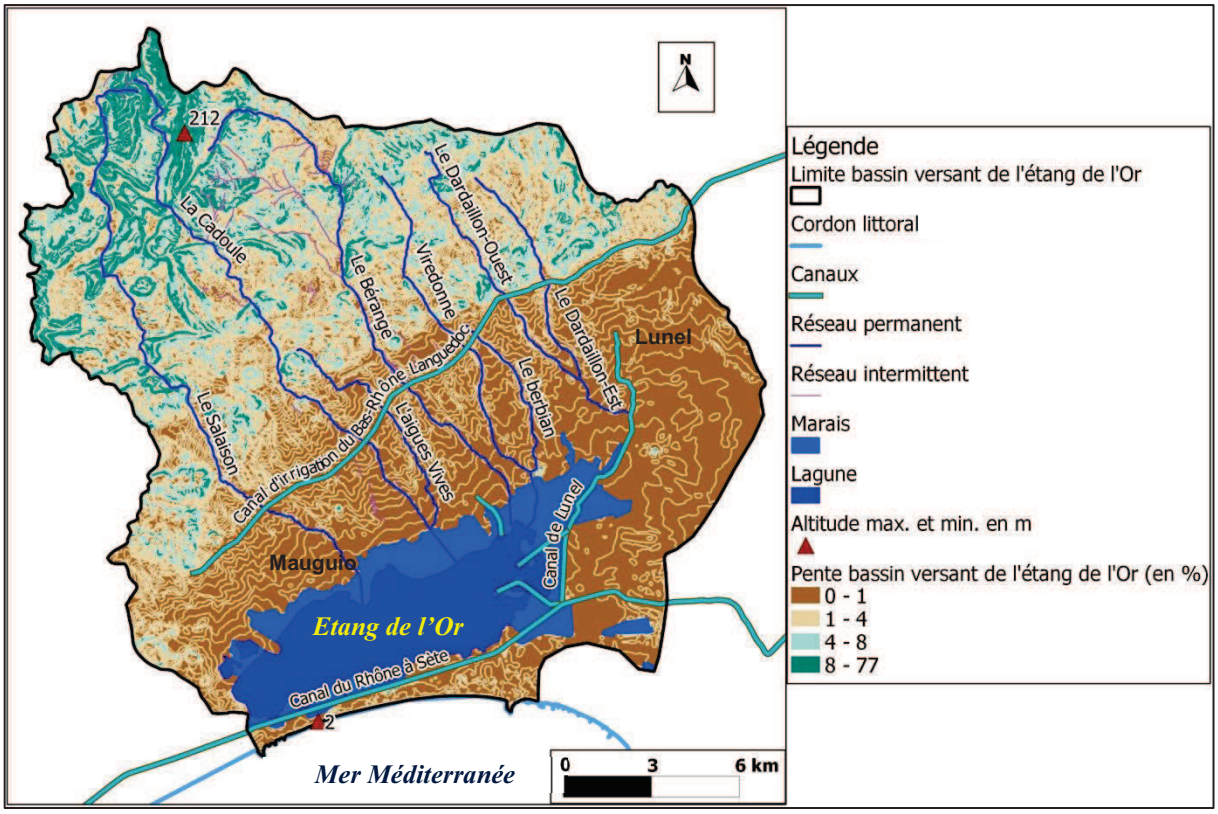


Figure 33. Réseau hydrographique principal du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : BD Alti®, MNT 25m, IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Le réseau hydrographique du bassin versant, dont l'étang de l'Or constitue l'exutoire, se compose de 8 cours d'eau permanents (Figures 33 et 34). Ces dreniers prennent naissance dans le Nord du bassin traversant les collines et les coteaux, ainsi que la plaine agricole et urbanisée jusqu'à atteindre les zones humides au bord de l'étang et la lagune. D'après le tableau 7, les principaux cours d'eau en terme de longueur sont le Salaison (24,9 km), la Cadoule (22,8 km), le Dardaillon (Est et Ouest : 21,3 km) et le Bérange (21 km). A partir de ces cours d'eau, nous avons obtenu le découpage du bassin versant en sous bassins et leur délimitation (Figure 34). Nous constatons donc que le bassin versant de l'étang de l'Or est constitué de 5 sous bassins dont l'exutoire est l'étang. Ceci indique que l'étang accumule tous les affluents des 5 sous-bassins, ce qui provoque en son sein l'augmentation de la pollution diffuse. Ces 5 sous-bassins versants (Figure 34) qui constituent le bassin de l'étang de l'Or sont les suivants (SYMBO 2013) :

- le sous bassin versant occidental (sous bassin 1) ;
- le sous bassin versant du Salaison (sous bassin 2) ;
- le sous bassin versant de la Cadoule (sous bassin 3) ;
- le sous bassin versant du Bérange et de la Viredonne (sous bassin 4) ;
- le sous bassin versant oriental constitué des Dardaillons et du Canal de Lunel (sous bassin 5).

D'après la figure 34, les superficies des sous bassins versant varient de 35,87 km² (surface sous bassin 1) jusqu'à 164,10 km² (surface sous bassin 5).

L'aménagement du réseau hydrographique aboutit à la construction de trois principaux canaux qui sont situés à la moitié Sud du bassin versant (Figure 34). Le canal de Lunel permet d'évacuer les eaux de surface vers l'étang et rejoint le canal du Rhône à Sète qui relie le Rhône à Beaucaire (département du Gard) au canal du Midi en passant par l'étang de Thau, à proximité de Sète. Une communication est établie entre ces deux canaux et l'étang de l'Or afin d'assurer une meilleure circulation des eaux de surface. Un troisième canal, celui d'irrigation du Bas-Rhône Languedoc (ou canal Philippe Lamour), a été construit pour acheminer l'eau du Rhône vers les zones agricoles du bassin versant (Figure 34).

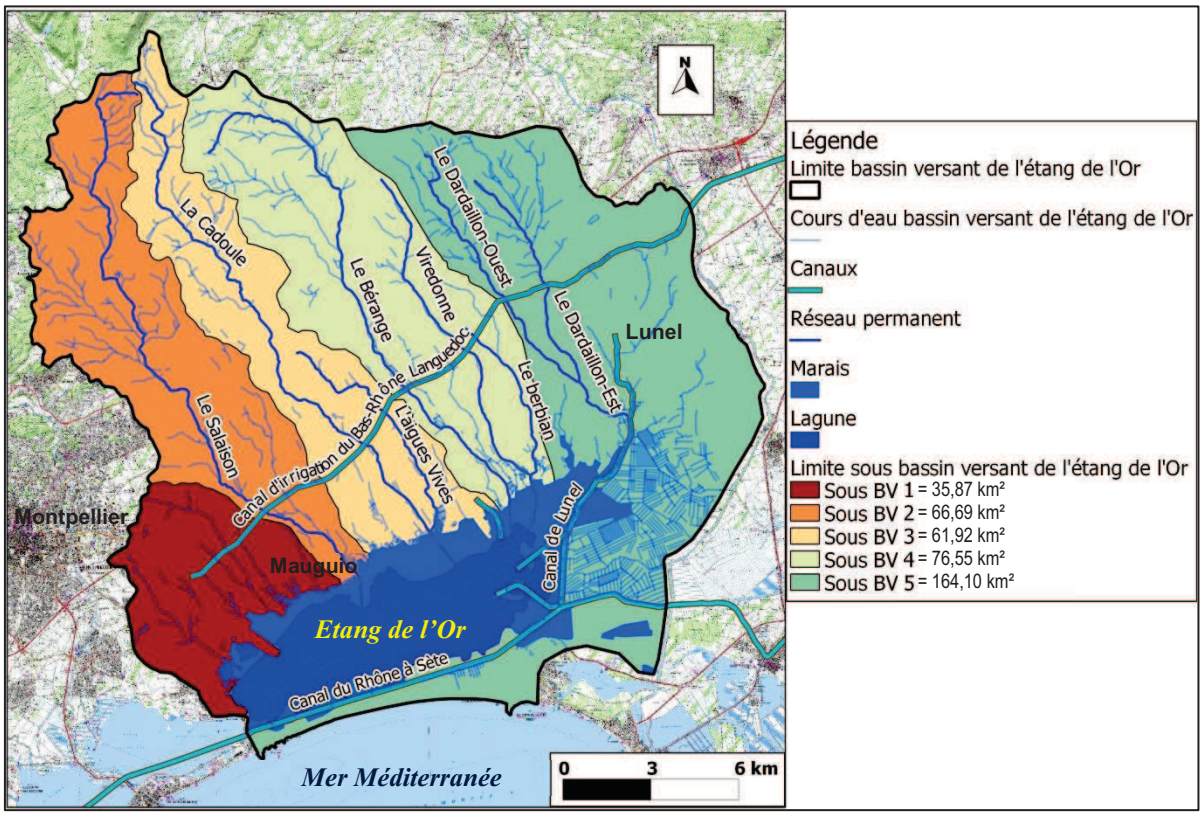


Figure 34. Sous bassins versant et réseau hydrographique du bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : BD IGN, carte topo scan 1/25000 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Tableau 7. Longueur des principaux cours d'eau permanents du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : travail de SIG, Mghirbi 2015)

Nom du cours d'eau	Longueur (km)
Le Bérange	20,95
Viredonne	14,51
Le Salaison	24,91
Le Dardaillon-Ouest	10,54
L'Aigues Vives	9,15
Le Dardaillon-Est	10,79
La Cadoule	22,78
Le Berbian	6,37

4.2.2. Caractéristiques et qualité des ressources en eaux du bassin versant de l'étang de l'Or

L'analyse de la qualité des ressources en eau et de la pollution de la nappe phréatique du bassin versant est directement liée à ses caractéristiques. Nous constatons que le bassin versant de l'étang de l'Or est constitué de trois principaux types d'aquifères (Figure 35) :

- l'aquifère des cailloutis de Mauguio-Lunel très exploité, situé au niveau de la plaine agricole au Sud et à l'Est du bassin et qui s'étend sur presque 50% du territoire. Cet aquifère se compose des cailloutis villafranchiens superficiels, niveau argileux sableux écran, sables astiens, puis de marnes (Diop 1980 ; Grillot *et al.* 1988) ;
- les aquifères calcaires jurassiques, crétacés et marneux au Nord du bassin représentent 45% du territoire ;
- l'aquifère sablo-argileux à l'Ouest du bassin provient des sables et de la marne du Sud de Montpellier et couvre 5% du territoire.

L'analyse de la composition géologique des aquifères permet de déterminer le processus d'infiltration et de transfert des eaux de surface au niveau du bassin. Cette analyse permet aussi de localiser les zones vulnérables qui favorisent le transfert et l'accumulation des polluants tels que les produits phytosanitaires (matières actives).

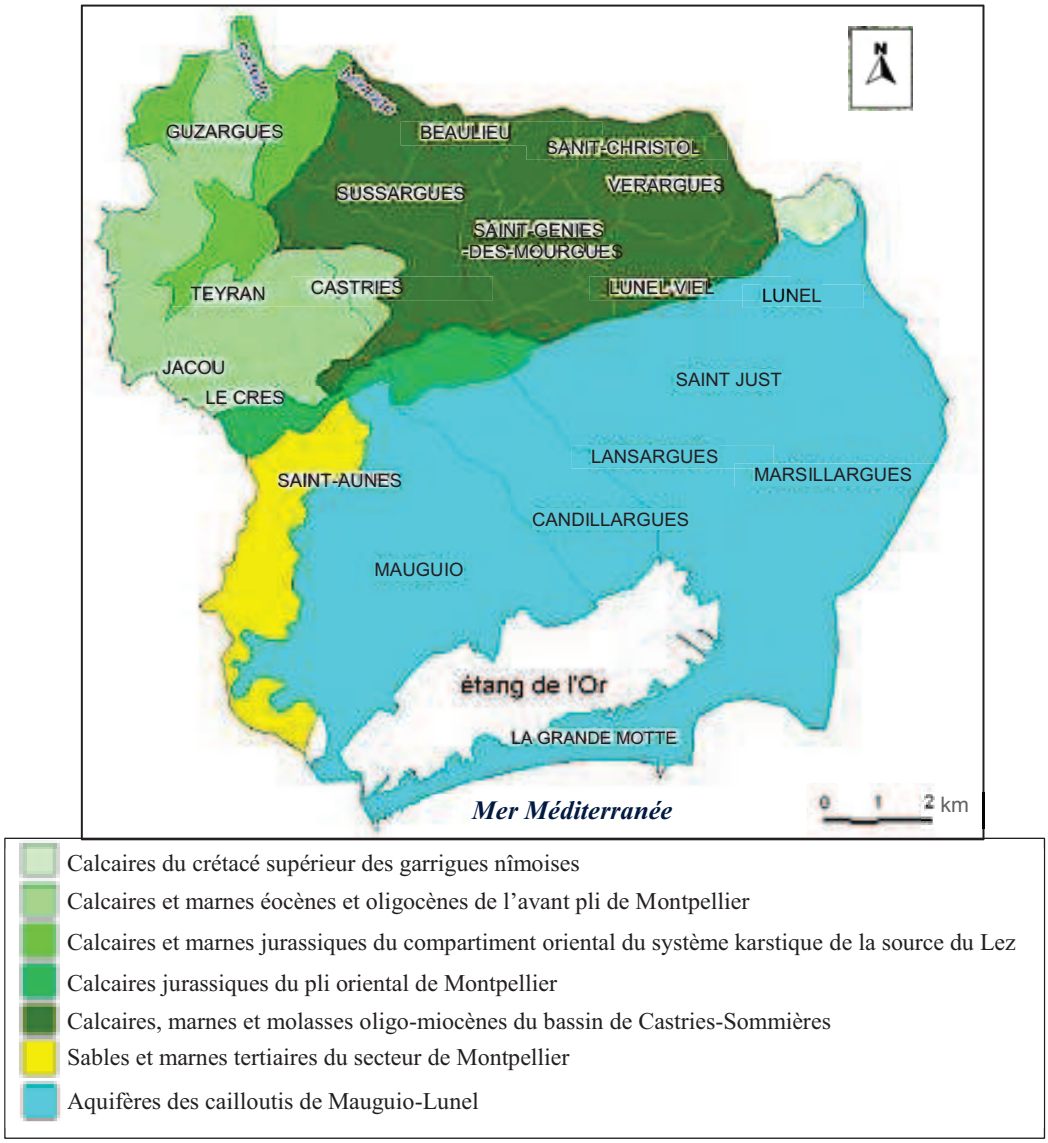


Figure 35. Carte hydrogéologique du bassin versant de l'étang de l'Or (BRGM 2007)

Les aquifères calcaires situés au Nord du bassin versant participent à l'alimentation des cailloutis villafranchiens de Mauguio-Lunel qui favorisent l'accumulation des eaux dans la principale nappe du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette nappe est située au-dessous de la plaine agricole Mauguio-Lunel et couvre la moitié du bassin (240 km² ; Figure 36). D'après l'étude d'impact sur l'environnement menée par la communauté d'agglomération du Pays de l'Or et la société d'expertise CSD ingénieurs (2012), la variation piézométrique est de 2 mètres par an et l'altitude de la nappe phréatique en période de moyennes-basses eaux est de 4,29 m.

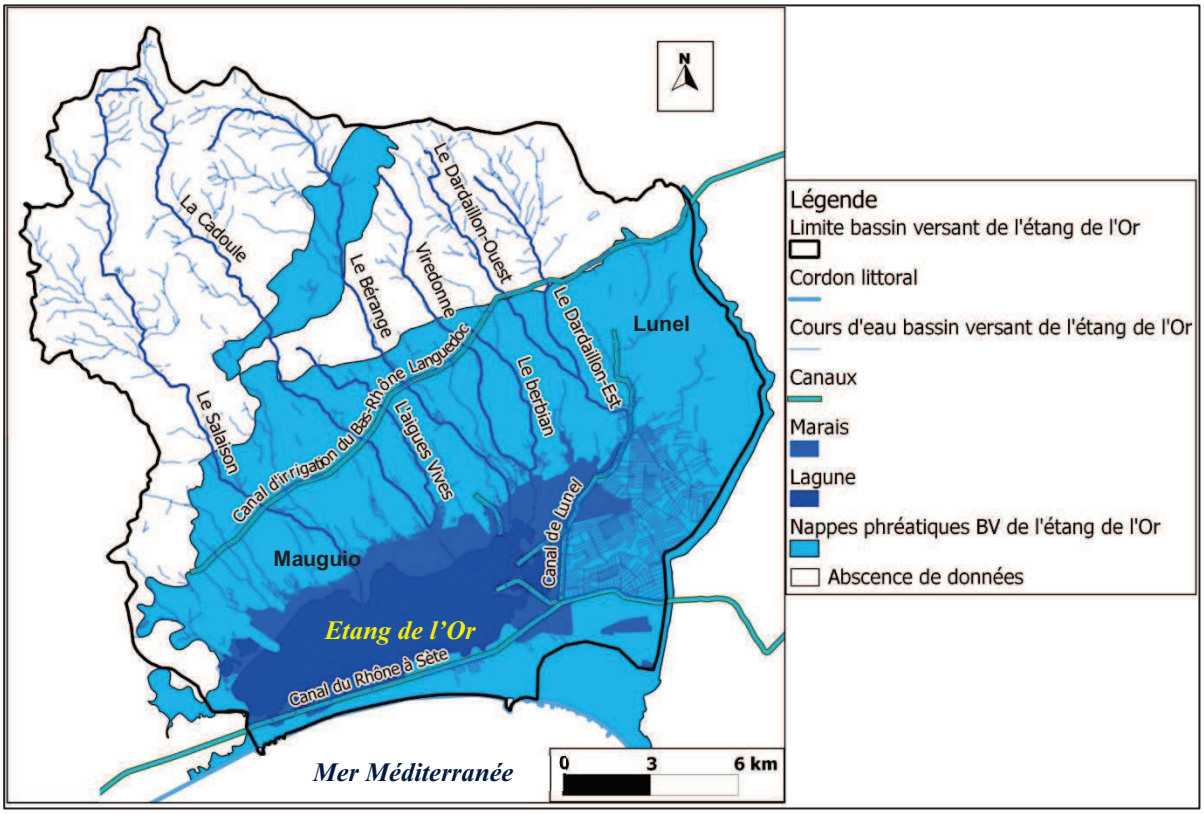


Figure 36. Nappes phréatiques du bassin versant de l'étang de l'Or
(Source : BD IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Compte tenu de l'importance de cette nappe, la surveillance et le suivi de la qualité des eaux sont parmi les priorités des acteurs de gestion de l'eau qui classent cette zone comme vulnérable (Payraudeau 2002). L'utilisation excessive de pesticides génère la pollution des ressources en eaux superficielles et souterraines. La figure 37 montre ainsi l'état médiocre de la qualité des eaux souterraines du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette dégradation des eaux souterraines est liée essentiellement à l'infiltration des molécules chimiques provenant des activités humaines telles que l'utilisation des pesticides et les rejets des stations d'épuration (des zones urbaines et industrielles). Les graphiques à droite de la carte (Figure 37) illustrent l'évolution des teneurs en pesticides entre 2001 et 2009, relevées dans deux forages à Sussargues et à Candillargues. D'après ces graphiques, des concentrations élevées de certains herbicides, tels que l'Atrazine et la Simazine, ont été enregistrées en 2009 dans ces deux forages. Ces concentrations dépassent le seuil règlementaire par molécule de 0,1 µg/l (Figure 37). Pour répondre à ces problèmes et atteindre l'objectif d'une bonne qualité d'eau souterraine en 2021, des mesures réglementaires de réduction de l'utilisation des pesticides ont été envisagées, parmi lesquelles la mise en place de techniques alternatives au désherbage chimique (travail du sol : labour ou entretien superficiel) et la maîtrise de l'application des produits phytosanitaires (agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2016).

Ces mesures ont permis d'améliorer la qualité des eaux souterraines dans certaines zones à l'Ouest du bassin versant entre 2010 et 2015 (Figures 37 et 38). Néanmoins, d'après la carte de l'état des lieux et de surveillance de la qualité des eaux du bassin versant de l'étang de l'Or (Figure 38) établie par le syndicat mixte (SYMBO), nous constatons la qualité médiocre des eaux souterraines de la nappe Mauguio-Lunel entre 2010 et 2015. Ceci indique la vulnérabilité et le risque de pollution élevé de la nappe de Mauguio-Lunel par les pesticides. En revanche, l'état des eaux au Nord du bassin varie d'une mention bonne (Nord-Ouest) à mauvaise (Nord Est). Cette variation de la qualité des eaux d'une zone à une autre s'explique par plusieurs facteurs tels que la proximité littorale (échanges nappe étang ou drainance verticale), la composition géologique des aquifères, la variation de la pente du Nord au Sud et l'occupation du sol (agriculture, développement de l'urbanisation et des infrastructures, stations d'épuration, etc.). Ces facteurs sont les éléments majeurs qui expliquent bien l'origine de la pollution des eaux de la nappe de Mauguio-Lunel. Celle-ci est essentiellement due à l'accumulation des eaux transférées du Nord du bassin et à la superficie importante des terres agricoles de la plaine de Mauguio-Lunel (l'utilisation des engrais et des pesticides au niveau des exploitations agricoles).

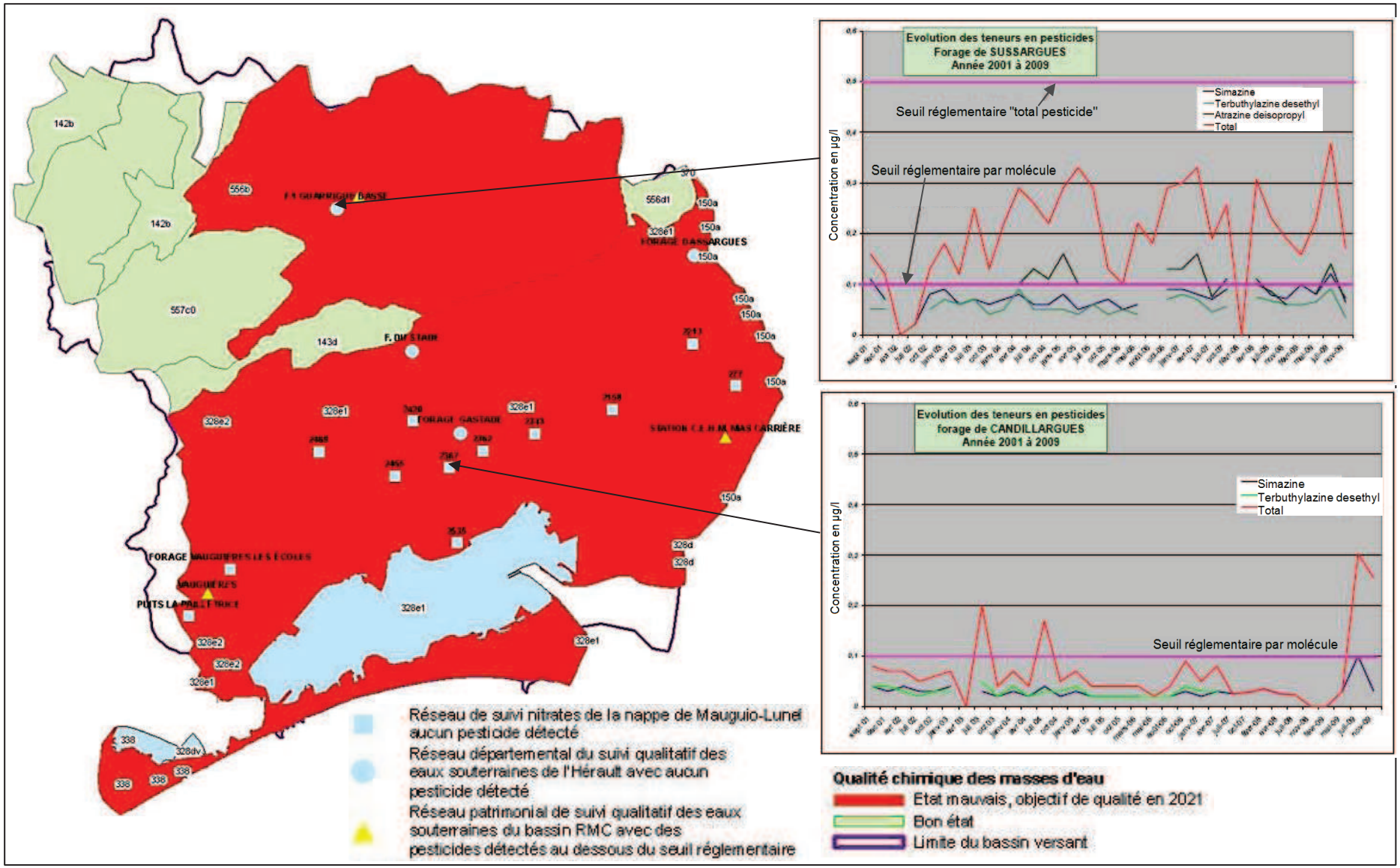


Figure 37. Carte représentative de la qualité des eaux souterraines dans le bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : CG34, SDAGE 2010, SYMBO, ARS, Agence de l'Eau, DREAL LR, BRGM)

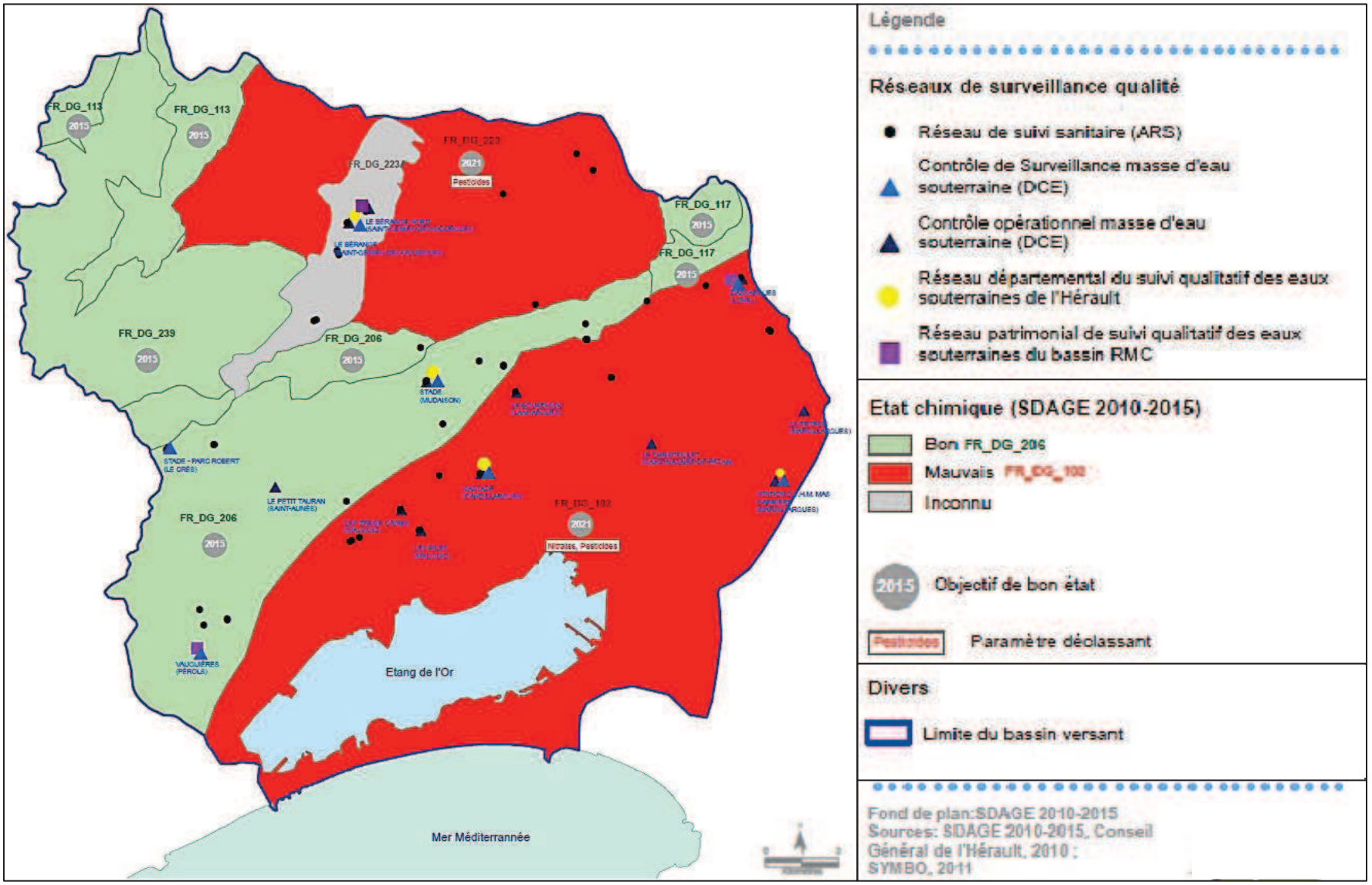


Figure 38. Etat qualitatif des masses d'eau souterraine et suivi de la qualité des eaux
(Sources : SDAGE 2010-2015, SDAGE 2010-2015, Conseil général de l'Hérault 2010, SYMBO 2011)

D'après l'étude d'état des lieux et de gestion des eaux établie par le SYMBO (2015), nous remarquons que l'état chimique et écologique du Salaison est mauvais (eutrophisation et présence de molécules de pesticides), ce qui en fait le cours d'eau le plus dégradé du bassin versant (Annexe 4 ; Figure 39). D'après le rapport de suivi de la qualité des eaux des bassins versants rédigé par le conseil général de l'Hérault (Dal Degan 2013), un nombre relativement important de molécules de produits phytosanitaires a été détecté dans les eaux du Salaison. En effet, les concentrations en Glyphosate, Simazine, Terbuthylazine et Diuron, enregistrées en 2008, étaient élevées (correspondant aux classes de qualité moyenne à mauvaise) et ont diminué en 2012 grâce à l'évolution des pratiques phytosanitaires et à l'interdiction de l'usage de certaines molécules (Dal Degan 2013). Nous pouvons en déduire que la contamination des ressources en eaux et la pollution diffuse de la nappe de Mauguio-Lunel sont principalement d'origine agricole. La détermination des zones vulnérables des ressources en eau fait partie des éléments essentiels pour la gestion de la pollution diffuse et la mise en place de plans d'action d'aménagements, tels que la répartition géographique des systèmes de cultures et la gestion des pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant.

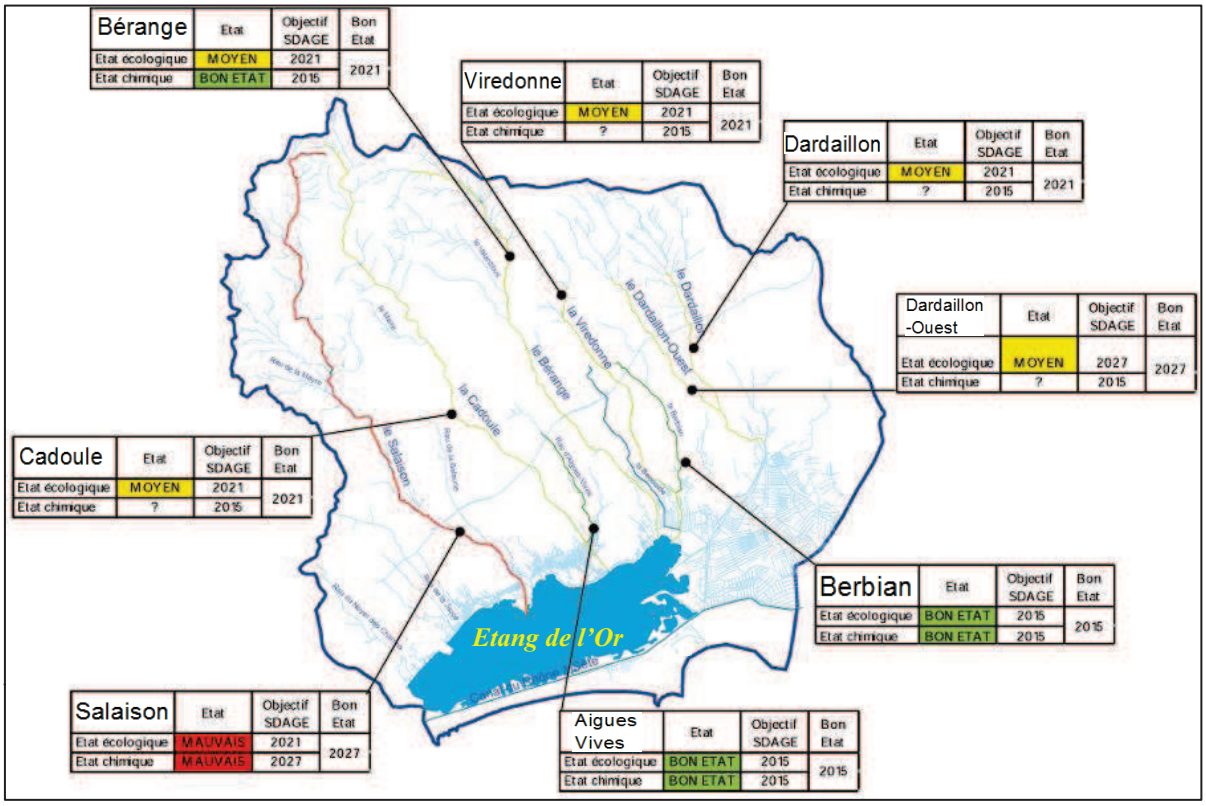


Figure 39. Etat des lieux des cours d'eau du bassin versant de l'étang de l'Or (SYMBO 2015)

Le manque de données pédologiques et l'insuffisance d'informations sur la texture du sol au niveau du bassin versant rendent difficile l'analyse approfondie pour déterminer les facteurs de variation de la pollution diffuse du Nord au Sud et son origine au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or (Figure 40). En effet, la pédologie et la texture du sol sont parmi les principaux éléments du processus de pollution diffuse des ressources en eau (infiltration et transfert des éléments chimiques). La figure 40 nous permet de déduire que le Nord du bassin versant est caractérisé par une dominance de texture du sol équilibré (argile, sable et limon), avec quelques zones à texture lourde (argile).

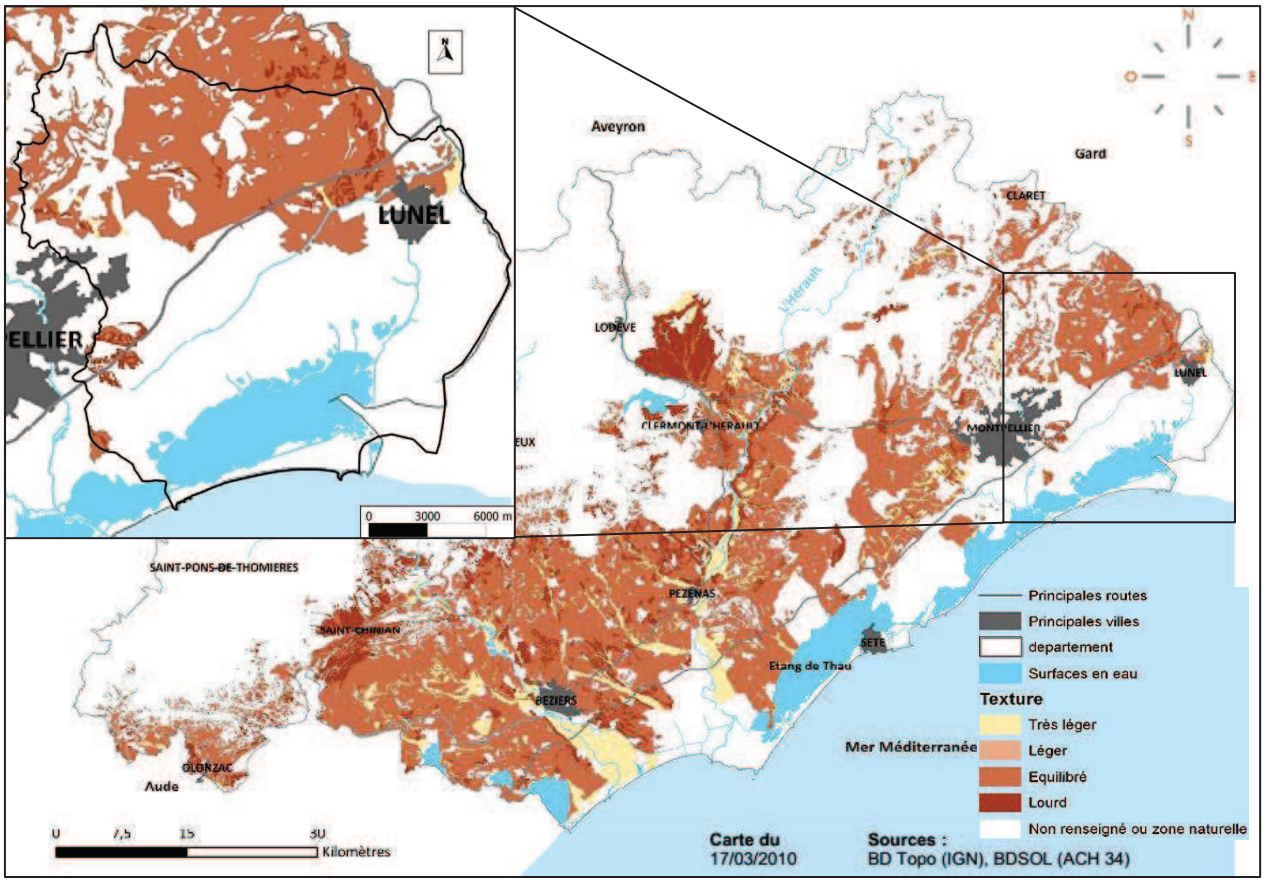


Figure 40. Carte de texture du sol du département de l'Hérault (Sources : BD Topo IGN, BD sol ACH 2010) et extrait du bassin versant de l'étang de l'Or (Géoréférencé par Mghirbi 2015)

Les caractéristiques du milieu naturel laissent à déduire que le bassin versant de l'étang de l'Or est aménagé de telle sorte que tous les acteurs partagent au mieux les ressources de ce territoire. Cependant, les enjeux environnementaux et socio-économiques mettent en évidence la nécessité de gérer la pollution diffuse d'origine agricole pour la protection des ressources naturelles.

4.3. Le bassin versant de l'étang de l'Or, un territoire agricole complexe et diversifié

4.3.1. Caractéristiques du système agricole du bassin versant de l'étang de l'Or

Le bassin versant de l'étang de l'Or est caractérisé par un potentiel agricole diversifié et important, en particulier au niveau de la plaine de Mauguio-Lunel qui couvre le Sud et l'Est du bassin (Figure 41). L'analyse spatiale de la superficie agricole utile (SAU) montre la superficie importante des vignobles, localisés principalement au Nord et à l'Ouest du bassin versant, couvrant ainsi 27% (4 515 ha) de la SAU totale du bassin (Figure 41 ; Tableau 8). D'après le tableau 8, la SAU totale du bassin versant représente 16 433 ha et 1 255 exploitations agricoles, dont 67% sont des surfaces couvertes par des cultures qui consomment des pesticides (10 933 ha). La Figure 41 montre que les cours d'eau traversent toutes les exploitations agricoles de l'amont jusqu'à l'aval pour rejoindre l'étang de l'Or. Ceci engendre un risque élevé de pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires des cours d'eau.

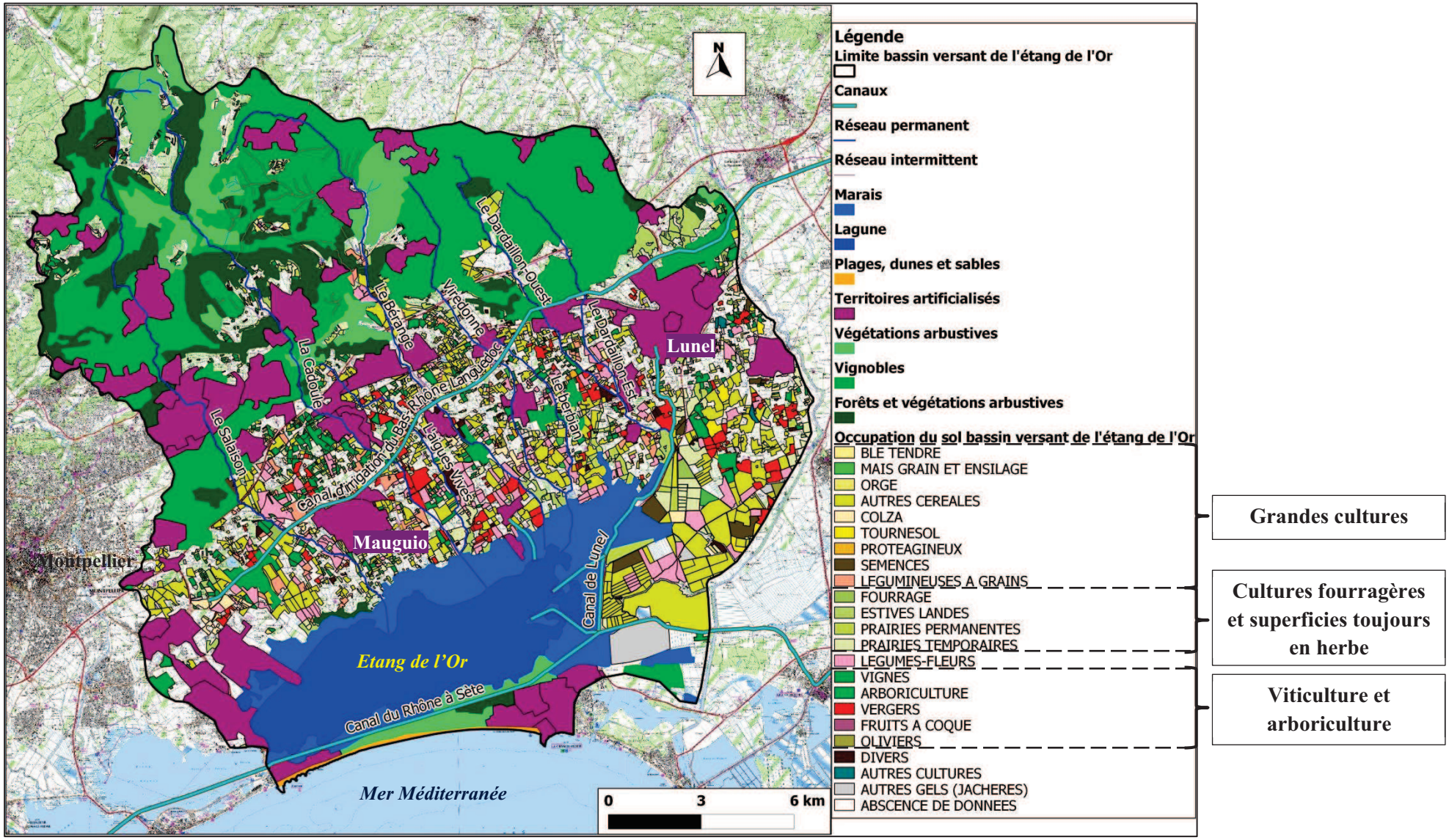


Figure 41. Occupation du sol agricole du bassin versant de l'étang de l'Or
(Sources : Données CORINE Land Cover 2012 & RPG Hérault 2012, carte topo scan 1/25000, IGN BD Lambert 93 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Nous constatons aussi qu'il existe une dominance des cultures fourragères et des superficies toujours en herbes qui recouvrent 30% (environ 4 900 ha) de la SAU du bassin versant (Tableau 8). D'après le tableau 8, les céréales (semences) représentent aussi une superficie importante de 3 840 ha (23% de la SAU totale du bassin versant). De plus, le nombre d'exploitations céréalières et viticoles constituent environ 50% des exploitations du bassin versant, avec presque 600 exploitations agricoles (Tableau 8). Cette analyse spatiale des systèmes agricoles du bassin versant permet d'identifier les principales caractéristiques de l'occupation du sol agricole du bassin versant et la répartition géographique des cultures, ainsi que leur proximité de l'étang et des cours d'eau.

Tableau 8. Répartition de l'occupation du sol agricole du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : données de RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Type de cultures	Cultures	Superficie (ha)	Superficie (%)	Nombre d'exploitations	Exploitation (%)
Grandes cultures	**Céréales - semences**	**3 840**	**23**	**197**	**16**
	Blé tendre	33	0	9	1
	Orge et escourgeon	35	0	9	1
	Maïs-grain et maïs-semence	78	0	7	1
	Oléagineux	67	0	27	2
	Colza	84	1	14	1
	Tournesol	83	1	10	1
Cultures fourragères et superficies toujours en herbe	**Fourrages et superficies toujours en herbe**	**2 922**	**18**	**137**	**11**
	Superficie toujours en herbe (STH)	**1 939**	**12**	**102**	**8**
Cultures maraîchères	**Pommes de terre et tubercules**	52	0	15	1
	Légumes frais, fraises, melons	1 301	8	79	6
Culture des plantes ornementales	**Fleurs et plantes ornementales**	24	0	19	2
Viticulture	**Vignes**	**4 515**	**27**	**400**	**32**
Arboriculture	**Vergers 9 espèces**	821	5	85	7
Jachères	**Jachères**	639	4	145	12
	Total	**16 433**	**100**	**1 255**	**100**
	Superficie agricole hors jachères, fourrages et STH*	**10 933**	**67**	**871**	**69**

***** Superficie des cultures qui consomment des pesticides

4.3.2. Découpage administratif et caractéristique agricole des communes du bassin versant de l'étang de l'Or

Le découpage administratif du bassin versant de l'étang de l'Or a été réalisé via le SIG en nous basant sur la superposition de deux principales couches vectorielles : les communes de l'Hérault et la

délimitation du bassin. Les communes qui n'appartiennent pas au bassin versant, présentées en pointillé sur la figure 42, n'ont pas été prises en compte puisqu'elles ne font pas partie des communes adhérentes au SYMBO qui gère le bassin versant. L'élaboration de la carte du découpage administratif du bassin versant de l'étang de l'Or nous permet de déterminer les caractéristiques des communes appartenant au bassin versant : leur délimitation, leur nombre (31 communes), leur situation géographique par rapport à l'étang et au réseau hydrographique, ainsi que leur poids au niveau de la superficie agricole (Figure 42). Les communes sont regroupées en fonction des communautés administratives (communauté de communes, d'agglomérations et Métropole). Le bassin versant englobe ainsi 31 communes qui appartiennent à quatre entités administratives (Figure 42 ; Tableau 9) :

- Montpellier Méditerranée Métropole, composée de 12 communes, couvre une superficie de 9700 ha, c'est la plus peuplée du bassin versant avec 55 285 habitants.
- La communauté de commune du Grand Pic Saint Loup située à l'extrémité Nord-Ouest couvre la superficie la plus faible du bassin versant de 3 608 ha (4 communes), c'est la moins peuplée avec 7 282 habitants.
- La communauté de commune du Pays de Lunel s'étend sur une superficie de 10 845 ha (9 communes) et a une population importante de 43 609 habitants.
- La communauté d'agglomération du Pays de l'Or, constituée de 6 communes, représente la superficie la plus importante du bassin versant (13 650 ha) et une population de 35 276 habitants.

D'après la figure 42, les communes qui se situent à l'aval, au Sud du bassin versant et au bord de l'étang de l'Or, sont au nombre de sept : Pérols, Mauguio, Candillargues, Lansargues, Saint Nazaire de Pézan, Marsillargues et La Grande Motte. En amont, nous trouvons celles qui se trouvent à l'extrémité Nord du bassin versant : Assas, Guzargues, Saint Drézéry, Beaulieu et Restinclières. Les principales communes du bassin versant, en terme de superficie, sont Mauguio (7 656 ha), Marsillargues (3 916 ha), Castries (2 416 ha) et Lunel (2 343 ha) (Figure 42 ; Annexe 5).

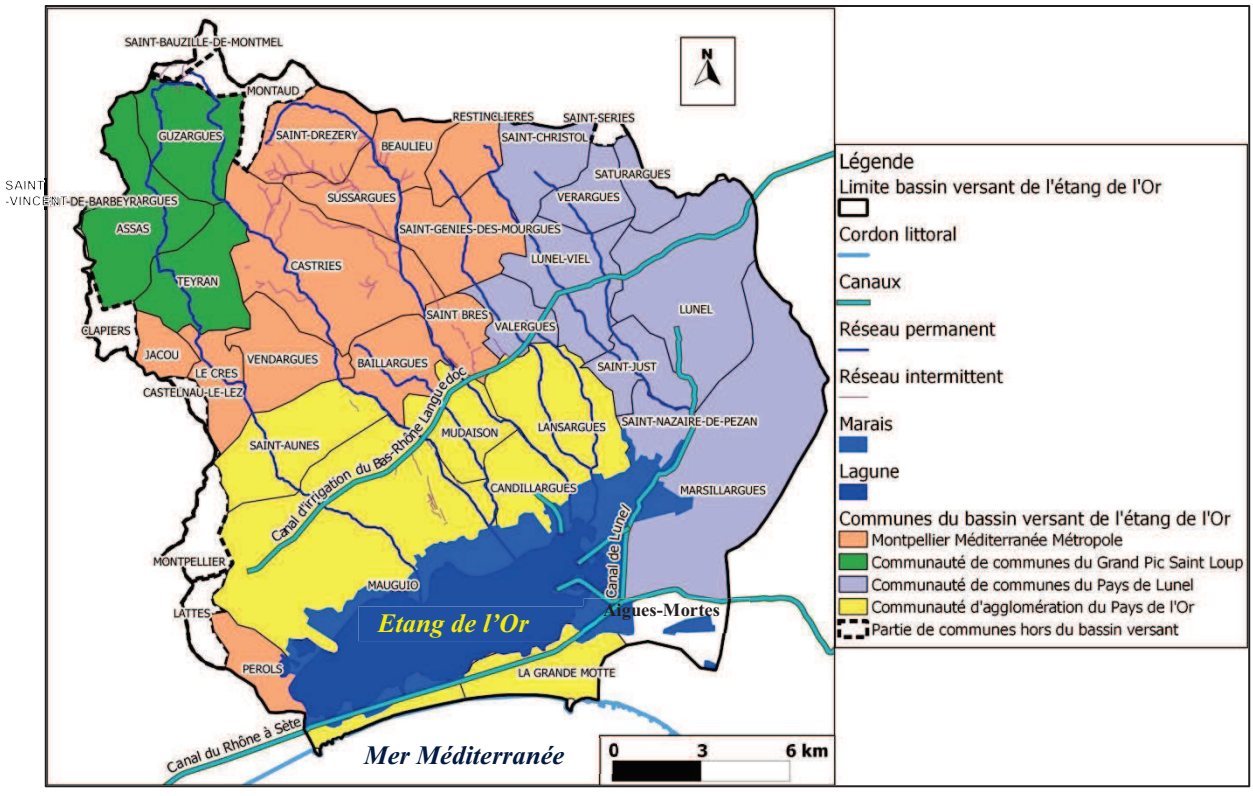


Figure 42. Carte de découpage administratif du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : IGN ; Réalisation : Mghirbi 2015)

Tableau 9. Superficie et nombre d'habitants par communauté administrative du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : INSEE 2013 et travail de SIG, Mghirbi 2015)

Nom de la communauté administrative	Superficie (ha)	Nombre d'habitants
Montpellier Méditerranée Métropole	9 700	55 285
Communauté de communes du Grand Pic Saint Loup	3 608	7 282
Communauté de communes du Pays de Lunel	10 845	43 609
Communauté d'agglomération du Pays de l'Or	13 650	35 276
Total	**37 803**	**141 452**

La population globale des 31 communes du bassin versant de l'étang de l'Or est de l'ordre de 141 452 habitants (Annexe 5) : Guzargues est la moins peuplée avec 513 habitants et Lunel la plus peuplée avec 25 006 habitants (Annexe 5). La répartition de la superficie des communes du bassin versant de l'étang de l'Or entre milieu urbain (zones artificialisées, industrielles, routes, etc.) et rural (terres agricoles, garrigues, etc.) met en évidence la complexité de la gestion et de l'aménagement de ce territoire. Pour comprendre cette complexité, il est nécessaire d'étudier les caractéristiques de la relation entre milieu rural et milieu urbain.

De ce fait, pour analyser les caractéristiques agricoles des communes, nous avons déterminé leur part de superficie agricole cultivée au niveau du bassin versant et la part de superficie agricole par rapport à la superficie des communes (Figures 43 et 44). La figure 43 nous montre la répartition des territoires agricoles selon le découpage administratif du bassin versant de l'étang de l'Or, présenté dans le paragraphe précédent. Les communes situées au bord de l'étang de l'Or, au niveau de la plaine Mauguio-Lunel, forment le tissu agricole le plus important des terres cultivées et contribuent entre 3,4% et 21,8% de la SAU cultivée du bassin versant, à l'exception de Saint Just et de Saint Nazaire de Pézan (Figure 43 ; Annexe 6). Les deux communes Mauguio et Marsillargues représentent presque 40% de la superficie agricole utile cultivée (Figure 43 ; Annexe 6). Ces dernières sont caractérisées par un territoire vaste par rapport aux autres communes et un potentiel agricole important vu leur contribution à la SAU cultivée du bassin versant de l'étang de l'Or.

Les communes de Candillargues, Lansargues et Saint Aunès contribuent pour presque 20% de la SAU cultivée du bassin versant (Figure 43 ; Annexe 6). Nous constatons que la plaine de Mauguio-Lunel est caractérisée par une intensification agricole, particulièrement au niveau de cinq communes Marsillargues, Lansargues, Candillargues, Mudaison et Saint Aunès. La proximité de l'étang de l'Or, le passage des cours d'eau dans ces communes et l'intensification agricole sont des facteurs qui favorisent l'augmentation des risques de pollution diffuse d'origine agricole, notamment liée aux pratiques phytosanitaires.

Au niveau global du bassin versant, nous remarquons que la plupart des communes sont caractérisées par une SAU cultivée importante couvrant plus de 11%, voire plus de 30% de la superficie totale de la commune (Figure 44 ; Annexe 6). Ceci indique que la majorité des communes du bassin versant sont des territoires ruraux et agricoles. Cette analyse spatiale du découpage administratif et des communes croisées avec l'occupation du sol du bassin versant permet d'identifier les caractéristiques agricoles de chaque commune et leur contribution à la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides. A l'aide de cette évaluation cartographique et spatiale des caractéristiques du territoire du bassin versant de l'étang de l'Or, une méthode de diagnostic des pratiques phytosanitaires est développée dans le chapitre 5 pour la gestion des risques de pollution diffuse liée à l'usage des pesticides.

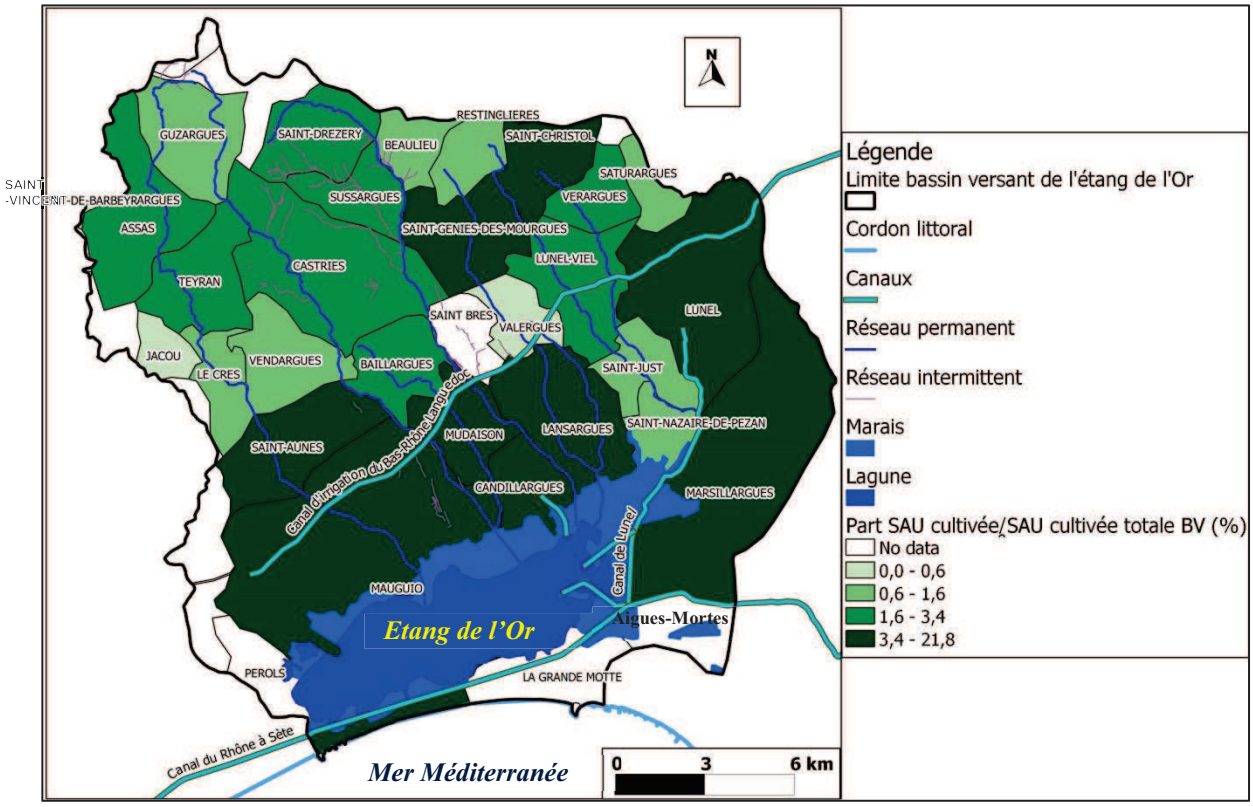


Figure 43. Répartition des superficies agricoles cultivées[43] par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

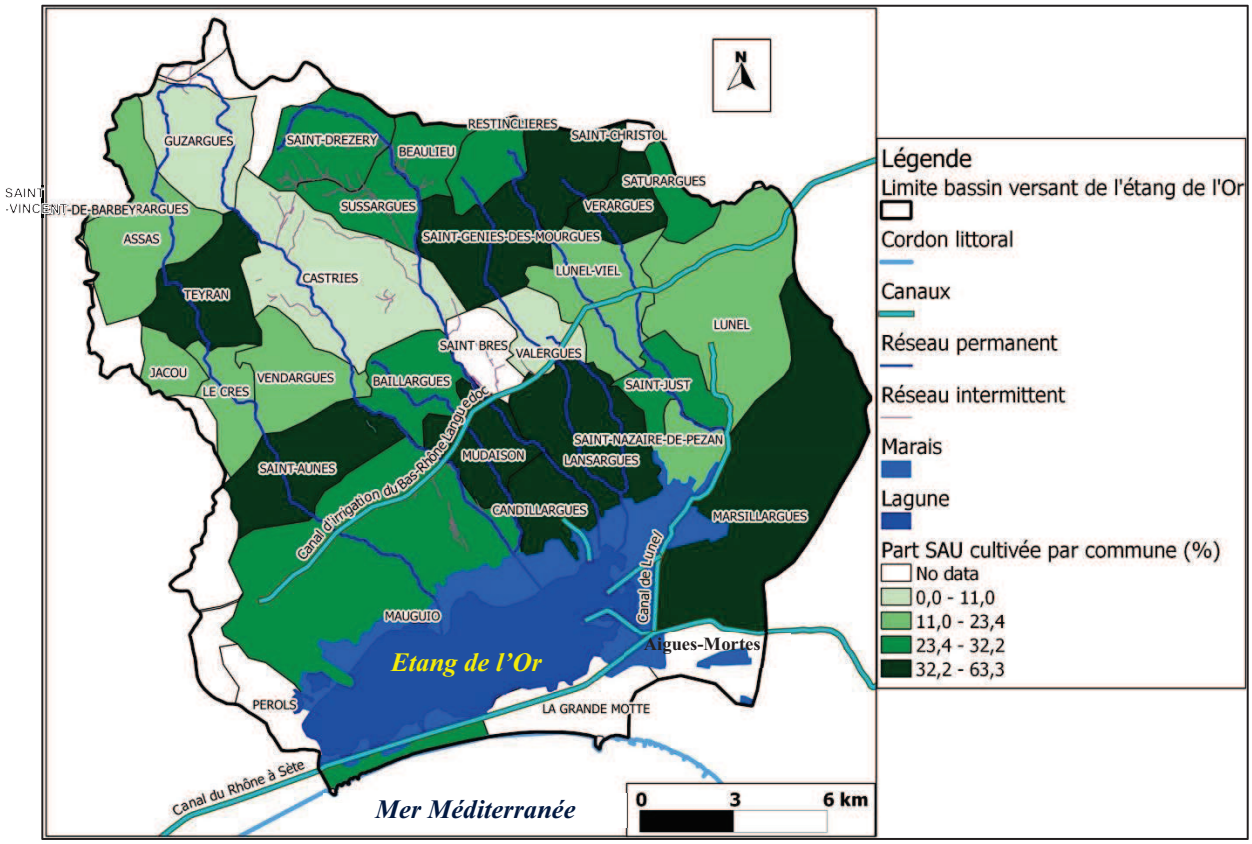


Figure 44. Part de la superficie agricole cultivée par rapport à la superficie totale de la commune (Source : RGA 2010 ; Réalisation : Mghirbi 2015)

[43] Superficies agricoles cultivées : hors jachère, fourrages et superficies toujours en herbes.

Conclusion du chapitre 4

Dans ce chapitre, les différentes caractéristiques du bassin versant de l'étang de l'Or ont été présentées pour montrer la relation entre agriculture (occupation du sol) et propriétés du milieu naturel (topographie, réseau hydrographique, qualité des ressources en eau, sous bassins versants, etc.). Le bassin versant de l'étang de l'Or, d'une superficie de 405 km² (31 communes), représente une zone d'interaction des intérêts socio-économiques, environnementaux et naturels avec un exutoire (l'étang de l'Or). Ceci représente la problématique majeure de la zone d'étude. Ce bassin versant est constitué de 5 sous bassins versants découpés en fonction du réseau principal des cours d'eau. Ce réseau est constitué de 8 cours d'eau permanents qui amènent l'eau du Nord au Sud du bassin versant vers l'exutoire (l'étang de l'Or) en traversant les territoires agricoles.

L'analyse des caractéristiques du milieu naturel montre la diversité spatiale du Nord au Sud du bassin versant des facteurs topographiques, hydrographiques et l'occupation du sol. Cette analyse souligne aussi le fait que l'étang de l'Or représente le réservoir d'accumulation de tous les apports des affluents (pesticides, etc.). Ceci appuie notre question de recherche qui consiste à créer des outils d'aide à la décision, afin de mettre en place une stratégie de gestion de la toxicité liée aux pesticides dans les zones Ramsar (zones humides).

La variabilité spatiale de l'occupation du sol confirme que la plaine agricole Mauguio-Lunel, située au Sud du bassin versant, est caractérisée par une diversité d'activités agricoles (arboricultures, grandes cultures et maraîchages), alors que le Nord du bassin versant est caractérisé par la dominance des vignobles et des garrigues. Les terres agricoles, les garrigues et les milieux semi-naturels couvrent 71% de la superficie du bassin versant de l'étang de l'Or, tandis que les territoires artificialisés représentent 16%. Par ailleurs, les espaces urbains ne cessent de s'étendre de façon remarquable ces dernières années au détriment du territoire agricole. Ceci reflète la relation qui devient de plus en plus étroite entre le monde rural (campagne) et urbain (ville). Cette relation révèle ainsi que la pollution de l'environnement, en particulier celle des ressources en eau, au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, est non seulement d'origine agricole (pratiques phytosanitaires et fertilisation), mais aussi liée à l'augmentation de la superficie des terres artificialisées. Certes, les territoires urbanisés, tels que les zones touristiques, les zones industrielles aménagées (véhicules, transports, stations d'épuration, rejets industriels, etc.), génèrent aussi une pollution environnementale. En revanche, l'importance des terres agricoles qui couvrent 59% de la superficie du bassin versant de l'étang de l'Or induit la nécessité de mettre en place des dispositifs et des stratégies de gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires afin d'aboutir à la protection de l'environnement et de la santé publique, prévenant les impacts liés à l'usage des pesticides.

Cette lecture de l'organisation et des caractéristiques de la zone d'étude a mis en évidence le contexte des enjeux naturels, socio-économiques et environnementaux du bassin versant de l'étang de l'Or. Le découpage administratif permet de révéler le poids de chaque commune au niveau de la SAU et de déterminer par la suite leur contribution à la pollution diffuse. De ce fait, les différents acteurs au niveau du bassin versant expriment leurs besoins d'outils et de méthodes d'évaluation des impacts des pratiques phytosanitaires pour une meilleure gestion de la pollution diffuse. Pour répondre à la demande des acteurs, le chapitre suivant présente la méthode mise en place pour le diagnostic et l'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires.

CHAPITRE 5. METHODES DE DIAGNOSTIC ET D'EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES POUR LA GESTION DE LA POLLUTION DIFFUSE LIEE AUX PESTICIDES

Après avoir déterminé les caractéristiques et les enjeux du territoire d'étude, nous nous intéressons, dans le chapitre suivant, aux pratiques phytosanitaires. Ces dernières sont considérées comme parmi les principaux facteurs qui favorisent l'augmentation de la pollution diffuse et la dégradation de l'environnement et de la santé humaine. La diversification et l'intensification de l'agriculture du bassin versant de l'étang de l'Or induit la diversité des pratiques phytosanitaires, à l'origine de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides. L'impact de ces derniers est rarement mesuré et évalué. De ce fait, dans ce chapitre, nous présentons la mise en place d'une méthodologie de diagnostic et d'évaluation des risques liés aux pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or.

Dans un premier temps (paragraphe **5.1**), la démarche de construction de la méthodologie adoptée dans notre étude sera présentée afin d'aboutir : (i) à la mise en place des outils d'aide à l'évaluation et à la décision pour la gestion des risques liés à l'utilisation des pesticides, et (ii) à l'analyse de la résilience des exploitations face au changement des pratiques phytosanitaires. Cette méthode est établie en prenant en considération les objectifs du travail de recherche, la disponibilité des données à collecter auprès des parties prenantes (coopératives, chambre d'agriculture de l'Hérault, agriculteurs, etc.) et les spécificités du bassin versant de l'étang de l'Or. Le deuxième paragraphe **(5.2)** développe les étapes d'acquisition, de traitement et de construction de la base de données des exploitations agricoles enquêtées au niveau du bassin versant. La base de données est élaborée en tenant compte de la diversité des cultures et de la volonté des agriculteurs à s'engager dans une démarche de réduction de l'usage des pesticides et de leurs risques de toxicité. Par la suite, le troisième paragraphe **(5.3)** développe les méthodes de calcul des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) et leurs sous indicateurs (IRSA chronique, IRSA aigu, IRTE terrestre, IRTE oiseaux, IRTE aquatique). Dans le même paragraphe, nous présentons l'échelle de variation des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) pour les produits phytosanitaires et pour les cultures au niveau des exploitations enquêtées. Cette échelle de variation permet de définir les limites de chaque classe de risque du faible jusqu'au très élevé. Dans le quatrième paragraphe **(5.4)**, une analyse de la typologie est établie pour montrer la classification des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées. Cette typologie permet l'analyse de la diversité des exploitations agricoles au niveau du bassin versant et la détermination des itinéraires techniques (ITK) types réels pour chaque culture selon trois classes : les ITK à forte, moyenne et faible pression phytosanitaire. Cette typologie permet de concevoir la construction du modèle technico-économique d'optimisation de l'usage des pesticides en nous basant sur les paramètres des ITK types réels de chaque culture selon les trois classes.

5.1. Méthode de travail

La base de données a été établie à partir d'enquêtes auprès des agriculteurs et des coopératives recommandées par la chambre d'agriculture de l'Hérault, d'études déjà faites sur la zone d'étude (Payraudeau 2002 ; Dupré 2003 ; Salah 2011 ; Ifremer 2012, 2013, 2014 ; SYMBO 2011, 2013, 2015, etc.) et d'une bibliographie des activités agricoles qui caractérisent les exploitations dans la région d'étude (Figure 45). Pour le traitement des données, nous avons identifié des exploitations agricoles selon une typologie structurelle en fonction de l'Orientation Technico-économique de l'Exploitation (OTEX) et du type de cultures (Figure 45). Des exploitations à vocation arboricole (vergers de pommier), viticole, les grandes cultures et les maraîchages ont été sélectionnés en tenant compte de la part de ces cultures au niveau de la superficie agricole utile du bassin versant de l'étang de l'Or (environ 65% de la SAU totale du bassin). Ces exploitations ont également été choisies en fonction de

la disponibilité des données sur les pratiques phytosanitaires et de la volonté des agriculteurs à participer à notre étude. Par la suite, les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et sous indicateurs) des pratiques phytosanitaires de ces exploitations ont été calculés à l'aide du logiciel EToPhy (bases de données Footprint et Agricommand/Lexagri).

En nous fondant sur la détermination de l'impact de l'utilisation des pesticides sur la santé humaine (applicateur) et sur l'environnement, nous avons défini une typologie des pratiques phytosanitaires (Figure 45). Cette typologie des itinéraires techniques de traitement permettra de tester les différents scénarios de réduction des risques liés aux produits phytosanitaires, tout en essayant de trouver des produits homologues de substitution efficaces, moins toxiques et économiques. La conception de ces scénarios vise à proposer de nouvelles techniques de traitements aux agriculteurs et aux conseillers agricoles, afin de trouver des alternatives de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Ces scénarios ont été élaborés grâce à la création d'un modèle technico-économique et à l'aide des techniques de programmation proposées par le « ***Visual Basic*** » (Excel 2010).

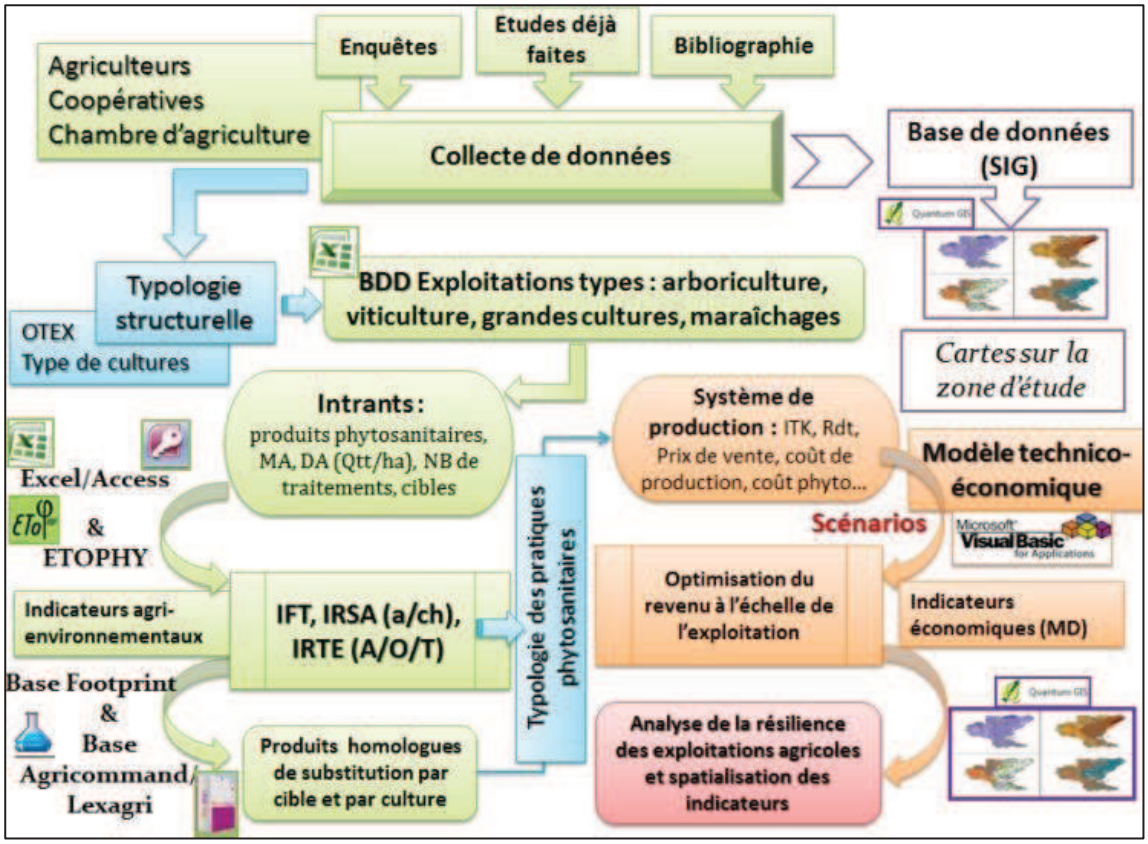


Figure 45. Schéma conceptuel de la méthodologie (Réalisation : Mghirbi 2015)

Ce modèle a été conçu de manière à optimiser les revenus agricoles à l'échelle de l'exploitation agricole (Figure 45). Une fois les indicateurs agri-environnementaux et économiques établis, nous déterminons les indicateurs de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires qui serviront à analyser les différentes catégories de résilience et à identifier la situation objective (cas de résilience). Ces indicateurs seront spatialisés dans un SIG et analysés à l'échelle du bassin versant, afin d'évaluer les impacts de la pollution phytosanitaire diffuse sur l'environnement et sur la santé humaine (Figure 45).

5.2. Localisation géographique des exploitations enquêtées, acquisition et traitement des données

Les données des exploitations agricoles sont issues d'enquêtes élaborées dans le cadre d'un projet de recherche participatif « TRam », sur la gestion des pesticides en zones lagunaires Ramsar. L'analyse spatiale de la localisation géographique des exploitations agricoles enquêtées montre que nous avons pu couvrir la plupart des communes agricoles du bassin versant, notamment au niveau de la plaine Mauguio-Lunel (Figure 46).

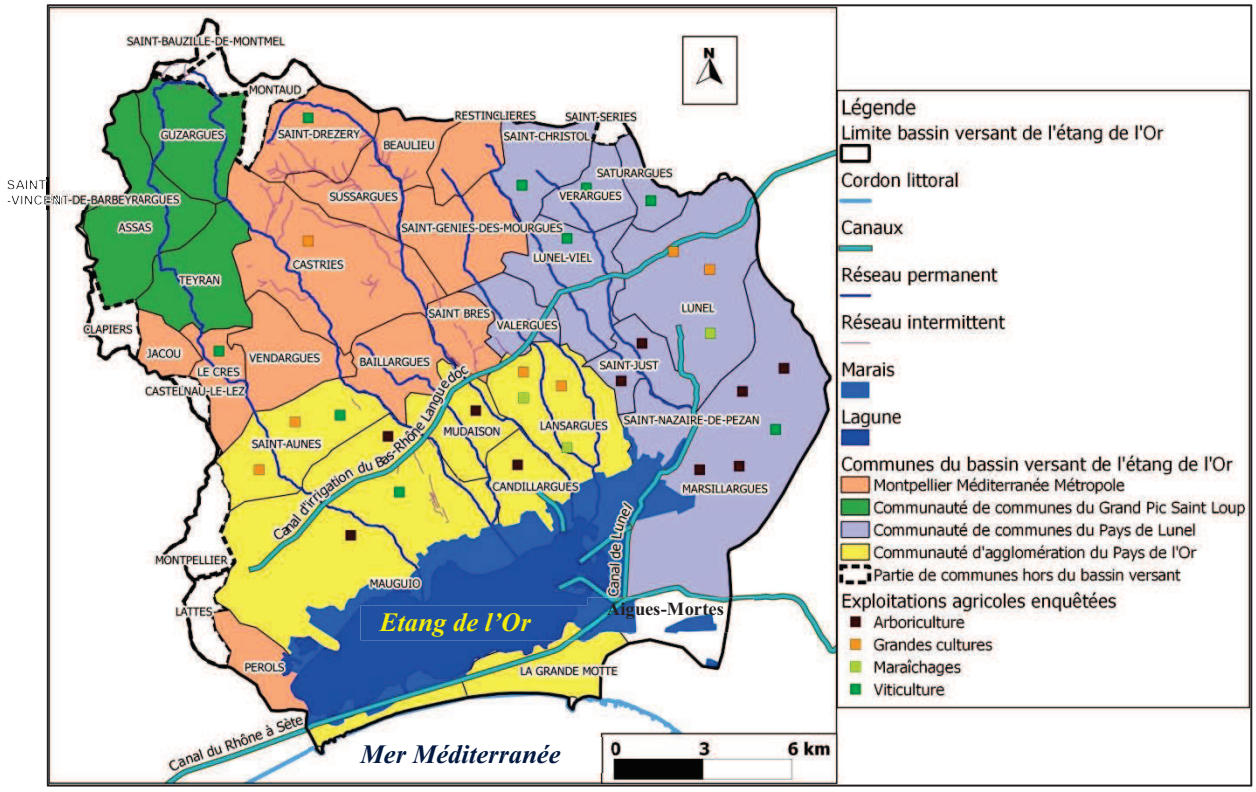
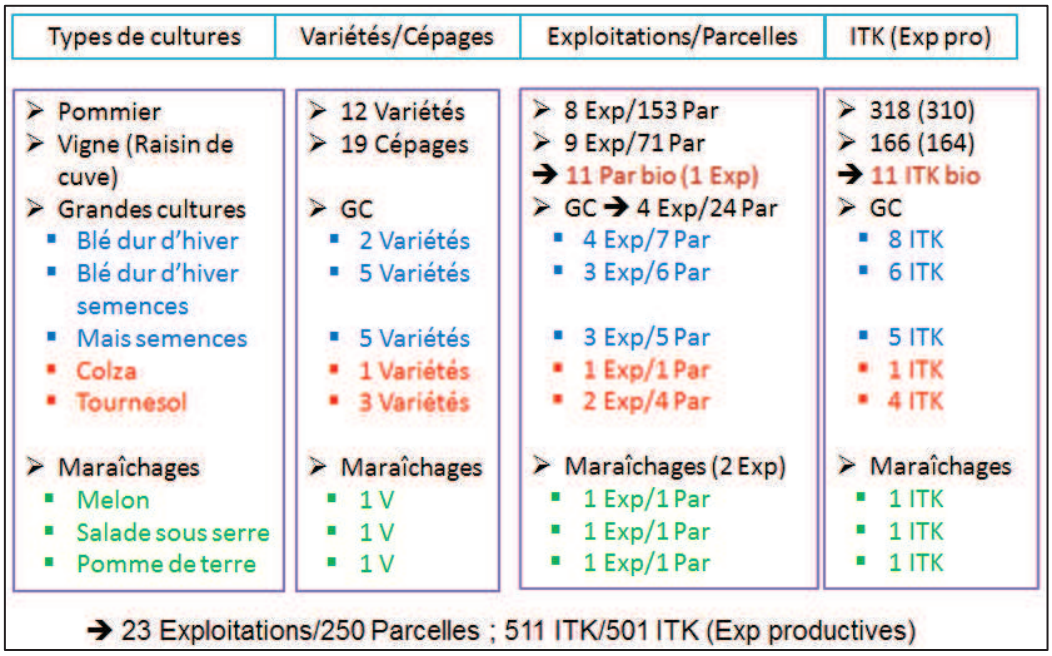


Figure 46. Localisation géographique des exploitations enquêtées en 2011, 2012 et 2013 par commune au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or (Réalisation : Mghirbi 2015)

Les données agricoles analysées sont collectées sur 8 exploitations arboricoles (12 variétés de pommier étudiées), 9 exploitations viticoles, dont une exploitation bio (19 cépages étudiés), 4 exploitations de grandes cultures (céréales : blé dur d'hiver, blé dur d'hiver semences, maïs semences et oléagineux : tournesol semences, colza) et 2 exploitations de maraîchages (melon, pomme de terre et salades sous serre). Ces exploitations s'inscrivent dans une dynamique de gestion en conduite raisonnée.

Ces exploitations agricoles d'intérêt sont constituées de 153 parcelles de pommes (310 itinéraires techniques de traitement), 58 parcelles de vignes (153 itinéraires techniques) pour les trois saisons agricoles (2009, 2010, 2011) et 11 parcelles de vignes biologiques (11 ITK) pour l'année 2012, ainsi que 24 parcelles de grandes cultures (24 ITK) et 3 parcelles de maraîchages (3 ITK) pour les trois saisons agricoles 2011, 2012 et 2013 (Figure 47). L'échantillon des ITK de traitement des parcelles de grandes cultures (24 ITK) est réparti comme suit : 8 ITK Blé dur d'hiver, 6 ITK Blé dur d'hiver semences, 5 ITK maïs semences, 1 ITK colza et 4 ITK tournesol semences. Celui des ITK de traitement des parcelles de maraîchage (3 ITK) est composé d'un seul ITK par culture (melon, pomme de terre, salades sous serre). Nous soulignons aussi que les itinéraires techniques analysés (501 ITK) dans le présent travail appartiennent à des exploitations productives (Figure 47).

Puisque l'échantillonnage des ITK de grandes cultures et de maraîchage est assez faible et peu représentatif par rapport à l'occupation du sol de ces cultures, nous avons uniquement étudié les pratiques phytosanitaires pour quelques parcelles en grandes cultures et en maraîchages afin d'avoir une idée d'ensemble sur la variation du risque de l'usage des pesticides entre les principales cultures présentes sur le bassin versant de l'étang de l'Or.



Légende : Exploitation (Exp), Parcelle (Par), Variété (V), Exploitation productive (Exp pro)

Figure 47. Présentation des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Source : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

A partir des données collectées, nous avons créé une base de données englobant tous les traitements phytosanitaires des systèmes de production des exploitations étudiées ainsi que les différentes caractéristiques des intrants (produits phytosanitaires : date de traitement, dose appliquée par l'agriculteur, dose homologuée, matière active, cible traitée, etc.) utilisés pour chaque système dans la région étudiée (Annexe 7). Cette base de données nous a permis de calculer les indicateurs de risque de toxicité (l'IRSA et l'IRTE), les sous indicateurs (IRSA aigu et chronique, IRTE terrestre, oiseau, aquatique) et l'indicateur de pression (IFT) à différentes échelles (parcelle, exploitation) (Annexe 7).

La majorité des données collectées sont traitées soit sur des tableurs Excel (extrait des logiciels de traçabilité phytosanitaire) soit sur papier ou des fiches de traçabilité parcellaire des traitements phytosanitaires (Annexe 8). Cependant, nous avons procédé à leur uniformisation vu que chaque base de données est caractérisée par ses propres composantes et sa propre organisation. Les informations trouvées sur ces tables de données concernent les codes de traitement, un raccourci (les noms des parcelles), un numéro d'ordre, les dates de traitement, les cultures traitées, le type de tâches, les variétés cultivées, les catégories de produits phytosanitaires (PP), les intrants (PP utilisés), la surface traitée (%), la superficie des parcelles, la quantité/ha du PP appliquée, la justification du traitement (cible traitée), etc. (Annexe 8).

Une fois uniformisées et organisées, ces données ont été par la suite introduites dans une base Access (Microsoft Office 2003) afin de créer une base de données codée qui englobe toutes les interventions du traitement phytosanitaire de tous les systèmes de production des exploitations agricoles étudiées (Annexe 9), ainsi que les différentes caractéristiques des intrants exploités pour chaque système dans

la région étudiée.

Les informations maintenues et les codes créés dans la table Access sont respectivement : le code agriculteur (Id Agri), l'année, la date de traitement (date T), le code culture, le code variété, le code parcelle, la surface totale de la parcelle (ha), la surface traitée (%), la catégorie des pesticides, l'intrant, le code intrant, l'unité, la quantité du produit utilisé par ha (QTE_HA), la cible traitée (justification de l'intervention), herbicide/non herbicide, facteur d'ajustement lié à la technique d'application (Fpa) (Annexe 9). Cette démarche de construction d'une base de données des pratiques phytosanitaires, en nous fondant sur l'introduction de paramètres génériques des traitements appliqués sur une parcelle, permet d'obtenir le maximum d'informations. Ces paramètres serviront à calculer les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA et IRTE) à différentes échelles spatiales de la parcelle jusqu'au bassin versant.

Le manque de certaines informations constitue une des contraintes de construction de la base de données. En effet, le nom de la cible traitée ou le motif de justification de l'intervention ne sont pas souvent mentionnés par les agriculteurs. Nous avons ainsi essayé d'attribuer les noms précis des cibles ou des maladies traitées pour chaque produit utilisé sur les exploitations enquêtées. Les noms des cibles sont donc attribués en fonction de déductions tirées des informations fournies pour chaque culture :

- des pratiques phytosanitaires, en particulier les pesticides appliqués par les agriculteurs (quantité appliquée/ha) ;
- et de la base de données de « EToPhy » (cible qui correspond à la quantité appliquée/ha).

L'étude menée sur les exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or nous permet (i) d'**évaluer les pratiques phytosanitaires grâce aux indicateurs de risques (IRSA, IRTE) et à celui de pression (IFT)** qui n'ont pas les mêmes objectifs dans le diagnostic des pratiques phytosanitaires et leurs impacts sur l'environnement et sur la santé publique, (ii) d'**analyser les relations de corrélation entre ces indicateurs (IFT, IRSA, IRTE) et ceux par catégorie (herbicides, fongicides, insecticides, etc.)** et (iii) d'**évaluer la variabilité des indicateurs** selon les systèmes de production et les stratégies des agriculteurs en terme de pratiques phytosanitaires.

5.3. Calcul des indicateurs agri-environnementaux et agro-économiques

5.3.1. Calcul des indicateurs agri-environnementaux

En agriculture, plusieurs chercheurs (CORPEN 2003 ; Zahm 2003 ; Zahm *et al.* 2009 ; Pingault *et al.* 2009 ; Gassit et Zahm 2010) ont démontré l'utilité de déterminer des indicateurs d'évaluation et de gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Ces indicateurs ont été développés dans le but d'étudier la relation entre la pression appliquée et l'état de l'environnement. Il est devenu nécessaire d'accroître la réflexion à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et au niveau du bassin versant ou de la région. Pour cela, nous avons choisi une échelle spatiale où interagissent les pratiques agricoles et les milieux naturels affectés par la pollution diffuse, notamment les ressources en eaux polluées. Cette échelle a été choisie, parce qu'il s'agit d'une échelle d'intervention locale. Elle fait intervenir deux types d'indicateurs[44] :

- un indicateur de risque sur la santé applicateur (IRSA) : il prend en considération ce qui est

[44] Voir détail de conceptualisation et de calcul des indicateurs (IRSA, IRTE) paragraphe 2.3.2. Conception des indicateurs agri-environnementaux dans notre étude : IRSA et IRTE 51 (partie 1, chapitre 2)

en contact direct ou indirect avec l'homme, comme la toxicité des matières actives des produits phytosanitaires dans les parcelles et les exploitations agricoles ;

- un indicateur de risque de toxicité de l'environnement (IRTE) : il permet d'évaluer les conséquences de l'utilisation des pesticides sur la pollution diffuse et de mieux observer les résultats en matière de ressources en eau et de milieux aquatiques, à savoir le bassin versant.

En plus de ces indicateurs, nous nous sommes également intéressés à la détermination de l'indice de fréquence de traitement (IFT). Ce dernier est l'un des paramètres utilisés dans les mesures agro-environnementales ; il permet de diminuer la pression phytosanitaire et, par la suite, de réduire l'utilisation des pesticides.

Les trois indicateurs IFT, IRSA et IRTE (voir chapitre 2, section 2.3.2), ont été utilisés par la suite comme des paramètres dans des outils d'aide à la décision afin de :

- suivre dans le temps et dans l'espace la réduction des produits phytosanitaires tout en prenant en considération la variabilité interannuelle de la pression phytosanitaire ;
- choisir des produits phytosanitaires à moindres risques sur la santé humaine et la biodiversité ;
- choisir des cultures et des itinéraires techniques en fonction de la vulnérabilité du milieu.

La figure 48 illustre le cadre conceptuel adopté pour calculer les indicateurs IFT, IRSA et IRTE du produit, de la parcelle jusqu'à l'exploitation. Ainsi, le logiciel Microsoft Office Access 2003 a été utilisé, comme outil de gestion de base de données, pour établir la jointure entre les bases de données utilisées (celle des données sur les pratiques phytosanitaires, « Agricommand/Lexagri » et « Footprint »), et pour introduire les formules de calcul des indicateurs et réaliser les requêtes selon des critères bien déterminés (Figure 49).

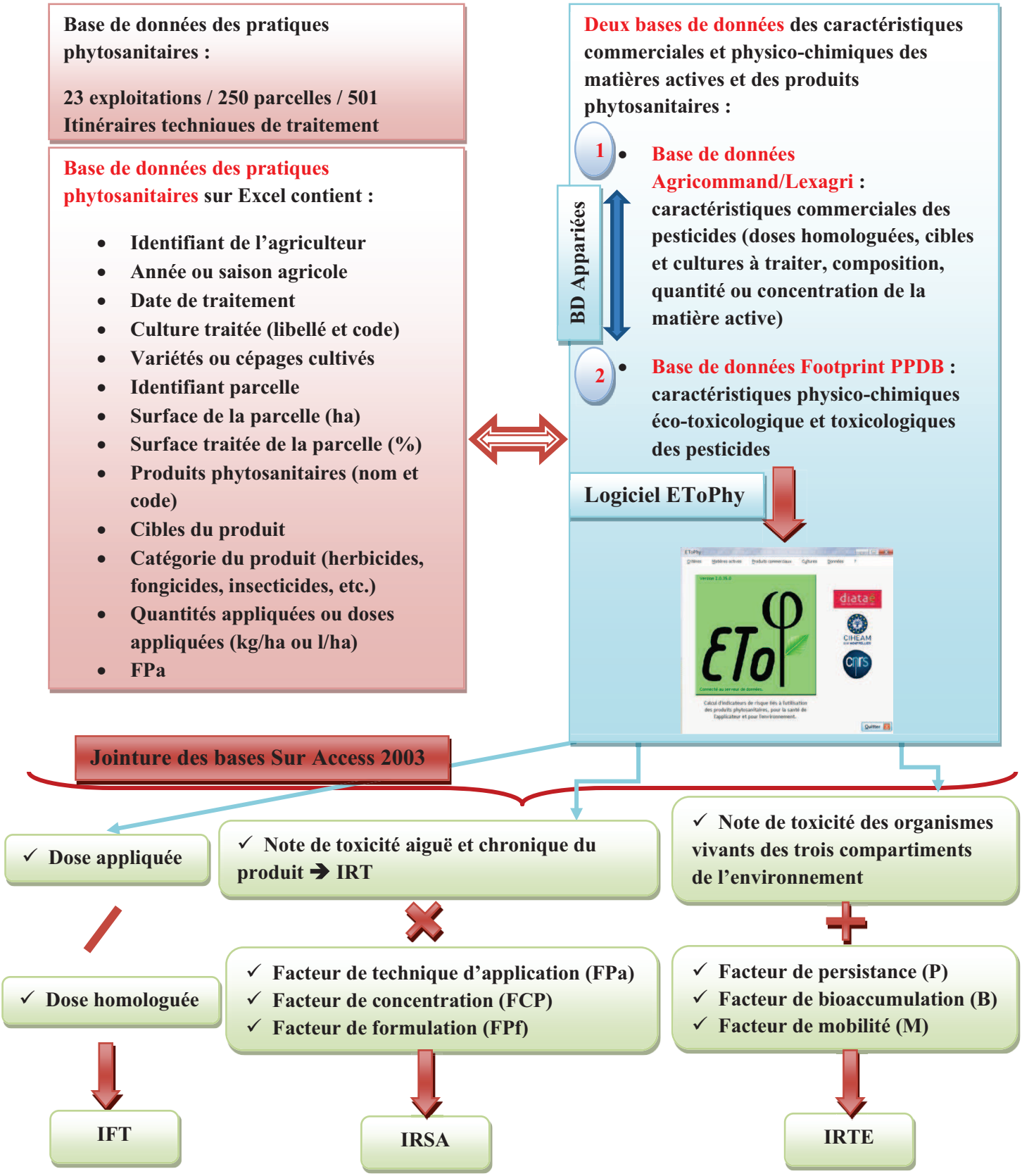


Figure 48. Schéma conceptuel de la méthode de calcul des indicateurs IFT, IRSA, IRTE (Réalisation : Mghirbi 2014)

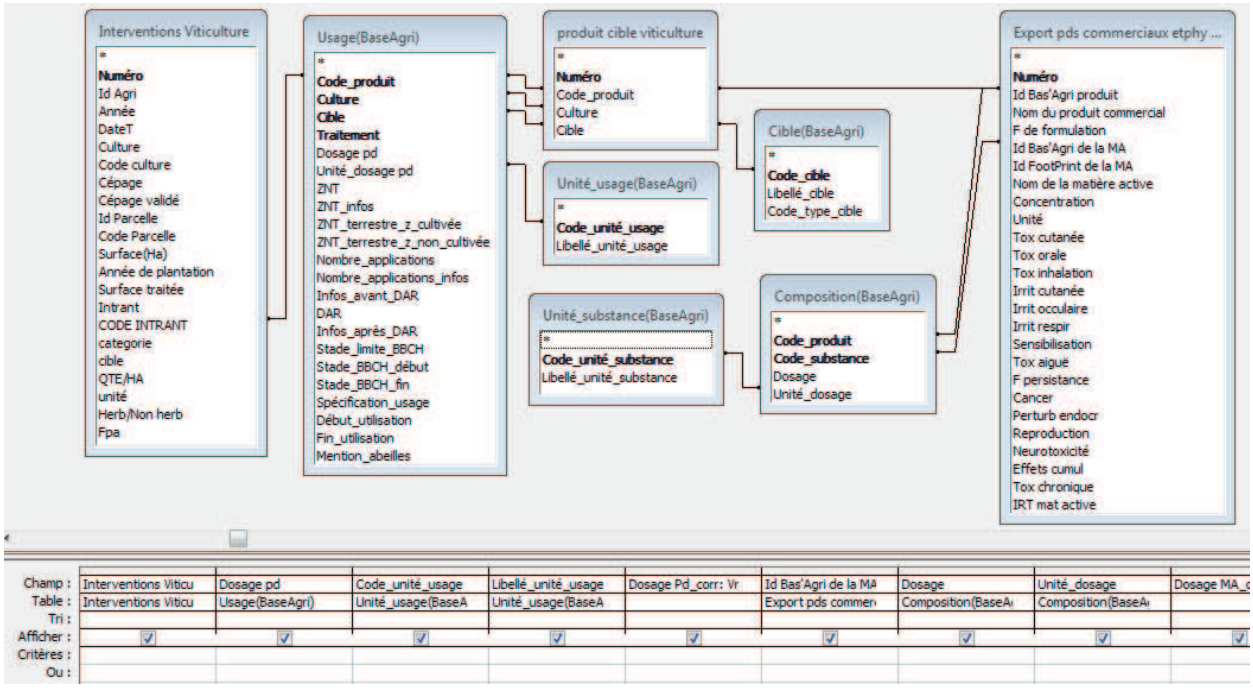


Figure 49. Schéma illustratif d'exemples de jointures des bases de données sur Access 2003 pour le calcul des indicateurs et des sous indicateurs (Réalisation : Mghirbi 2014)

Tous ces indicateurs ont été calculés à l'aide des requêtes établies sur le logiciel Access. Par ailleurs, l'analyse a été faite par parcelle (et par variété) mais aussi par agriculteur (et par exploitation). En outre, nous nous sommes intéressés à la désagrégation des indicateurs de risque (IRSA et IRTE), développés dans le chapitre 2 (paragraphe 2.3.2), en sous indicateurs. Cette désagrégation permet d'identifier la part de la toxicité aiguë et chronique, des produits phytosanitaires utilisés, dans la valeur de l'IRSA, ainsi que leur part de toxicité dans chaque compartiment de l'environnement (air, eau, sol) dans la valeur de l'IRTE. L'IRSA aigu (a) et l'IRSA chronique (ch) par matière active (m.a.) ont été calculés selon les formules suivantes :

$$\textbf{IRSA aigu/ha}\ (\textbf{m.a.}) = (\textbf{Note de toxicité aiguë} \times \textbf{IRSA/ha})/\ (\textbf{Note de toxicité aiguë} + \textbf{Note de toxicité chronique})$$

$$\textbf{IRSA chronique/ha}\ (\textbf{m.a.}) = (\textbf{Note de toxicité chronique} \times \textbf{IRSA/ha})/\ (\textbf{Note de toxicité aiguë} + \textbf{Note de toxicité chronique})$$

Sachant que : **IRSA/ha = IRSA total de la parcelle / surface totale de la parcelle (ha)**

$$\textbf{IRSA total de la parcelle} = \sum \textbf{IRSA produit} \times \textbf{surface traitée de la parcelle (ha)}$$

Tandis que l'IRSA aigu et chronique par produit est calculé en faisant la somme d'IRSA de chaque part de toxicité (aiguë et chronique) par matière active (m.a.) :

$$\textbf{IRSA aigu/ha produit} = \sum \textbf{IRSA aigu/ha (m. a.)}$$

$$\textbf{IRSA chronique/ha produit} = \sum \textbf{IRSA chronique/ha (m. a.)}$$

La part de chaque toxicité (aiguë et chronique) par produit en pourcentage est calculée comme suit :

$$\textbf{IRSA aigu}\ (\%) = \frac{\textbf{IRSA aigu/ha}}{\textbf{IRSA/ha}}$$

$$\textbf{IRSA chronique}\ (\%) = \frac{\textbf{IRSA chronique/ha}}{\textbf{IRSA/ha}}$$

En ce qui concerne le calcul de la part de l'IRTE terrestre (sol), oiseau (aérien) et aquatique (eau), nous ne tenons compte que des notes d'écotoxicité et nous ne prenons pas en considération les facteurs de mobilité, de persistance et de bioaccumulation de la matière active. La détermination de ces sous indicateurs est établie par rapport à la somme des notes maximales d'écotoxicité par matière active (m.a.) des trois compartiments, selon la formule suivante (Mghirbi *et al.* 2015) :

$$\sum \textbf{Ecotox par m. a.} = \textbf{1,75} \times (\textbf{Note max terrestre} + \textbf{Note oiseau}) + \textbf{Note max aquatique}$$

Note max terrestre : note max entre les notes attribuées à la toxicité sur les vers de terre et sur les abeilles.
Note max aquatique : note max entre les notes attribuées à la toxicité sur les daphnies, les plantes aquatiques, les poissons et les algues.

Les formules utilisées pour calculer la part de toxicité dans chaque compartiment dans l'environnement (Terrestre : T, Oiseau : O, Aquatique : A) par matière active produit (m.a.p.) en pourcentage sont les suivantes :

$$\textbf{IRTE T m. a. p.} = \frac{(\textbf{1,75} \times \textbf{Note max terrestre})}{\textbf{Note Ecotox}}$$

$$\textbf{IRTE O m. a. p.} = \frac{(\textbf{1,75} \times \textbf{Note oiseau})}{\textbf{Note Ecotox}}$$

$$\textbf{IRTE A m. a. p.} = \frac{\textbf{Note max aquatique}}{\textbf{Note Ecotox}}$$

Par la suite, nous avons calculé la part de toxicité dans chaque compartiment (T, O, A) par m.a.p. en valeur en appliquant les formules suivantes :

$$\textbf{IRTE T/ha m. a. p.} = \textbf{IRTE T m. a. p.} \times \textbf{IRTE/ha}$$

$$\textbf{IRTE O/ha m.a.p.} = \textbf{IRTE O m.a.p.} \times \textbf{IRTE/ha}$$

$$\textbf{IRTE A/ha m.a.p.} = \textbf{IRTE T m.a.p.} \times \textbf{IRTE/ha}$$

Quant à l'IRTE de chaque compartiment par produit, il est calculé en faisant la somme d'IRTE de chaque part de toxicité (T, O, A) par m.a.p. en valeur :

$$\textbf{IRTE T/ha produit} = \sum \textbf{IRTE T/ha m.a.p.}$$

$$\textbf{IRTE O/ha produit} = \sum \textbf{IRTE O/ha m.a.p.}$$

$$\textbf{IRTE A/ha produit} = \sum \textbf{IRTE A/ha m.a.p.}$$

Ces sous indicateurs nous permettent d'analyser les risques de toxicité sur la santé humaine, aiguë et chronique, ainsi que sur les différents compartiments de l'environnement autour d'une exploitation agricole et dans les milieux naturels sur le bassin. Par la suite, ces indicateurs sont utilisés comme paramètres dans des outils interactifs d'aide à la décision au niveau d'une exploitation agricole ou d'un territoire dans le cadre d'une approche participative (Ayadi *et al.* 2014).

Pour une meilleure analyse de risque de toxicité des pesticides, une échelle de référence de la toxicité des produits phytosanitaires a été élaborée en appliquant la méthode de quartile des indicateurs (IRSA, IRTE) des pesticides de toutes les cultures présents dans la base de données d'EToPhy. Cette méthode nous a permis de distinguer quatre classes de risque de toxicité : produits à risque faible, moyen, élevé et très élevé (Tableau 10).

Tableau 10. Echelle de variation du risque de toxicité des produits phytosanitaires appliqués à la dose homologuée (Source : EToPhy, Mghirbi 2014)

	Echelle du risque de toxicité des pesticides et classification		**Bornes des classes**
IRSA	**5**	**Valeur min.**	**Borne inférieure**
	428	Risque tox. faible	1er quartile
	820	Risque tox. moyen	2ème quartile
	1 427	Risque tox. élevé	3ème quartile
	6 871	**Risque tox. très élevé**	**4ème quartile**
IRTE	**4**	**Valeur min.**	**Borne inférieure**
	121	Risque tox. faible	1er quartile
	272	Risque tox. moyen	2ème quartile
	400	Risque tox. élevé	3ème quartile
	1 989	**Risque tox. très élevé**	**4ème quartile**



Les valeurs du premier, du deuxième (médiane), du troisième et du quatrième quartile représentent les bornes supérieures de chaque classe (Tableaux 10 et 11). Par la même méthode, une classification des risques de toxicité des pratiques phytosanitaires des agriculteurs par culture a été établie. Celle-ci a permis de créer une échelle référence de toxicité de l'échantillon d'ITKs étudiés sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Cette échelle de variation met en évidence quatre classes de risque de toxicité des pratiques phytosanitaires : pratique à risque faible, moyen, élevé et très élevé (Tableau 11). Les échelles références n'ont été élaborées que pour trois cultures (pomme, vigne et blé dur d'hiver) à cause du nombre réduit d'échantillons d'ITK des autres cultures étudiées (maïs semences, tournesol, colza, melon, pomme de terre et salades sous serre).

Tableau 11. Echelle de variation de la pression phytosanitaire et du risque de toxicité des ITK de traitement par culture (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	Echelle du risque de toxicité des ITK par culture et classification				
	Pomme	**Vigne**	**Blé dur d'hiver**	**Classes du risque de toxicité**	**Bornes des classes**
IFT/ha	**13,79**	**4,16**	**1,35**	**Valeur min.**	**Borne inférieure**
	25,70	11,25	1,64	Risque tox. faible	1er quartile
	31,26	14,46	2,69	Risque tox. moyen	2ème quartile
	36,58	17,14	3,08	Risque tox. élevé	3ème quartile
	56,83	**22,11**	**4,95**	**Risque tox. très élevé**	**4ème quartile**
IRSA/ha	**9 312**	**6 940**	**798**	**Valeur min.**	**Borne inférieure**
	18 403	11 843	1 755	Risque tox. faible	1er quartile
	23 771	15 541	3 322	Risque tox. moyen	2ème quartile
	33 040	18 197	4 204	Risque tox. élevé	3ème quartile
	80 125	**28 935**	**4 936**	**Risque tox. très élevé**	**4ème quartile**
IRTE/ha	**2 148**	**1 965**	**382**	**Valeur min.**	**Borne inférieure**
	4 293	3 031	472	Risque tox. faible	1er quartile
	5 062	3 756	657	Risque tox. moyen	2ème quartile
	6 428	4 355	976	Risque tox. élevé	3ème quartile
	15 906	**6 156**	**1 058**	**Risque tox. très élevé**	**4ème quartile**

5.3.2. Calcul des indicateurs agro-économiques

Le revenu agricole est considéré comme l'un des principaux indicateurs agro-économiques qui reflète la variation du revenu agricole net. Cette variation est la différence entre la production brute et tous les frais, amortissements compris, afférents aux activités agricoles (OCDE 2001). La méthode de calcul de cet indicateur est basée sur un ensemble de paramètres qui constitue les ressources financières dans les exploitations agricoles.

La production brute présente la somme des recettes provenant des ventes des produits agricoles (végétaux ou animaux), des paiements directs et des recettes tirées des activités agricoles. En outre, les frais sont constitués par les dépenses de consommation intermédiaire (biens et services consommés dans le processus de production agricole : pesticides, engrais, semences, énergie consommée, réparations et maintenances, etc.), les impôts, les salaires des employés, les loyers (du matériel, de la

terre, etc.), les amortissements spécifiques de la culture, etc. Ainsi, le revenu agricole net est déterminé en soustrayant les frais de la production brute (OCDE 2001) :

$$\textbf{Revenu agricole net} = \text{production agricole} - \text{frais de production}$$

Sachant que :

$$\textbf{Production agricole} = \text{rendement agricole} \times \text{prix du produit}$$

En revanche, la difficulté d'obtenir toutes les valeurs correspondant aux frais de production agricole (exemple : impôts, charges structurelles, etc.) peut être une contrainte pour la détermination du revenu agricole. De ce fait, le calcul de la marge directe du système de production, comme indicateur agro-économique hors charges de structures, peut jouer le même rôle que le revenu agricole dans le sens de l'évaluation de la situation économique d'une exploitation. La marge directe est déterminée ainsi selon la formule suivante :

$$\textbf{Marge agricole directe/ha} = (\text{rendement agricole/ha} \times \text{prix du produit}) - \textbf{charges opérationnelles de l'exploitation} - \text{amortissement spécifique}$$

Ou bien sous la forme suivante, sachant que l'amortissement spécifique est une charge de structure directe pour la production spécifique à la culture :

$$\textbf{Marge agricole directe par ha} = \text{marge brute/ha} - \text{amortissement spécifique}$$

Sachant que :

Charges opérationnelles = coûts des engrais + **des produits phytosanitaires** + d'eau d'irrigation + de main d'œuvre hors récolte et de récolte + carburant + entretien matériel + assurances + divers + semences et plants (selon les cultures)

Avec :

$$\textbf{Coût des produits phytosanitaires} = \sum \text{Prix unitaire du produit (€/l ou kg)} \times \text{Quantité du produit appliquée par l'agriculteur (l ou kg/ha)}$$

La détermination de ces indicateurs nous permet, à la fois, de connaître la situation économique de l'exploitation agricole et de l'évaluer en terme d'optimisation du système de production.

5.4. Typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées

5.4.1. Intérêt et utilité de la typologie dans l'analyse de la diversité des exploitations agricoles

Au cours de ces trois dernières décennies, le recours à l'étude et à l'analyse de la diversité des exploitations agricoles du point de vue fonctionnel et structurel représente un intérêt majeur pour donner aux exploitations une certaine adaptabilité et une souplesse face à l'évolution du contexte biophysique (climat, agronomie, environnement), socio-économique et institutionnel (Brossier *et al.* 1997). L'approche de la diversité agricole au niveau d'une région ou d'un territoire représente un

élément fort et, en même temps, un enjeu pour le développement territorial durable (Deffontaines *et al.* 2000 ; Laganier *et al.* 2002). En effet, la diversité agricole fournira à un territoire donné une résilience élevée et importante pour surmonter les aléas climatiques et socio-économiques.

L'étude de cette diversité nous permet d'analyser les systèmes de production et les systèmes de culture présents dans une région donnée (Alvarez *et al.* 2014). Par ailleurs, cette analyse exige de prendre en considération les interactions entre l'ensemble des éléments d'évaluation techniques, économiques, sociaux ou biophysiques qui entrent dans la composition des systèmes de cultures ou de productions.

Dans la littérature, pour organiser le monde des exploitations agricoles, plusieurs méthodes ont été mises en place (Perrot 1990 ; Capillon 1993 ; Perrot *et al.* 1995 ; Landais 1996 ; Anderson *et al.* 2007). De ce fait, l'objectif principal de la classification des exploitations agricoles est la caractérisation de leur diversité en construisant des groupes homogènes selon des critères bien précis qui correspondent à la structure ou au fonctionnement de l'exploitation agricole (Landais 1996). Pour ce qui concerne la typologie structurelle, elle représente les moyens de production disponibles au niveau d'une exploitation tels que la SAU ou la taille de l'exploitation, l'accès à l'eau d'irrigation (irrigué ou sec), la main d'œuvre, l'orientation technico-économique de l'exploitation (OTEX), etc. (Andersen *et al.* 2007; Kempen *et al.* 2011). En revanche, la typologie fonctionnelle se base surtout sur l'analyse des processus de production (l'utilisation des moyens de production) et de prise de décision (ou stratégie de gestion) au niveau de l'exploitation. De plus, la nécessité d'obtenir un échantillonnage représentatif des exploitations agricoles s'avère indispensable, du fait que les exigences, pour établir des enquêtes au niveau de chaque exploitation dans un territoire assez important et diversifié, en termes de temps et de moyens physiques et financiers, sont trop coûteuses. Cette classification des ensembles homogènes des exploitations agricoles permet d'aboutir à trois méthodes d'attribution des exploitations à un type : réel, moyen ou archétype « à dire d'experts » (Landais 1998 ; Chenoune 2011).

De façon générale, pour la mise en place des programmes d'action de développement agricole au niveau d'une région, plusieurs études font appel à la typologie comme méthode classique de classification des exploitations en tenant compte de la diversité des activités agricoles. La mise en place de la typologie représente un objectif des politiques locales d'appui technique et d'outils d'aide à la décision (Capillon 1993). La typologie sert ainsi à développer les acquis des stratégies de gestion et de la dynamique de changement de l'agriculture régionale (Doré *et al.* 2006). La définition de la typologie retenue parmi les nombreuses définitions est celle établie par Mbetid-Bessane *et al.* (2003) : « *La typologie est une caractérisation des particularismes observés au niveau d'un sujet d'intérêt dont l'aspect étudié présente une variabilité. Elle doit permettre de définir des groupes cibles pour des interventions plus efficaces* ». Cette classification nous permet ainsi d'identifier des échantillons homogènes représentatifs des systèmes de cultures et de production au niveau d'un territoire ou d'une région. Par conséquent, cette méthode de classification et de représentation des exploitations agricoles facilite l'étude de leur dynamique de changement prévisible, afin de mettre en place et d'améliorer les outils de prise de décision. Ces derniers sont basés essentiellement sur des paramètres d'évaluation quantitative et qualitative qui sont souvent des indicateurs de durabilité (Andersen *et al.* 2007).

L'intérêt et l'utilité d'établir une typologie des exploitations agricoles se traduit par la mise en exergue de l'impact de la diversité des activités agricoles sur l'environnement en s'appuyant sur des politiques socio-économiques et/ou environnementales ou des stratégies de gestion pour le développement durable d'un territoire agricole (Landais 1998 ; Andersen *et al.* 2007 ; Valbuena *et al.* 2008 ; Daloğlu *et al.* 2014) (Figure 50).

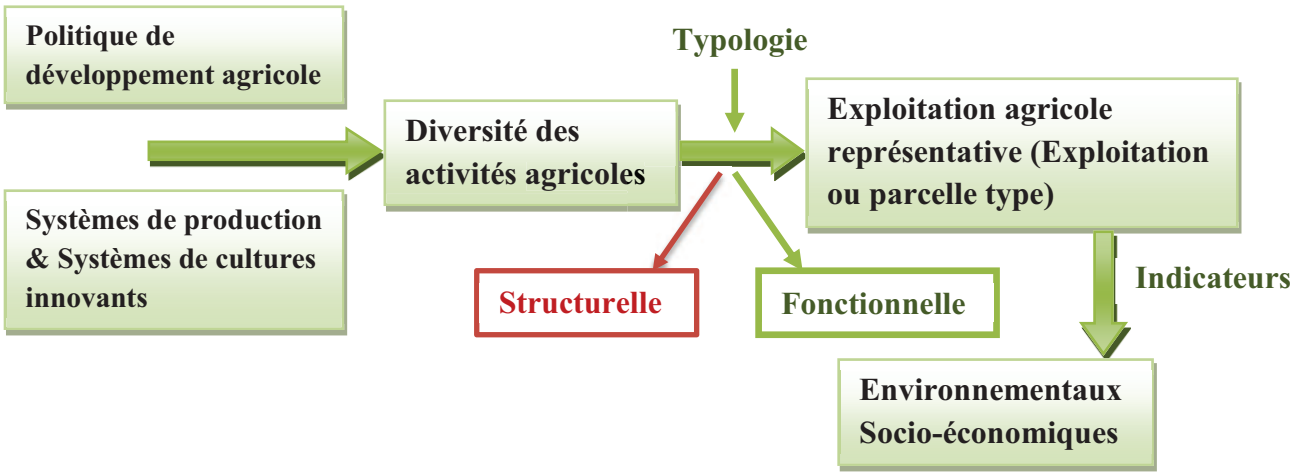


Figure 50. Schéma conceptuel de la typologie des exploitations agricoles
(Réalisation : Mghirbi 2014)

Dans le cas de notre étude, une typologie structurelle a été élaborée pour classer les pratiques phytosanitaires des exploitations enquêtées et, plus précisément, définir les ITK type réels. L'avantage de l'utilisation de la méthode de typologie réelle dans notre travail est d'assurer une fiabilité des indicateurs calculés. Dans cette méthode, nous nous sommes basés sur des éléments d'évaluation liés à la structure de l'exploitation agricole représentant des paramètres quantifiables collectés sur le terrain. Pour comprendre le fonctionnement des exploitations agricoles et leurs caractéristiques de diversité agricole au niveau d'une région, il est indispensable de faire appel aux critères de structure. Dans notre étude, les principaux paramètres que nous avons considérés comme critères liés à la structure de l'exploitation sont :

- l'orientation technico-économique de l'exploitation (OTEX) : arboricole, viticole, grandes cultures, maraîchage ;
- le type de culture et/ou la variété ;
- la pression phytosanitaire de chaque parcelle étudiée pondérée par ha (IFT/ha) ;
- le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement de chaque parcelle étudiée pondéré par ha (IRSA/ha et IRTE/ha) (Ayadi *et al.* 2014 ; Mghirbi *et al.* 2015).

De façon globale, notre typologie est basée sur les paramètres descriptifs des itinéraires techniques de traitement et de la stratégie d'utilisation des pesticides au niveau de chaque parcelle pour définir une typologie structurelle des exploitations agricoles enquêtées. Cette méthode de typologie descriptive de la situation des exploitations agricoles est basée sur un ensemble de variables quantitatives qui peuvent servir à des fins qualitatives. De plus, cette méthode nous a permis de classer les parcelles agricoles, par type de culture/variété, selon trois ensembles homogènes d'itinéraires techniques de traitement qui possèdent une pression phytosanitaire faible, forte et moyenne. En conséquence, nous avons pu définir des itinéraires techniques types assez homogènes par classe, selon les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE), à l'aide d'une méthode d'analyse statistique multidimensionnelle telle que l'analyse en composantes principales (ACP). Nous justifions le choix de cette méthode d'analyse statistique (ACP) par le fait qu'elle est réservée à des études portant sur de petites ou micros régions agricoles où nous pouvons facilement collecter un nombre élevé de données afin de caractériser le groupe des exploitations agricoles de la zone d'étude. Cette analyse nous a permis de différencier les ITK assez homogènes, au niveau des parcelles enquêtées, par classe. Par ailleurs, elle sert à caractériser les parcelles agricoles enquêtées par rapport aux variables définies pour la classification des pratiques phytosanitaires telles que les indicateurs agri-environnementaux : IFT,

IRSA, IRTE. Cette analyse est importante pour la classification de la diversité des ITK de traitement au niveau des parcelles agricoles en tenant compte de plusieurs critères discriminants (la pression phytosanitaire et le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement).

Après avoir déterminé les trois classes d'ITK de traitement homogènes (pression faible, forte et moyenne), selon les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) au niveau des parcelles étudiées, les ITK de traitement type par culture et/ou variété sont définis pour chaque classe en nous basant sur la méthode de typologie réelle. Cette méthode permet de représenter l'ensemble des exploitations agricoles qui possèdent une similitude en terme de critères structurels ou fonctionnels définis de façon réelle (Chenoune 2011). La moyenne calculée pour chaque critère représente la valeur de référence. Cette dernière est l'objet de sélection pour le choix d'ITK réel type (ou représentatif) qui se rapproche le plus de la moyenne de la classe ou de l'ensemble des exploitations agricoles homogènes. Ces ITK types réels vont être introduits dans le modèle technico-économique pour simuler les scénarios de réduction des risques liés à l'usage des pesticides. De manière générale, la méthode de typologie réelle permet d'identifier des stratégies plus développées de gestion des ressources et de pollution diffuse au niveau des exploitations agricoles réelles de la zone d'étude et, ensuite, à l'échelle de la région (Le Grusse *et al.* 2008).

5.4.2. Résultats de la typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées

Selon les critères définis dans le paragraphe précédent, les ITK réels types par culture, voire par variété, ont été déterminés par classe de pression phytosanitaire (Annexes 10) : pression forte (PPc1), moyenne (PPc2) et faible (PPc3) (Tableaux 12, 13, 14 et 15). Ces ITK réels types sont, par la suite, introduits dans le modèle technico-économique pour simuler les scénarios d'optimisation des systèmes de production sous contrainte de réduction des risques liés à l'usage des pesticides. Les résultats de la typologie, en fonction des cultures illustrés par les tableaux 12, 13, 14 et 15, montrent la diversité des stratégies de traitement phytosanitaire des agriculteurs du bassin versant de l'étang de l'Or. De plus, la diversité des pratiques phytosanitaires est aussi constatée entre les exploitations pour la même culture. De ce fait, cette typologie permet de distinguer les classes de pressions phytosanitaires et d'illustrer la diversité des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées.

Tableau 12. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par variété et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de pomme (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8)

Année/Code Parcelle	Variété/Clone	Classe pression phytosanitaire	IFT/ha	IRSA/ha	IRTE/ha	Coût des produits phytosanitaires (€/ha)	Coût hors produits phyto (€/ha)	Coût de production (€/ha)
2011ELL_20	Cripps Pink	Pression phyto forte	50,44	72 185	6 822	1 633	16 877	18 510
2009BLT_5	Cripps Pink	Pression phyto moyenne	35,01	29 485	6 215	1 184	16 877	18 061
2010BLT_16	Cripps Pink	Pression phyto faible	27,10	19 076	5 666	981	16 877	17 858
2011MDM_3	Gala	Pression phyto forte	35,93	34 253	7 014	1 353	15 068	16 421
2011SLS_1_2	Gala	Pression phyto moyenne	32,91	20 294	5 470	987	15 068	16 055
2011CHG_23	Gala	Pression phyto faible	23,95	17 057	4 335	769	15 068	15 837
2010ELL_8	Golden	Pression phyto forte	42,43	34 831	4 911	1 487	15 830	17317
2011ELL_7	Golden	Pression phyto moyenne	29,33	21 705	4 414	1 122	15 830	16 952
2011BLT_9	Golden	Pression phyto faible	13,79	15 712	3 149	911	15 830	16 741
2009ELL_2	Granny Smith	Pression phyto forte	42,27	51 511	10 572	1 461	14 131	15 592
2011MDM_2	Granny Smith	Pression phyto moyenne	32,83	28 850	6 084	1 052	14 131	15 183
2011CHG_12	Granny Smith	Pression phyto faible	22,40	16 178	3 977	712	14 131	14 843
2011ELL_21	Reine des Reinettes	Pression phyto forte	44,99	43 857	6 036	1 866	16 481	18 347
2009CHG_18	Reine des Reinettes	Pression phyto moyenne	30,00	22 616	4 760	1 536	16 481	18 017
2010CHG_36	Reine des Reinettes	Pression phyto faible	22,17	18 427	3 413	1 007	16 481	17 488

Tableau 13. Tableau récapitulatif des ITKs types réels pour les cépages rouges et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de vigne (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8)

Année/Code Parcelle	Cépages rouges	Classe pression phytosanitaire	IFT/ha	IRSA/ha	IRTE/ha	Coût des produits phytosanitaires (€/ha)	Coût hors produits phyto (€/ha)	Coût de production (€/ha)
2011CLT_5	Merlot	Pression phyto forte	19,11	19 662	4 355	1 215	2 843	4 058
2011GND_4	Grenache N	Pression phyto moyenne	15,43	15 906	4 159	720	2 843	3 563
2011NGC_4	Cabernet Sauvignon N	Pression phyto faible	9,50	8 868	2 595	380	2 843	3 223
2012BHT_9	Merlot BIO	Pression phyto moyenne	8,86	7 389	3 064	245	3 295	3 540

Tableau 14. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par culture et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de grandes cultures (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8)

Année/Code Parcelle	Cultures	Classe pression phytosanitaire	IFT/ha	IRSA/ha	IRTE/ha	Coût des produits phytosanitaires (€/ha)	Coût hors produits phyto (€/ha)	Coût de production (€/ha)
2013CRO_10	Blé dur d'hiver semences	Pression phyto forte	4,08	4 695	1 039	194	779	973
2013CRO_5	Blé dur d'hiver	Pression phyto moyenne	2,87	4 293	1 033	135	779	914
2013BRES_2	Blé dur d'hiver	Pression phyto faible	1,35	1 298	419	110	779	889
2013CRO_15	Maïs semences	Pression phyto forte	5,00	3 642	914	213	1 715	1 928
2011BRES_18	Maïs semences	Pression phyto moyenne	3,00	2 649	1 042	132	1 715	1 847
2012BER_16	Maïs semences	Pression phyto faible	0,99	2 461	274	48	1 715	1 763
2013CRO_23	Tournesol semences	Pression phyto moyenne	4,20	5 018	1 253	278	795	1 073
2013Duez_24	Colza	Pression phyto moyenne	3,29	840	490	417	858	1 275

Tableau 15. Tableau récapitulatif des ITKs types réels par culture et selon les trois classes de pression phytosanitaires des parcelles de maraîchages (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques, annexe 8)

Année/Code Parcelle	Cultures	Classe pression phytosanitaire	IFT/ha	IRSA/ha	IRTE/ha	Coût des produits phytosanitaires (€/ha)	Coût hors produits phyto (€/ha)	Coût de production (€/ha)
2013Duez_25	Melon	Pression phyto moyenne	12,19	9 298	2 007	513	10 182	10 695
2013Duez_19	Pomme de terre	Pression phyto moyenne	8,62	9 027	2 735	696	10 113	10 809
2013Duez_26	Salade sous serre	Pression phyto moyenne	10,72	7 940	2 225	731	35 133	35 864

Conclusion du chapitre 5

Les éléments de la méthode présentée dans ce chapitre mettent en évidence l'utilité des indicateurs de risque de toxicité et de pression comme outil de diagnostic et d'évaluation des pratiques phytosanitaires. La construction de la base de données des ITK de traitement et d'usage des pesticides, à partir des enquêtes établies auprès des coopératives et des agriculteurs, a montré la diversité des stratégies de traitements parmi les agriculteurs et les cultures. Le calcul des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) et celui des sous indicateurs (IRSA chronique, IRSA aigu, IRTE aquatique, IRTE terrestre, IRTE oiseaux) a permis de mettre en place une méthode d'évaluation de l'impact des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol). Ainsi, la détermination de ces indicateurs au niveau des parcelles et des exploitations agricoles permettra de distinguer les traitements phytosanitaires (produits appliqués) respectueux de l'environnement et de la santé humaine, les traitements qui favorisent l'augmentation de la pollution diffuse et la dégradation des milieux naturels.

Les sous indicateurs (IRSA chronique, IRSA aigu, IRTE aquatique, IRTE terrestre, IRTE oiseaux) présentent une désagrégation des indicateurs de risque de toxicité (IRSA et IRTE). Ils assurent une analyse approfondie des impacts des pesticides pour l'amélioration des pratiques phytosanitaires. L'utilité de ces indicateurs agri-environnementaux et celle des sous indicateurs se traduit, d'une part, par les informations qu'ils fournissent aux différents acteurs (décideurs et agriculteurs) sur les impacts des pratiques phytosanitaires, afin de mettre en place des stratégies pour lutter contre la pollution diffuse, d'autre part, ils peuvent être des paramètres utiles pour la construction d'outils d'aide à la décision pour améliorer l'usage des pesticides afin de réduire les impacts des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur l'environnement.

Les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE, etc.) et agro-économiques (coût de production, coût des produits phytosanitaires, marge directe ou revenu agricole, etc.) sont nécessaires pour évaluer la situation environnementale et économique, notamment le système de production d'une exploitation agricole dans un contexte à la fois socio-écologique et socio-économique. Ces indicateurs sont ainsi considérés comme des paramètres utiles pour l'aide à la prise de décision et peuvent être introduits dans des systèmes informatiques, dans un modèle technico-économique (modélisation des exploitations agricoles) et/ou dans un SIG (représentation cartographique). Cette caractéristique d'aide à la décision rend plus efficace l'évaluation des indicateurs et leur donne un sens plus significatif pour la gestion agricole et territoriale. Pour les introduire dans des outils d'aide à la décision et face à la diversité des exploitations agricoles au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, une typologie des pratiques phytosanitaires a été établie. Celle-ci, en fonction des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE), nous a permis de distinguer trois classes d'ITK de traitement : pression forte (PPc1), moyenne (PPc2) et faible (PPc3) pour chaque culture étudiée. A partir de cette typologie, nous avons déterminé les ITK types réels par culture et par pression phytosanitaires pour les introduire dans le modèle technico-économique. La conception de ce modèle consiste à intégrer les indicateurs agri-environnementaux et économiques dans une optique d'optimisation des systèmes de production et de gestion des risques liés à l'usage des pesticides. De ce fait, cette optique montre le passage de l'évaluation des pratiques phytosanitaires à l'aide à la décision et à la proposition d'alternatives visant à réduire les impacts de la pollution phytosanitaire diffuse. La construction de ce modèle d'optimisation du système de production et de l'usage des pesticides est présentée dans le chapitre suivant.

CHAPITRE 6. DESCRIPTION DU MODELE TECHNICO-ECONOMIQUE D'OPTIMISATION DU SYSTEME DE PRODUCTION ET DE LA METHODE D'ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES

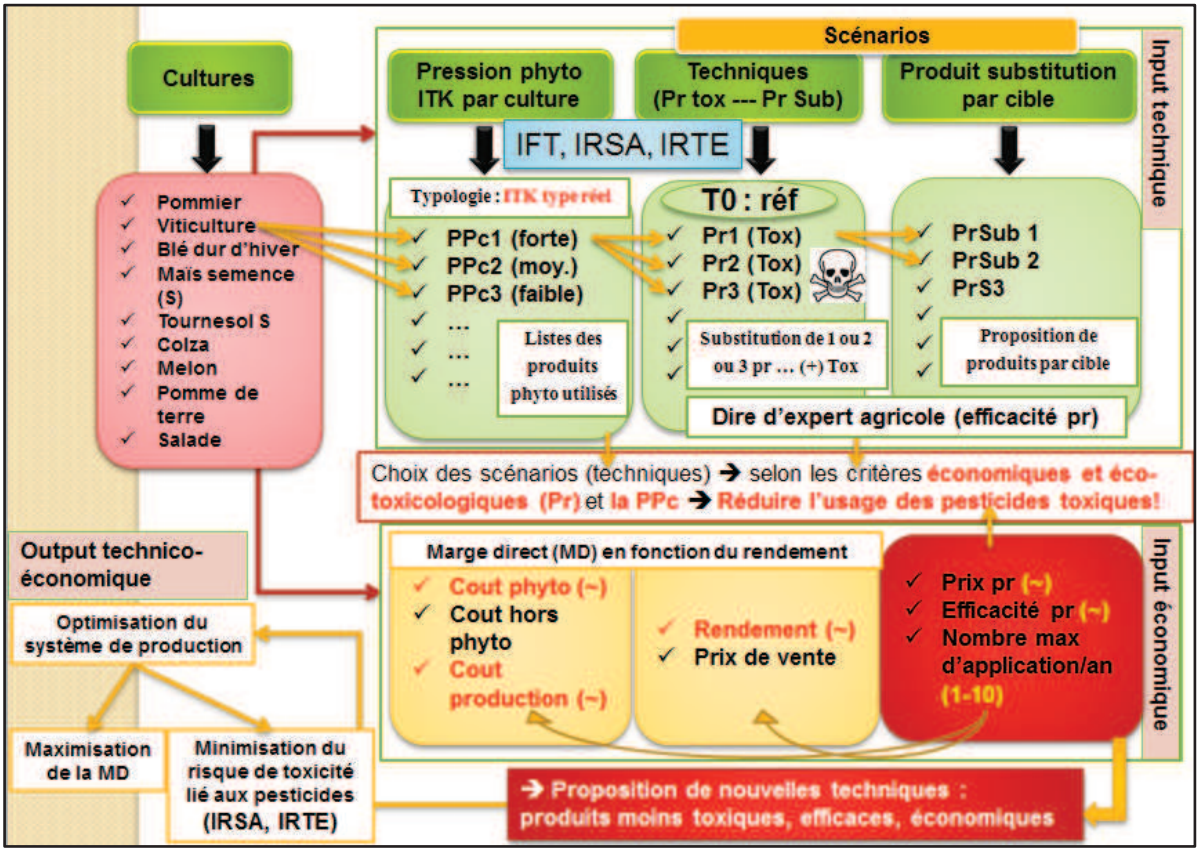
La modélisation fait partie des méthodes adoptées pour construire des modèles d'optimisation et d'aide à la décision en se basant sur des techniques de programmation mathématique. Parmi les outils de modélisation, nous pouvons citer les modèles technico-économiques. Le modèle que nous présentons dans ce chapitre a comme objectif l'optimisation des traitements phytosanitaires en se basant sur les indicateurs et les sous indicateurs environnementaux (indicateur de pression, (sous)-indicateurs de risque de toxicité sur la santé et sur l'environnement) calculés au niveau des itinéraires techniques (ITK) des exploitations enquêtées. A partir de la typologie établie dans le chapitre précédent (section 5.5) qui nous a permis d'analyser la diversité des exploitations agricoles (systèmes de culture) et des pratiques phytosanitaires, nous nous intéressons, dans ce modèle, à l'optimisation de l'usage des pesticides pour les ITK type réels. Ce modèle technico-économique d'optimisation baptisé OptiPhy (Optimisation des Phytosanitaires) consiste à proposer aux différents acteurs, en particulier les agriculteurs, des scénarios pour réduire les risques liés à l'usage des pesticides et maintenir une situation économique satisfaisante au niveau des parcelles agricoles. Ce modèle permet d'aboutir à une gestion localisée de l'usage des pesticides et de proposer aux agriculteurs, situés dans les zones vulnérables, des alternatives et de nouveaux leviers (nouvelles techniques de traitement) de gestion de la pollution diffuse.

Ce chapitre répond ainsi à la question suivante : comment intégrer des indicateurs de risque sur la santé et sur l'environnement et des indicateurs économiques dans une démarche de gestion des pratiques phytosanitaires ? D'où la présentation de la démarche de construction du modèle technico-économique OptiPhy qui se base sur l'introduction des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE, …) et économiques (prix unitaire pesticides, coût de production, rendement/ha, etc.) (Mghirbi *et al.* 2016). Le **premier paragraphe (6.1)** présente les étapes de construction du modèle technico-économique d'optimisation du système de production et de gestion des pratiques phytosanitaires. **Le deuxième et le troisième paragraphe (6.2 et 6.3)** sont consacrés à la détermination des paramètres utilisés et au développement de la méthode de construction des scénarios à obtenir. Pour que ces scénarios aboutissent à des résultats d'optimisation, des équations et des contraintes sont introduites dans le modèle (**Paragraphe 6.4**). Afin d'évaluer l'effet des résultats du modèle sur le fonctionnement du système de production des exploitations agricoles, une méthode d'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires a été développée (**Paragraphe 6.5**).

6.1. Description du modèle technico-économique d'optimisation et de gestion des pratiques phytosanitaires OptiPhy

En agriculture, un modèle technico-économique est souvent conçu afin d'optimiser le système de production agricole au niveau de l'exploitation ou à l'échelle d'une région agricole. Il doit tenir compte des différents paramètres techniques (type de culture, traitement phytosanitaire, fertilisation, irrigation, etc.) et économiques du système de production (prix de vente du produit agricole, rendement, coût de production, coût des produits phytosanitaires, etc.). De plus, ce modèle doit prendre en considération les facteurs limitants de production (exemple : le climat, le prix du marché, etc.). Dans notre cas d'étude, les principales contraintes de notre modèle sont : la réduction de l'IRSA et de l'IRTE, l'efficacité des produits par cible et leur coût. Ce modèle propose ainsi plusieurs scénarios de substitution de produits phytosanitaires homologues moins toxiques pour la santé et l'environnement, efficaces et n'impactant pas ou améliorant l'économie du système de production.

Pour construire notre modèle technico-économique OptiPhy, nous avons besoin de déterminer les matrices des listes des produits phytosanitaires utilisés pour chaque ITK type réel par pression phytosanitaire (forte, moyenne, faible). Ces ITK sont obtenus à l'aide de la typologie structurelle des exploitations agricoles déterminée préalablement (voir détail paragraphe 5.4.2) en nous basant sur les critères de l'orientation technico-économique des exploitations (OTEX), de la pression phytosanitaire et des risques de toxicité (sur la santé applicateur et l'environnement) des ITK pour chaque type de cultures (Figure 51). Par la suite, le modèle est paramétré à l'aide des indicateurs économiques (coût de production, rendement/ha, prix de vente, etc.) et des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) des ITK type réels, qui sont considérés comme des inputs technico-économiques (Figure 51). La mise en place des fonctions objectifs et des contraintes pour ces paramètres nous a permis de construire des scénarios d'optimisation du revenu agricole (plus précisément la marge directe agricole) selon les nouveaux traitements phytosanitaires introduits dans les systèmes de production étudiés. Ces nouveaux traitements concernent les produits de substitution à la fois moins toxiques, efficaces (à dire d'expert agricole) et économiques proposés pour chaque ITK type réel par culture ou variété de pomme, de vigne à cépage rouge, blé dur d'hiver, etc. (Figure 51).



Légende

PPc : Pression phytosanitaire de l'ITK par Culture
Pr : Produit phytosanitaire ; PrSub ou PrS : Produit de Substitution
(~) : Variable ; Tox : Toxique

Figure 51. Schéma conceptuel du modèle technico-économique OptiPhy d'optimisation du système de production et de gestion des pratiques phytosanitaires (Réalisation : Mghirbi 2015)

Les scénarios alternatifs (proposition de pesticides homologues de substitution efficaces, moins toxiques et économiques) résultent des contraintes introduites dans le modèle technico-économique

définies sur les paramètres environnementaux et économiques. Ces contraintes sont modulables en fonction des stratégies de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse. La proposition de ces scénarios alternatifs a pour objectifs de :

- minimiser le risque d'utilisation des pesticides sur la santé applicateur et l'environnement (diminuer l'IRSA et l'IRTE) ;
- maximiser la marge directe agricole (assurer une situation économique satisfaisante),

afin de présenter aux différents acteurs du territoire, notamment aux agriculteurs et aux techniciens agricoles, un outil d'aide à la décision pour une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires. Cet outil permet de raisonner le choix des pesticides et de réduire l'utilisation des pesticides trop toxiques pour la santé de l'applicateur et l'environnement. L'introduction des sous indicateurs (IRSA aigu et chronique, IRTE Terrestre, Oiseau et Aquatique) qui résultent de la désagrégation des indicateurs agri-environnementaux (IRSA, IRTE) dans le modèle technico-économique permet de développer d'autres niveaux d'analyse plus détaillée des scénarios de réduction de l'usage des pesticides toxiques (Mghirbi *et al.* 2015 ; Mghirbi *et al.* 2016). L'objectif de cette analyse approfondie adoptée est de mettre en place un outil d'aide à la décision pour la gestion localisée des pratiques phytosanitaires en présentant les différents scénarios ou stratégies de choix des pesticides selon la vulnérabilité des milieux naturels (sol, air et eau) et de la santé humaine au niveau du bassin versant.

6.2. Paramètres utilisés dans le modèle technico-économique

Le choix des paramètres (inputs) utilisés dans le modèle est basé essentiellement sur la typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles enquêtées et le calcul des indicateurs agri-environnementaux et économiques des produits appliqués par les agriculteurs et des produits de substitution par culture et par cible. En outre, les fiches technico-économiques des cultures de la région Languedoc-Roussillon ont servi à obtenir les paramètres économiques des systèmes de production étudiés. Ainsi, la construction des scénarios économiques et environnementaux optimaux nécessite d'introduire dans le modèle les paramètres suivants (Figure 52) :

- les **noms des cultures** (C) : pomme (Cripps Pink, Granny Smith, Gala, Golden, Reine des reinettes), vigne à cépage rouge (Syrah Noir (N), Merlot, Grenache N, Carignan N, Cinsaut N, Mourvèdre, Cabernet franc N, Marselanne N, Cabernet Sauvignon N), blé dur d'hiver, maïs semences, tournesol, colza, melon, pomme de terre, salade sous serre ;
- les **pressions phytosanitaires** des ITK types réels (PPc) : PPc1 (pression forte), PPc2 (pression moyenne), PPc3 (pression faible) ;
- les **cibles** (ravageurs, maladies, adventices) **les plus consommatrices en pesticides** identifiées par culture (Cib) : Cib1 (tavelure), Cib2 (carpocapse), Cib3 (tordeuse rouge), Cib4 (oïdium), Cib5 (mildiou), Cib6 (désherbage), Cib7 (taupins), Cib8 (cicadelle), Cib9 (rouille brune), Cib10 (pourriture grise), Cib11 (action chute des fruits), Cib12 (désherbage en zone cultivée herbes annuelles), Cib13 (grosse altise), Cib14 (mildiou des composées), Cib15 (pourriture du collet) ;
- les **valeurs de l'IFT, de l'IRSA de l'IRTE, du nombre de passages et des sous indicateurs** (IRSA aigu et chronique, IRTE Terrestre, Oiseau et Aquatique) **total/ha** par culture et par pression phytosanitaire des ITK types (C, PPc). Ces valeurs représentent celles des ITK type réels issues de la typologie des exploitations agricoles enquêtées ;
- les valeurs **de l'IFT, de l'IRSA de l'IRTE, du nombre de passage/an et des sous indicateurs par hectare** (IRSA chronique et aiguë, IRTE Terrestre, Oiseau et Aquatique) par cible et par culture (exprimées par ha) :

- des produits appliqués par les agriculteurs (Pr) ;
- des produits homologues de substitution (PrS).

Nous soulignons le fait que nous considérons que l'agriculteur respectera la dose homologuée de tous les produits de substitution proposés (IFT = 1) ;

- **nombre de passages maximum** du produit phytosanitaire **par an (pour les produits de substitution)** : récupéré du site e-phy[45]. Pour les produits qui n'ont pas de limite d'utilisation, nous avons attribué la moyenne des valeurs du nombre de passage maximum/an de la liste des produits homologués pour chaque cible ;
- **dose homologuée** des produits phytosanitaires de substitution. Ces valeurs sont exprimées en l ou kg par ha et elles sont fournies par la base de données d'« EToPhy » ;
- les valeurs du **rendement**, du **prix de vente**, des **coûts de production** par culture et par pression phytosanitaire (C, PPc) telles que les **charges opérationnelles**, les **amortissements spécifiques** par hectare pour chaque culture. Toutes ces valeurs ont été déterminées sur la base des fiches technico-économiques standard de la région Languedoc-Roussillon[46] (voir les détails des valeurs dans les annexes 9 et 10) et celles de la chambre d'agriculture du Languedoc-Roussillon pour l'année 2012, et ce, pour les cultures de pomme de terre (Annexe 11). Ces valeurs représentent la moyenne de la région ;
- les **prix des produits phytosanitaires** qui entrent dans le changement du coût de production. Ils ont été obtenus auprès des chambres d'agriculture, des coopératives agricoles ou des fournisseurs de produits phytosanitaires :
  - le coût des approvisionnements en arboriculture (chambre d'agriculture du Vaucluse, 2012) pour la culture de la pomme ;
  - le coût des fournitures en viticulture et œnologie pour les années 2009, 2010 et 2011 (chambre d'agriculture de l'Hérault) pour la culture de la vigne ;
  - la liste des prix des produits utilisés en grandes cultures et en maraîchage pour l'année 2013, récupérée auprès de la coopérative agricole de collecte d'approvisionnement et de transformation « Qualisol » à Castelsarrasin, en Tarn et Garonne ;
  - la liste des prix des produits phytopharmaceutiques sur le site de vente en ligne Agrileader[47].
- **L'efficacité des produits phytosanitaires** par culture et par cible exprimée en pourcentage variant de 65% à 95%. Ces valeurs sont fournies par des experts agricoles notamment spécialisés en phytosanitaire:
  - par le groupe de coopératives suisses Fenaco/LANDI[48] qui édite des catalogues intitulés « assortiment phyto » (2014) : produits phytosanitaires pour grandes cultures et cultures fourragères, produits phytosanitaires pour arboriculture et viticulture et produits phytosanitaires pour cultures maraîchères ;
  - par le groupe Arvalis[49] (institut du végétal) qui fournit les fiches techniques des produits utilisés pour les céréales (en particulier les fiches des fongicides).

[45] **e-phy** : http://e-phy.agriculture.gouv.fr/

[46] http://www.midimed.cerfrance.fr/page/referencesecono-midimed, consulté en Juillet 2012 : pour les fiches technico-économiques de pomme et de vigne à cépage rouge.
http://www.midimed.cerfrance.fr/page/referencesecono-midimed, consulté en Avril 2013 et Mars 2015 : pour les fiches technico-économiques de grandes cultures (Blé dur, Maïs, Colza, Tournesol) de maraîchages (Melon, Laitue sous serre).

[47] **Agrileader** : http://www.agrileader.fr/ consulté en 2014 et 2015.

[48] **Fenaco/LANDI :** http://www.productionvegetale.ch/assortiments-phyto.html consulté en Octobre et Novembre 2014.

[49] **Arvalis** : http://www.fiches.arvalis-infos.fr/ consulté en Mars 2015.

A

Produits ITK Global Initiale (I)

Code Parcell	Cépage validé	CODE INTRANT	Nom_produit	Libellé_cible	Libellé_type_phyto	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T_ha	IRTE O_ha	IRTE A_ha	Passage_an_ha	Cout (euro/ha)	efficacité produit (%)	efficacité totale
GND_4	Grenache N	P1132	SHERPA 100 E(	Cicadelle de la fl	Insecticides	1,00	4577	3340	1237	784	499	0	285	1	3,17	90	90
GND_4	Grenache N	P0598	GOAL 2E	Désherbage des (	Herbicides	0,05	88	70	19	12	0	2	10	1	35,85	90	5
GND_4	Grenache N	P0959	PLEDGE	Désherbage des (	Herbicides	0,05	212	113	99	5	0	0	5	1	40,30	90	4
GND_4	Grenache N	P1513	ROUNDUP	Désherbage en z(	Herbicides	0,60	323	9	314	60	0	0	60	2	37,47	90	54
GND_4	Grenache N	P0702	KOCIDE 2000	Mildiou	Fongicides	0,67	713	36	677	182	0	55	126	1	22,79	95	63
GND_4	Grenache N	P20012	LBG-01F34	Mildiou	Fongicides	0,53	0	0	0	0	0	0	0	1	22,16	65	34
GND_4	Grenache N	P0916	PANTHEOS	Mildiou	Fongicides	2,00	2594	827	1767	404	0	0	404	2	92,88	95	190
GND_4	Grenache N	P0965	POLYRAM DF	Mildiou	Fongicides	0,57	214	77	137	146	68	0	78	1	15,68	95	54
GND_4	Grenache N	P0158	BAYTAN 5 LIQ(	Oïdium	Fongicides	1,00	2197	1551	646	53	0	0	53	1	12,86	80	80
GND_4	Grenache N	P0477	ELIOS	Oïdium	Fongicides	1,00	146	17	129	256	0	0	256	1	16,84	95	95
GND_4	Grenache N	P0537	FLUIDOSOUFR	Oïdium	Fongicides	1,67	2128	146	1982	1042	331	331	379	2	73,85	85	142
GND_4	Grenache N	P20429	FORMOSE	Oïdium	Fongicides	1,00	446	264	183	121	0	0	121	1	17,15	85	85
GND_4	Grenache N	P1780	SOUFREBE DG	Oïdium	Fongicides	0,80	532	36	496	259	60	60	138	1	20,57	85	68
GND_4	Grenache N	P1191	STROBY DF	Oïdium	Fongicides	1,00	342	141	201	100	0	0	100	1	27,61	80	80
GND_4	Grenache N	P19703	ROVRAL WG	Pourriture grise	Fongicides	1,50	903	405	498	275	0	0	275	1	117,55	90	135
GND_4	Grenache N	P1105	SCALA	Pourriture grise	Fongicides	1,00	220	84	136	100	0	0	100	1	123,91	95	95
GND_4	Grenache N	P1762	STEWARD	Tordeuses (Coch	Insecticides	1,00	269	120	149	361	168	0	193	1	39,35	90	90
					tot.	15,43	15906	7235	8671	4159	1128	449	2583	20	720		1364

B

Liste des produits de traitement du mildiou utilisés par l'agriculteur (T0)

Code Parcelle	Cépage validé	CODE INTRANT	Nom_produit	Libellé_cible	Libellé_type_phyto	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T_ha	IRTE O_ha	IRTE A_ha	Passage_an_ha	Cout (euro/ha)	efficacité (%)	efficacité totale
GND_4	Grenache N	P0702	KOCIDE 2000	Mildiou	Fongicides	0,67	713	36	677	182	0	55	126	1	22,79	95	63
GND_4	Grenache N	P20012	LBG-01F34	Mildiou	Fongicides	0,53	0	0	0	0	0	0	0	1	22,16	65	34
GND_4	Grenache N	P0916	PANTHEOS	Mildiou	Fongicides	2,00	2594	827	1767	404	0	0	404	2	92,88	95	190
GND_4	Grenache N	P0965	POLYRAM DF	Mildiou	Fongicides	0,57	214	77	137	146	68	0	78	1	15,68	95	54
					tot.	3,76	3522	941	2581	732	68	55	608	5	153,50	88	342

Liste des produits de substitution pour le mildiou

Culture	Code_produit	Nom_produit	PrS	Libellé_cible	Cible	IFT_PrS	IRSA_PrS	IRSA Ch_PrS	IRSA A_PrS	IRTE_PrS	IRTE T_PrS	IRTE O_PrS	IRTE A_PrS	DH_PrS_ha	Prix_unité	Cout_PrS_ha	Passage_PrS_an	Efficacité_PrS
Vigne_Cep_rouge	P0012	ACROBAT M DG		Mildiou	Cib5	1	1309	442	867	221	0	0	221	2,50	18,0616	45,15	2	95
Vigne_Cep_rouge	P0013	ACRYPTANE 500		Mildiou	Cib5	1	2340	780	1560	81	0	0	81	3,00	7,7015	23,10	3	95
Vigne_Cep_rouge	P1978	ADDAX		Mildiou	Cib5	1	2512	897	1615	100	0	0	100	3,50	7,909861111	27,68	4	95
Vigne_Cep_rouge	P1963	ADDAX DG		Mildiou	Cib5	1	2041	729	1312	100	0	0	100	2,00	17,12492037	34,25	4	95
Vigne_Cep_rouge	P2386	AGRORAM DF		Mildiou	Cib5	1	252	91	161	256	119	0	137	3,50	7,909861111	27,68	3	95
Vigne_Cep_rouge	P19764	AKTUAN DTI		Mildiou	Cib5	1	1520	463	1057	284	0	29	254	1,50	31,1858	46,78	2	95
Vigne_Cep_rouge	P0058	ALMANACH FLASH		Mildiou	Cib5	1	1711	521	1189	190	0	0	190	4,50	14,23761574	64,07	3	95
Vigne_Cep_rouge	P0060	ALTIGAN FLASH		Mildiou	Cib5	1	1572	448	1124	90	0	0	90	4,00	13,88078571	55,52	3	95
Vigne_Cep_rouge	P1419	AMALFI		Mildiou	Cib5	1	1858	626	1232	202	0	0	202	2,50	16,25755	40,64	2	95
Vigne_Cep_rouge	P19849	AMALINE FLOW		Mildiou	Cib5	1	1127	259	868	353	0	83	270	2,80	14,77	41,36	2	75
Vigne_Cep_rouge	P2497	AMAROK		Mildiou	Cib5	1	2092	675	1417	162	0	0	162	3,00	11,44675	34,34	4	95
Vigne_Cep_rouge	P2498	AMAROK MC		Mildiou	Cib5	1	2192	658	1534	453	0	83	370	3,50	10,6766	37,37	4	90
Vigne_Cep_rouge	P19483	AMPHORE F PEPITE		Mildiou	Cib5	1	931	304	627	181	0	0	181	2,50	19,35925	48,40	2	95
Vigne_Cep_rouge	P19487	AMPHORE MZ PEPITE		Mildiou	Cib5	1	1051	368	683	200	0	0	200	2,50	19,67575	49,19	2	95
Vigne_Cep_rouge	P19026	ANETO		Mildiou	Cib5	1	337	115	222	277	48	0	230	2,00	17,12492037	34,25	1	95

Figure 52. Exemple de matrices des paramètres agri-environnementaux et économiques introduites dans le modèle : cas d'un ITK type réel de vigne à cépage rouge et à pression phytosanitaire moyenne (PPc2) (A : ITK global, B : liste des produits de substitution utilisés pour la cible mildiou)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

6.3. Scénarios de nouvelles techniques de traitement phytosanitaires proposés

Après avoir calculé les valeurs des indicateurs et celles des sous indicateurs agri-environnementaux des produits phytosanitaires utilisés par les agriculteurs à l'aide du logiciel EToPhy, la liste de produits homologues de substitution a été déterminée par culture et par cible en tenant compte du risque de toxicité, de l'efficacité et du prix des produits phytosanitaires.

Les traitements phytosanitaires appliqués sur une exploitation agricole ont des effets directs sur la production et la durabilité du système de production. Pour cela, une combinaison entre les indicateurs de risque sur la santé applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE) avec les paramètres agro-économiques (coût des produits phytosanitaires, coût de production, rendement, etc.) a été établie en tenant compte de la contrainte de réduction de l'utilisation des pesticides. Pour chaque culture, dans les itinéraires techniques (ITK) des agriculteurs, les produits phytosanitaires ont été identifiés par cible ayant une somme d'IRSA élevée et contribuant à plus de 50% de la pression phytosanitaire, du risque de toxicité (sur la santé applicateur et l'environnement) et du coût total des pesticides. Le but de ce classement est de substituer ces produits phytosanitaires par d'autres produits homologues selon leurs valeurs d'IRSA et d'IRTE plus faibles et des critères d'efficacité et de performance économique.

La méthode des scénarios de techniques alternatives de traitement phytosanitaire adoptée dans le modèle consiste à tester les différents niveaux de réduction du risque liés aux pesticides pour chaque ITK type par culture. A partir d'une première boucle de diminution successive d'un pas de 10% du risque de toxicité des pesticides, par rapport à une situation initiale (T0), nous essayons d'obtenir une valeur maximale de réduction (exprimée en pourcentage) du risque sur la santé applicateur et l'environnement par culture et par cible (Figure 53). Pour mieux préciser la valeur maximale de baisse de l'IRSA et de l'IRTE, une deuxième boucle de réduction est relancée par pas de 1% lorsque la contrainte de l'un des paramètres ne peut plus être satisfaite (Figure 53).

A

Réd. IRSA	Réd. IRTE	Coût max	Eff. init.	IFT	IRSA	IRSA chron.	IRSA aiguë	IRTE	IRTE terr.	IRTE ois.	IRTE aqua.	Nb Passages	Coût	Effic.	Produits
10%	10%	668	2405	23,85	56328	20436	35892	3178	86	324	2768	25	331	2165	CARBAZINC FLASH (5 l-kg/ha), IFT : 2, 2 pas
20%	20%	668	2405	23,35	50070	17826	32244	2825	84	161	2579	24	303	2165	CARBAZINC FLASH (2,264 l-kg/ha), IFT : 0,9
30%	30%	668	2405	22,95	43811	15526	28285	2472	43	43	2387	24	288	2165	ADDAX (2,937 l-kg/ha), IFT : 1,47, 2 passage
40%	40%	668	2405	22,78	37552	12926	24626	2119	0	0	2119	24	370	2165	DITHANE M 45 (6,875 l-kg/ha), IFT : 3,44, 4
50%	41%	668	2405	22,78	31293	10616	20678	2083	0	0	2083	24	407	2165	ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
50%	42%	668	2405	22,78	31293	10483	20810	2048	0	0	2048	25	434	2165	ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
50%	43%	668	2405	22,78	31293	10351	20942	2013	0	0	2013	24	460	2165	ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
50%	44%	668	2405	22,78	31293	10246	21048	1977	0	0	1977	24	491	2165	ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
50%	45%	668	2405	22,78	31293	10118	21176	1942	0	0	1942	24	528	2165	ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
51%	45%	668	2405	22,78	30668	9882	20785	1942	0	0	1942	24	538	2165	ALLIAGE (0,434 l-kg/ha), IFT : 2,17, 3 passag
52%	45%	668	2405	22,78	30042	9593	20449	1942	0	0	1942	24	563	2165	APOTHEOSE+ (1,04 l-kg/ha), IFT : 2,08, 3 pa

B

Somme des produits par cible ITK Initiale (I)											
Libellé_cible	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T	IRTE O_ha	IRTE A_ha	Passage_an_ha	Cout (euro/ha)	efficacité totale
Tavelure	26,00	62587	20164	42423	3531	232	351	2948	26	668,2792	2405

Figure 53. Exemple de résultat des scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (A) par rapport à la situation initiale (B) pour la cible de la tavelure pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression. La colonne "**Produits**" représente un extrait de la liste des produits de substitution proposés par le modèle (Sources : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

Pour aboutir à notre objectif du modèle, des questionnements se posent :

- ✓ Jusqu'à quelle valeur pouvons-nous progresser en terme de réduction du risque de toxicité tout en satisfaisant les contraintes environnementales économiques et d'efficacité ?
- ✓ Quels sont les scénarios optimaux qui ont comme objectifs par culture et par cible : la réduction des risques liés aux pesticides, la proposition des produits phytosanitaires les plus efficaces et la satisfaction de la situation économique du système de production ?

Après avoir précisé le cadre conceptuel et les scénarios à simuler dans le modèle technico-économique, la détermination des équations et des contraintes permettra de construire la phase opérationnelle de ce modèle à l'aide des paramètres agri-environnementaux et économiques cités dans le paragraphe 6.2.

6.4. Equations, contraintes et exécution du modèle

La fonction objectif du modèle consiste à minimiser le coût total des produits phytosanitaires des cibles identifiées (U) et à optimiser la marge agricole directe (MD) totale au niveau de la parcelle. La somme des coûts des produits de substitution proposés par culture/variété, par cible et par ITK type (PPc1, PPc2, PPc3) pour chaque scénario est calculée selon la fonction suivante :

$$\boldsymbol{f(U) = \sum_{C,PPc,Cib} \text{Coût phyto produits proposés}}$$

Sachant que :

Marge Directe (MD) = (rendement agricole/ha × prix du produit) – **charges opérationnelles** de l'exploitation – amortissement spécifique

Et Charges opérationnelles = coût des engrais + **coût des produits phytosanitaires** + coût d'eau d'irrigation + coût de main d'œuvre totale + coût carburant + coût entretien matériel + coût assurances + coût divers + coût semences et plants (selon les cultures)

En revanche, les contraintes introduites dans le modèle et qui sont considérées comme des critères de choix des produits phytosanitaires sont les suivantes :

- **nombre de passages par an** : le nombre de passages par an pour chaque produit de substitution proposé ne doit pas dépasser la valeur maximale réglementaire attribuée par les fiches techniques des produits et renseignée par le site e-phy ;
- **pression phytosanitaire** : la somme des IFT par culture/variété et par cible pour chaque scénario doit être inférieure ou égale à celle des IFT de la situation initiale ;
- **risque de toxicité** : la réduction de l'IRSA et de l'IRTE, par cible et par culture/variété pour chaque ITK type, va de 10% à 90% si possible par rapport à la somme d'IRSA/ha et d'IRTE/ha par cible et par culture de la situation initiale ;
- **efficacité du produit** : la somme d'efficacité des produits de substitution par culture et par cible ne doit pas être inférieure de 10% à celle des produits appliqués par les agriculteurs au niveau des ITK types ;
- **coût du produit** : la somme du coût des produits phytosanitaires de substitution proposés par cible ne doit pas dépasser la valeur du coût total des produits appliqués par l'agriculteur dans la situation initiale pour les cibles étudiées.

Le seul paramètre variable dans ce modèle est le nombre de passages par an des produits de substitution proposés. Cette variable permet de calculer les indicateurs agri-environnementaux et économiques des produits de substitution proposés. Par ailleurs, les contraintes du nombre de passages par an, de pression phytosanitaire, du risque de toxicité, d'efficacité et du coût des produits phytosanitaires sont déterminées selon les équations établies dans le modèle comme suit :

Pour la **contrainte du nombre de passages par an,** l'expression saisie dans le modèle est la suivante :

$$\mathbf{Passage_{PrS}/an\ (C, Cib)\ \leq\ Passage_max_{PrS}/an\ (C, Cib)}$$

Avec : **$Passage_{PrS}/an$** = nombre de passages/an de chaque produit de substitution proposé par culture et par cible.

$Passage_max_{PrS}/an$ = nombre de passages maximum/an de chaque produit de substitution proposé par culture et par cible.

Pour la **contrainte de pression phytosanitaire (IFT),** l'expression introduite dans le modèle est la suivante :

$$\mathbf{Fréquence_{Trait}/ha\ =\ \sum_{C,Cib} IFT_{PrS}\ /ha\ (C, Cib) \times\ Passage_{PrS}/an\ (C, Cib) \leq IFT_{initial}/ha}$$

Sachant que : **IFT_{PrS}/ha** = 1 pour tous les produits phytosanitaires de substitution proposés (l'agriculteur respectera la dose homologuée de tous les produits de substitution proposés)

Avec : **IFT_{PrS}** = IFT des produits phytosanitaires de substitution par culture et par cible.

$IFT_{initial}$ = Fréquence de traitement initiale de la technique de traitement T0 de l'ensemble des cibles étudiées.

Et

$$\mathbf{IFT_{initial}/ha = \sum_{C,PPc,Cib} IFT_{Pr}/ha\ (C, PPc, Cib)\ de\ la\ T0}$$

Avec : **IFT_{Pr}** = IFT des produits phytosanitaires par culture, par ITK type et par cible pour la technique initiale de traitement T0.

Concernant la **contrainte du risque de toxicité**, nous choisissons d'appliquer une fonction en boucle, afin d'avoir les résultats des différents niveaux de réduction du risque de toxicité par un pas de 10% :

- **IRSA (maximum)** = (0,9 ou 0,8 ou … ou 0,1) × somme $IRSA_{Pr}$/ha (C, PPc, Cib) de la situation initiale (T0).
- **IRTE (maximum)** = (0,9 ou 0,8 ou … ou 0,1) × somme $IRTE_{Pr}$/ha (C, PPc, Cib) de la situation initiale (T0).

Avec : **$IRSA_{Pr}$ (C, PPc, Cib)** = IRSA des produits phytosanitaires par culture, par pression phytosanitaire de l'ITK type et par cible pour la technique initiale de traitement T0.

$IRTE_{Pr}$ (C, PPc, Cib) = IRTE des produits phytosanitaires par culture, par pression phytosanitaire de l'ITK type et par cible pour la technique initiale de traitement T0.

Pour plus de précision, une deuxième boucle a été établie avec un pas de 1% de réduction du risque de toxicité une fois que le modèle ne trouve pas de solution d'optimisation pour la diminution de l'un des deux indicateurs de risque (IRSA et IRTE) par un pas de 10%.

En fonction de cette contrainte, les valeurs optimales des indicateurs agri-environnementaux (IRSA, IRTE) et des sous indicateurs (IRSA Ch, IRSA A, IRTE T, IRTE O, IRTE A) des produits de substitution proposés ont été déterminées selon les formules suivantes :

$$\mathbf{Tox_{humaine}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRSA_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)} \leq \mathbf{IRSA_max}$$

Sachant que :

$$\mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha} = \mathbf{IFT_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Passage_{PrS}/an\ (C, Cib)}$$

Avec : $\mathbf{IRSA_{PrS}}$ = IRSA des produits phytosanitaires de substitution par culture et par cible pour chaque scénario de réduction du risque de toxicité.

$\mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS}$ = fréquence de traitement du produit de substitution par culture et par cible pour chaque scénario de réduction du risque de toxicité.

$\mathbf{IFT_{PrS}/ha}$ = 1 pour tous les produits phytosanitaires de substitution proposés (nous supposons que l'agriculteur respectera la dose homologuée de tous les produits de substitution proposés)

$$\mathbf{Tox_{envir}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRTE_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)} \leq \mathbf{IRTE_max}$$

Avec : $\mathbf{IRTE_{PrS}}$ = IRTE des produits phytosanitaires de substitution par culture et par cible pour chaque scénario de réduction du risque de toxicité.

Pour une conception préliminaire de notre modèle, il n'existe pas de contraintes pour déterminer les sous indicateurs de l'IRSA (Chronique : Ch, Aiguë : A) et de l'IRTE (Terrestre : T, Oiseau : O, Aquatique : A). Nous calculons ainsi les résultats des sous indicateurs à l'aide des formules suivantes :

$$\mathbf{Tox_{humaine_Chronique}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRSA_Ch_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)}$$

$$\mathbf{Tox_{humaine_{Aiguë}}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRSA_A_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)}$$

$$\mathbf{Tox_{envir_Terrestre}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRTE_T_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)}$$

$$\mathbf{Tox_{envir_Oiseau}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRTE_O_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)}$$

$$\mathbf{Tox_{envir\ Aquatique}/ha} = \sum_{C,Cib} \mathbf{IRTE_A_{PrS}/ha\ (C, Cib)} \times \mathbf{Fréquence_{Trait}\ PrS/ha\ (C, Cib)}$$

A partir de l'équation de calcul de l'IFT/ha (IFT/ha = dose appliquée par ha / dose homologuée par ha), nous avons pu déduire la formule suivante pour déterminer la quantité appliquée par ha de chaque produit de substitution :

$$\textbf{Quantité_appliquée}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha} = \textbf{DH}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \times \textbf{Fréquence}_{\textbf{Trait}}\ \textbf{PrS/ha}\ (\textbf{C, Cib})$$

Avec : $\textbf{DH}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha}$ = dose homologuée de produits de substitution par culture et par cible.

$\textbf{Fréquence}_{\textbf{Trait}}\ \textbf{PrS}$ = fréquence de traitement du produit de substitution par culture et par cible pour chaque scénario de réduction du risque de toxicité.

Pour déterminer **la contrainte efficacité** les équations utilisées sont les suivantes :

$$\textbf{Efficacité} = \sum_{C,Cib} \textbf{Efficacité}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \times \textbf{Fréquence}_{\textbf{Trait}}\ \textbf{PrS/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \geq \textbf{Efficacité}_{\textbf{initiale}}$$

Ou

$$\textbf{Efficacité} = \sum_{C,Cib} \textbf{Efficacité}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \times \textbf{Fréquence}_{\textbf{Trait}}\ \textbf{PrS/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \geq -10\%\ \textbf{Efficacité}_{\textbf{initiale}}$$

Sachant que :

$$\textbf{Efficacité}_{\textbf{initiale}} = \sum_{C,PPc,Cib} \textbf{Efficacité}_{\textbf{Pr}}\ (\textbf{C, PPc, Cib}) \times \textbf{IFT}_{\textbf{Pr}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, PPc, Cib})\ \textbf{de la T0}$$

Avec : $\textbf{Efficacité}_{\textbf{PrS}}$ = efficacité des produits phytosanitaires de substitution par culture et par cible.

$\textbf{Efficacité}_{\textbf{Pr}}$ = efficacité des produits phytosanitaires par culture, par ITK type et par cible pour la technique initiale de traitement T0.

Par contre, pour déterminer **la contrainte coût des produits phytosanitaire** l'équation utilisée est la suivante :

$$\textbf{Coût_phyto} = \sum_{C,Cib} \textbf{Coût_phyto}_{\textbf{PrS}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \times \textbf{Fréquence}_{\textbf{Trait}}\ \textbf{PrS/ha}\ (\textbf{C, Cib}) \leq \textbf{Coût_phyto}_{\textbf{initial}}$$

Sachant que :

$$\textbf{Coût_phyto}_{\textbf{initial}} = \sum_{C,PPc,Cib} \textbf{Coût_phyto}_{\textbf{Pr}}\textbf{/ha}\ (\textbf{C, PPc, Cib})\ \textbf{de la T0}$$

Avec : $\textbf{Coût_phyto}_{\textbf{PrS}}$ = coût des produits phytosanitaires de substitution par culture, par ITK type et par cible.

$\textbf{Coût_phyto}_{\textbf{Pr}}$ = Coût des produits phytosanitaires par culture, par ITK type et par

cible pour la technique initiale de traitement T0.

D'une manière globale, la construction des deux bases de données introduites comme « Input » des différents paramètres agri-environnementaux et économiques calculés, de l'efficacité et du nombre d'application max/an (Figure 54) :

- des produits phytosanitaires utilisés par l'agriculteur pour chaque ITK type par cible et par culture ;
- des produits de substitution par cible et par culture.

et la détermination des équations développées précédemment, permettent au modèle technico-économique de paramétrer les contraintes suivantes (Figure 55) :

- la contrainte coût : la somme du coût phyto des produits de substitution est inférieure ou égale à celle des produits utilisés par l'agriculteur par cible et par culture ;
- les contraintes sur les indicateurs de risque (IRSA et IRTE) : réduction de la somme de l'IRSA et de l'IRTE des produits de substitution proposés par un pas de 10% par rapport à la situation initiale (T0).

A

Liste des produits de traitement de la tavelure utilisés par l'agriculteur (T0)

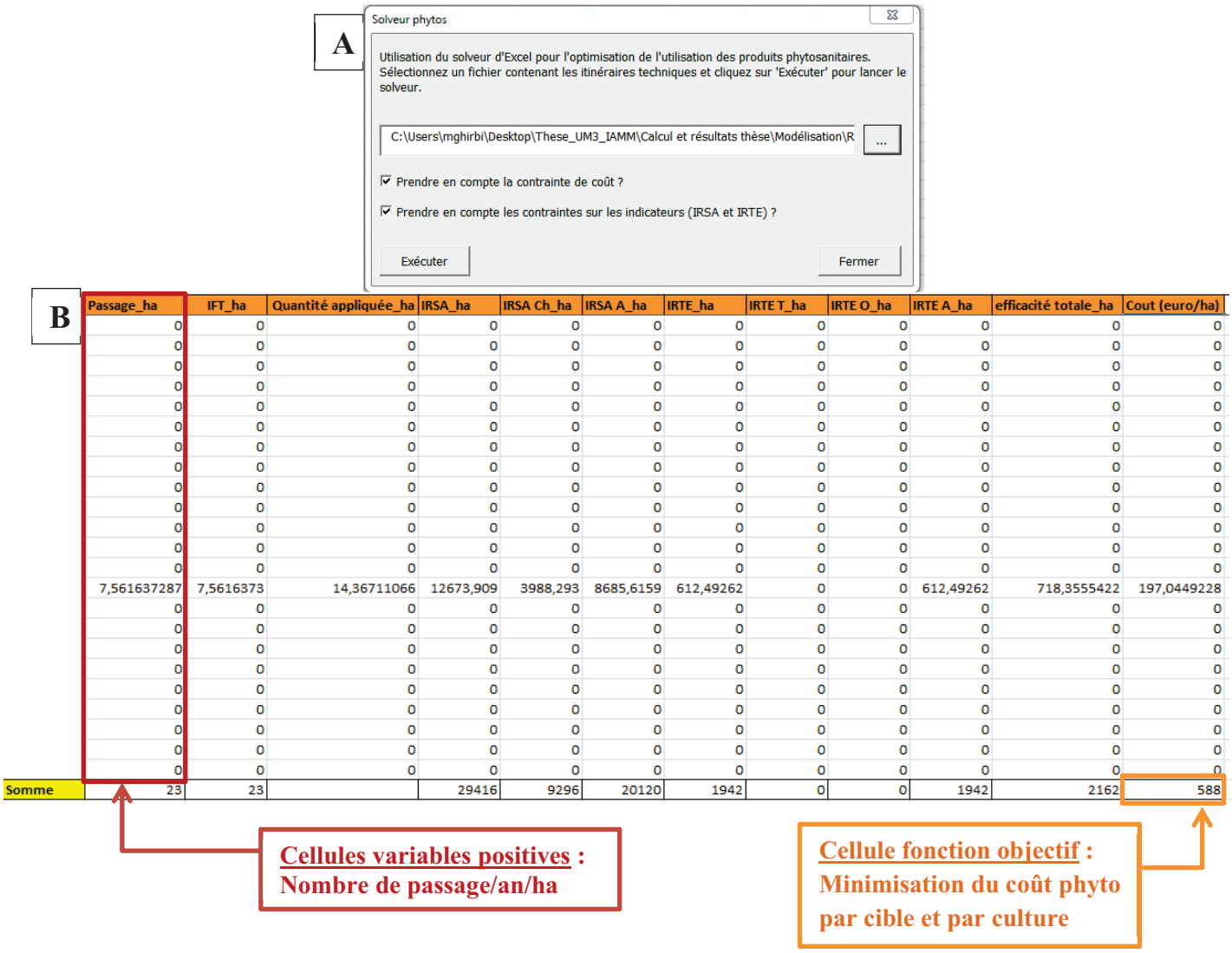
Code parcelle	Variete/Clone	Code Intrant	Nom_produit	Libellé_cible	Libellé_type	IFT_ha 2011	IRSA_ha 2011	IRSA Ch_ha 2011	IRSA A_ha 2011	IRTE_ha 2011	IRTE T_ha 2011	IRTE O_ha 2011	IRTE A_ha 2011	Passage_an_	Cout (euro/l	efficacité (%)	efficacité totale
ELL_20	Cripps Pink	P0265	CARBAZINC FL	Tavelure	Fongicides	1,00	4916	1958	2959	256	0	119	137	1	24,27	70	70
ELL_20	Cripps Pink	P0320	CHORUS	Tavelure	Fongicides	3,00	1280	283	997	507	0	0	507	3	84,03	95	285
ELL_20	Cripps Pink	P0368	CUPROCAFFAR	Tavelure	Fongicides	1,00	1552	423	1129	729	232	232	265	1	42,20	70	70
ELL_20	Cripps Pink	P0416	DELAN WG	Tavelure	Fongicides	4,00	4203	1317	2886	484	0	0	484	4	90,08	95	380
ELL_20	Cripps Pink	P0640	IMPALA	Tavelure	Fongicides	1,00	455	318	137	144	0	0	144	1	13,88	80	80
ELL_20	Cripps Pink	P1110	SCORE	Tavelure	Fongicides	1,00	496	230	266	196	0	0	196	1	15,03	95	95
ELL_20	Cripps Pink	P1138	SIGMA 83	Tavelure	Fongicides	15,00	49685	15635	34050	1215	0	0	1215	15	398,79	95	1425
					tot.	26,00	62587	20164	42423	3531	232	351	2948	26	668,28		2405

B

Liste des produits de substitution pour la tavelure

Culture	Code_produit	Nom_produit	PrS	Libellé_cible	Cible	IFT_PrS_ha	IRSA_PrS_ha	IRSA Ch_PrS_ha	IRSA A_PrS_ha	IRTE_PrS_ha	IRTE T_PrS_ha	IRTE O_PrS_ha	IRTE A_PrS_ha	DH_PrS_ha	Prix_unité	Cout_PrS_ha	Passage_PrS_an	Efficacité_PrS
Pomme	P1978	ADDAX	PrS1	Tavelure	Cib1	1	2135	763	1373	100	0	0	100	2,00	6,954375	13,91	4	95
Pomme	P1963	ADDAX DG	PrS2	Tavelure	Cib1	1	2041	729	1312	100	0	0	100	2,00	6,954375	13,91	4	95
Pomme	P0055	ALLIAGE	PrS8	Tavelure	Cib1	1	342	141	201	100	0	0	100	0,20	79,758	15,95	3	95
Pomme	P1802	AMODE DF	PrS9	Tavelure	Cib1	1	532	36	496	324	54	54	216	7,50	2,1986526	16,49	4	75
Pomme	P2638	APOTHEOSE+	PrS12	Tavelure	Cib1	1	114	44	71	100	0	0	100	0,50	48,149738	24,07	3	95
Pomme	P1952	ATENEA DF	PrS13	Tavelure	Cib1	1	532	36	496	324	54	54	216	7,50	2,1986526	16,49	4	75
Pomme	P19853	AZUPEC WG	PrS16	Tavelure	Cib1	1	532	36	496	324	54	54	216	7,50	1,5825	11,87	4	75
Pomme	P20343	BABEL 400	PrS17	Tavelure	Cib1	1	128	49	79	100	0	0	100	0,75	29,9255	22,44	3	95
Pomme	P19364	BARKY	PrS22	Tavelure	Cib1	1	2135	763	1373	100	0	0	100	2,00	6,963	13,93	1	95
Pomme	P20413	BARKY WG	PrS23	Tavelure	Cib1	1	1256	449	807	100	0	0	100	3,20	8,23	26,34	1	95
Pomme	P18416	BOGARD	PrS35	Tavelure	Cib1	1	496	230	266	196	0	0	196	0,15	100,23	15,03	3	95
Pomme	P20870	BORDO 20 WP	PrS38	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	3,9035	48,79	4	70
Pomme	P2006	BOUILLIE BORDEL	PrS39	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	4,853	60,66	2	70
Pomme	P3173	BOUILLIE BORDEL	PrS44	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	4,22	52,75	5	70
Pomme	P3176	BOUILLIE BORDEL	PrS45	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	4,8319	60,40	5	70
Pomme	P0202	BOUILLIE BORDEL	PrS49	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	5,68	71,00	5	70
Pomme	P0200	BOUILLIE BORDEL	PrS50	Tavelure	Cib1	1	920	230	690	729	182	182	365	12,50	5,68	71,00	5	70
Pomme	P1818	BOUILLIE BORDEL	PrS51	Tavelure	Cib1	1	920	230	690	729	182	182	365	12,50	5,68	71,00	5	70
Pomme	P1845	BOUILLIE BORDEL	PrS52	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	4,5365	56,71	5	70
Pomme	P1564	BOUILLIE BORDEL	PrS57	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	4,5365	56,71	5	70
Pomme	P20275	BOUILLIE CAZORL	PrS58	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	5,275	65,94	5	70
Pomme	P3192	BOUILLIE SOLAISE	PrS63	Tavelure	Cib1	1	1840	460	1380	729	182	182	365	12,50	5,275	65,94	5	70

Figure 54. Exemple d'interface des deux bases de données introduites dans le modèle : liste des produits utilisés par l'agriculteur pour le traitement de la tavelure (extrait de l'ITK type de Cripps Pink à forte pression phyto) (A) et liste des produits de substitution pour la cible tavelure (B)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)



	Passage_ha	IFT_ha	Quantité appliquée_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T_ha	IRTE O_ha	IRTE A_ha	efficacité totale_ha	Cout (euro/ha)
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7,561637287	7,5616373	14,36711066	12673,909	3988,293	8685,6159	612,49262	0	0	612,49262	718,3555422	197,0449228
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme	23	23		29416	9296	20120	1942	0	0	1942	2162	588

Figure 55. Illustration de l'interface d'exécution du modèle : choix du fichier à exécuter et des contraintes à prendre en considération (A) et exemple d'exécution du modèle (B)
(Sources : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

Globalement, le modèle technico-économique OptiPhy permet d'obtenir des résultats d'optimisation économique et environnementale par culture et/ou variété cultivée, par cible, par pression phytosanitaire des ITK types réels (PPc1, PPc2, PPc3) et pour chaque scénario de réduction des risques de toxicité liés aux pratiques phytosanitaires (Mghirbi *et al.* 2016). Les résultats proposés par le modèle sont ainsi utilisés pour une optimisation globale au niveau de la parcelle et de l'exploitation agricole. Nous évaluons ainsi les résultats globaux des scénarios de réduction des risques de toxicité à l'échelle des ITK types, exprimés en pourcentage et en valeur, par rapport à la situation initiale (voir chapitre 8).

6.5. Méthode d'analyse de la résilience des exploitations agricoles

Pour déterminer la résilience d'une exploitation agricole face au changement des pratiques phytosanitaires, nous avons procédé à deux représentations graphiques de tous les scénarios d'optimisation suite à la réduction des risques de toxicité qui résultent du modèle technico-économique OptiPhy. Ces représentations graphiques sont sous forme Marge Directe (MD) en fonction de l'IRSA : MD = f (IRSA), ainsi qu'en fonction de l'IRTE : MD = f (IRTE). Par la suite, les quatre classes de résilience ont été déterminées pour chaque représentation, selon la moyenne des valeurs :

- de l'IRSA et de l'IRTE (la moyenne des IRSA et des IRTE par culture/variété, par pression phytosanitaire pour l'ensemble des scénarios simulés par le modèle) ;
- des marges directes (la moyenne des MD par culture/variété, par pression phytosanitaire pour l'ensemble des scénarios simulés par le modèle).

L'indice de résilience (IR) est identifié ainsi pour chaque technique de traitement (scénario de traitement) et notamment pour les situations optimales. La méthodologie adoptée pour le développement de la phase opérationnelle de la résilience, est inspirée de l'étude de Lallau et Thibaut (2009) menée sur « *l'évaluation des activités d'une association apportant un appui aux agriculteurs en difficulté de la région Nord-Pas-de-Calais* ». Cette évaluation consiste à intégrer la notion de résilience pour une analyse des difficultés des agriculteurs au niveau socio-économique et agronomique. L'étude de Lallau et Thibaut a été synthétisée dans la première partie du manuscrit (chapitre 1 : section 1.3.4.). Notre méthode d'analyse de la résilience des exploitations agricoles est aussi fondée sur la thèse de Souissi (2014) intitulée : « *Resilience and adaptive capacity of Mediterranean farming systems to climate change : application to the low Valley of Medjerda-Tunisia* ».

Conclusion du chapitre 6

La littérature révèle un manque global d'outils génériques, simples et modulables pour la gestion des pratiques phytosanitaires et l'optimisation du système de production (Charbonnier *et al.* 2015). En effet, la plupart des outils décisionnels sont conçus spécifiquement pour un type de traitement phytosanitaire (Wilkerson *et al.* 2002 ; Norsworthy *et al.* 2012 ; Le Bellec *et al.* 2015) ou une culture précise (par exemple : BETSY[50], PhytoChoix[51]). En outre, ces outils ne prennent en compte que l'impact sur l'environnement dans le choix des pesticides. Les demandes croissantes exprimées par les acteurs (conseillers agricoles, agriculteurs, décideurs, gestionnaires, etc.) pour l'obtention d'outils d'aide à la décision ont permis de justifier notre question de recherche. Cette question consiste à mettre en place des dispositifs afin de réduire les risques liés à l'usage des pesticides en tenant compte de la situation économique des exploitations agricoles. Ces outils permettront ainsi d'aboutir à la gestion intégrée de la pollution diffuse au niveau d'un territoire. Agir sur le choix des pesticides en fonction de leur risque de toxicité, de leur efficacité et de leur coût (prix d'achat) au niveau de l'exploitation agricole représente l'une des alternatives pour mettre en place de nouveaux leviers de gestion des pratiques phytosanitaires.

[50] **BETSY** : système de diffusion par Internet de conseils pour le désherbage des betteraves sucrières, créé par l'institut technique de la betterave, http://www.itbfr.org/?d=23541

[51] **PhytoChoix** : logiciel conçu par l'équipe Agriculture Durable de l'Unité Mixte de Recherche INPL - ENSAIA - INRA Nancy-Colmar avec l'aide de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA). Il a été réalisé à la demande de l'Institut Technique de la Vigne et du Vin (ITV France) et du Comité Interprofessionnel du Vin de Champagne (CIVC France). http://lae.univ-lorraine.fr/fileadmin/public/agridur/pdf/Texte_integral.pdf

Réduire les risques de toxicité liés aux pesticides sur l'environnement, en particulier sur les ressources en eau et sur la santé humaine, est l'objectif principal des décideurs et des gestionnaires territoriaux pour diminuer la pollution diffuse au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Mais, si plusieurs agriculteurs montrent leur volonté de s'engager dans une démarche de réduction des impacts de l'utilisation des pesticides au niveau de leur exploitation, ils conditionnent leur situation économique au fait que l'exploitation soit satisfaisante en terme de production (quantitative et qualitative) et ne se dégrade pas (ne pas avoir une diminution de la marge directe ou de perte de rendement). Face à l'objectif commun de lutter contre la pollution diffuse et aux intérêts divergents des différentes parties prenantes du bassin versant, il est devenu de plus en plus nécessaire de mettre en place une stratégie de compromis dans le cadre d'une démarche participative pour la gestion des pratiques phytosanitaires. D'où l'idée de construire le modèle technico-économique OptiPhy, comme outil d'aide à la décision, pour l'optimisation du système de production et la gestion de l'utilisation des pesticides au niveau des exploitations agricoles. La méthode adoptée pour établir ce modèle se base sur les techniques de programmation mathématique et l'intégration des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et sous indicateurs) et économiques (prix du produit phytosanitaire, rendement, prix de vente du produit agricole, coût de production, etc.). L'introduction du paramètre d'efficacité du produit phytosanitaire sert à distinguer entre les produits de substitution pour la lutte contre les bioagresseurs (cibles à traiter). De ce fait, le modèle permet de proposer des combinaisons de produits phytosanitaires sous forme de scénarios de réduction des risques de toxicité liés aux pesticides en tenant compte du coût de produit et de leur efficacité.

A l'aide des contraintes et des équations introduites dans le modèle, nous pouvons adapter les résultats des scénarios en fonction des objectifs des acteurs et des problématiques observées sur le terrain. Autrement dit, ce modèle est conçu de manière à ce qu'il s'adapte au besoin des parties prenantes et à la problématique traitée quel que soit le territoire étudié. D'où l'originalité de la démarche de construction de ce modèle technico-économique qui représente un outil générique et modulable. Une fois établis les étapes et les éléments de fonctionnement du modèle technico-économique d'optimisation, nous avons présenté la méthode d'analyse de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. Cette méthode, développée à partir des travaux de recherche (Lallau et Thibaut 2009 ; Souissi 2014), consiste à montrer la phase opérationnelle du concept de résilience en évaluant le comportement des systèmes de production face à l'application des résultats des scénarios simulés par le modèle. Ces présentations graphiques des scénarios : MD = f (IRSA) et MD = f (IRTE) permettent de distinguer les 4 catégories de résilience des exploitations agricoles (résilient potentiel, faux résilient, vrai résilient et peu résilient). Ces catégories sont définies en fonction de la moyenne des indicateurs : la MD, l'IRSA et l'IRTE qui correspondent aux résultats des scénarios simulés par le modèle (nouveaux ITK de traitement). L'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires sera développée dans le chapitre 9.

D'une manière générale, la conception du modèle technico-économique OptiPhy propose des scénarios alternatifs de réduction des risques liés à l'usage des pesticides en fonction des cibles et des cultures et de l'optimisation des systèmes de production. En fonction de ces scénarios, une analyse de la résilience des exploitations agricoles est effectuée pour aboutir à déterminer le comportement des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires.

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE

Le développement d'une approche systémique d'évaluation et de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires nécessite la construction d'une méthodologie adéquate et générique. Pour cela, un choix de la zone d'étude a été effectué en fonction des enjeux environnementaux et socio-économiques et de la construction de la base de données des pratiques phytosanitaires sur le bassin versant de l'étang de l'Or. L'acquisition et le traitement de la base de données est une étape indispensable pour l'alimentation des outils permettant d'évaluer et de gérer les pratiques phytosanitaires. Parmi les principaux outils, nous pouvons citer le développement d'indicateurs agri-environnementaux (IRSA et IRTE et les sous indicateurs) et la construction d'un modèle technico-économique d'optimisation du système de production et de l'usage des pesticides afin d'aboutir à l'analyse de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires et l'élaboration des cartes de gestion de la pollution diffuse du bassin versant de l'étang de l'Or. La pluridisciplinarité, qui caractérise la méthodologie de ce travail de recherche, exige la mise en évidence de la participation des différents acteurs dans le cadre d'une démarche participative (Ayadi 2013 ; Souissi 2014) pour le développement d'outils de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires.

Le choix de la zone d'étude est la première étape définie pour la construction de la méthodologie de notre travail. Ce choix, basé sur une analyse des caractéristiques et des problématiques du bassin versant de l'étang de l'Or, couvre 405 km² et s'étend sur 31 communes. Ce territoire est caractérisé par une diversité des activités agricoles à l'amont (garrigues et vignobles) vers l'aval (plaine agricole de Mauguio-Lunel) et un exutoire, l'étang de l'Or, qui représente un grand intérêt socio-économique (agriculture, tourisme, pêche, etc.) et environnemental (un patrimoine naturel mondial intégré au réseau Européen Natura 2000) situé au Sud du bassin versant sur le littoral méditerranéen. En revanche, les observations et les études (SYMBO 2011 ; Ifremer 2013, 2014) établies au niveau de l'étang de l'Or, qui représente le réservoir de tous les cours d'eau du bassin versant, montrent la dégradation de la qualité des ressources en eau et un déséquilibre de l'écosystème au niveau de l'étang. Ces problématiques sont principalement liées à la pollution phytosanitaire diffuse d'origine agricole. Compte tenu de la diversité des intérêts des différents acteurs sur le bassin versant et la problématique de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides en agriculture, le bassin versant de l'étang de l'Or a été choisi comme zone d'étude. Par la suite, notre base de données des pratiques phytosanitaires a été construite à travers des observations de terrain et des enquêtes auprès des coopératives et des agriculteurs en nous basant sur un échantillonnage recommandé par la chambre d'agriculture de l'Hérault.

Le développement des indicateurs de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) et sur la santé (IRSA) permet de répondre aux besoins des différents acteurs en matière d'évaluation des impacts des pratiques phytosanitaires. Pour approfondir l'analyse de ces impacts, des sous indicateurs de risque sont construits. Ces derniers résultent de la désagrégation de l'IRSA et de l'IRTE et permettent d'évaluer l'effet chronique et aigu des pesticides sur la santé de l'applicateur (IRSA chronique, IRSA aigu), ainsi que le risque de toxicité sur les trois compartiments de l'environnement : eau (IRTE aquatique), air (IRTE oiseau) et sol (IRTE terrestre). La méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires fondée sur les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs) permettra de comprendre la relation entre pression et risque des pesticides. De plus, cette méthode développée au cours de ce travail de recherche, avec un appui de participation des parties prenantes, aidera les agriculteurs et les conseillers agricoles à mettre en place des stratégies de choix des produits phytosanitaires pour une meilleure gestion de la pollution diffuse au niveau du bassin versant. De manière générale, le principal objectif de cette méthode est le diagnostic des pratiques phytosanitaires au niveau des exploitations agricoles, afin d'aboutir à l'analyse spatiale de la pollution diffuse au niveau du bassin versant. La construction d'une typologie des pratiques phytosanitaires, en

fonction des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA et IRTE) calculés pour les exploitations enquêtées, nous a permis d'identifier les ITK de traitement type réels par pression phytosanitaire (forte, moyenne ou faible) et par culture. Cette typologie montre la diversité des pratiques phytosanitaires.

Selon cette typologie, issue de la méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires, et face à la demande exprimée par les parties prenantes pour construire un outil d'aide à la décision permettant la gestion de la pollution phytosanitaire diffuse, la conception d'un modèle technico-économique a été développée. Cet outil d'optimisation du système de production prend en considération le volet environnemental et économique au niveau d'une exploitation. De ce fait, les indicateurs agri-environnementaux et les paramètres économiques ont été utilisés pour construire un modèle technico-économique d'optimisation. Les objectifs de ce modèle se résument en deux principaux points : (i) proposer de nouveaux leviers de réduction des risques liés à l'usage des pesticides et (ii) assurer une situation économique satisfaisante au niveau de l'exploitation agricole. Proposer des scénarios de réduction des risques liés aux pratiques phytosanitaires sous forme de combinaison des produits en fonction de leur toxicité, des critères d'efficacité et de performance économique représente une solution « miracle » pour les agriculteurs pour aboutir à trouver un compromis entre les différents acteurs au niveau du territoire. En fonction des résultats des scénarios simulés par le modèle, nous pouvons analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires et le comportement du système de production en appliquant de nouvelles techniques de traitement.

L'enchainement entre le développement d'indicateurs de risque, la construction d'un modèle technico-économique d'optimisation et l'analyse de la résilience des exploitations agricoles permet d'aboutir à la conception d'une démarche systémique pour la gestion des risques liés aux pesticides. Cette approche systémique élaborée dans ce travail de recherche est une idée préliminaire pour la mise en place des dispositifs et des stratégies de réduction des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

TROISIEME PARTIE

RESULTATS DES OUTILS D'AIDE A LA DECISION DANS LE CADRE D'UNE APPROCHE PARTICIPATIVE : INDICATEURS, MODELISATION, SIG ET ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATATIONS AGRICOLES

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE

La problématique de recherche de cette thèse est de déterminer le degré de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. Mettre en place des dispositifs de gestion des pratiques phytosanitaires à travers le développement d'outils et proposer des alternatives afin de réduire l'impact des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement est le principal objectif pour répondre à cette problématique. L'occupation du sol et la diversité des pratiques phytosanitaires favorisent l'augmentation des risques de pollution diffuse. Ainsi, un diagnostic des pratiques phytosanitaires et une évaluation de l'usage des pesticides, en fonction des cultures et au niveau des exploitations agricoles, sont nécessaires. Ce diagnostic permet de déterminer les différents facteurs et les conséquences de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires des parcelles (l'itinéraire technique de traitement) et des exploitations agricoles (entre les agriculteurs). Ces constatations et cette évaluation des pratiques phytosanitaires permettent de mettre en place des stratégies de gestion de l'usage des pesticides dans le cadre d'une approche participative pour faire face à la pollution diffuse et trouver des compromis face aux intérêts des différents acteurs du territoire. L'approche participative consiste à confronter tous les acteurs à une problématique majeure, celle des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. Ainsi, cette troisième partie de la thèse présente les résultats des outils d'aide à la décision développés dans ce travail pour analyser à la fois l'utilité de ces outils pour la gestion des pratiques phytosanitaires et leur limite opérationnelle.

Pour répondre aux besoins des acteurs en terme d'aide à l'évaluation et à la décision, dans le **chapitre 7,** les résultats des impacts des itinéraires techniques de traitement des exploitations enquêtées sont analysés à l'aide des indicateurs agri-environnementaux. Ces derniers recouvrent l'indicateur de pression (IFT) et les indicateurs de risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE), ainsi que les sous indicateurs (IRSA chronique et aiguë, IRTE terrestre, oiseaux et aquatique). Cette analyse des pratiques phytosanitaires est établie, dans une première étape, en fonction des catégories de pesticides appliqués (herbicides, fongicides, insecticides, divers) et, dans une deuxième étape, selon deux échelles : l'exploitation et la parcelle (ITK). Le **chapitre 8** est consacré à la présentation des résultats des scénarios d'optimisation des systèmes de production et de gestion de l'usage des pesticides simulés dans le modèle technico-économique. Ce chapitre permet de répondre à la question : comment peut-on intégrer des indicateurs de risque sur la santé et sur l'environnement et des indicateurs économiques dans un modèle d'optimisation et de gestion des pratiques phytosanitaires ? Ce modèle d'aide à la décision propose aux agriculteurs de nouveaux leviers de réduction de l'usage des pesticides toxiques sous forme de combinaisons de produits phytosanitaires en fonction du risque de toxicité, du critère d'efficacité et de la performance économique.

Les résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique développé dans ce travail permettent de déterminer la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. Le **chapitre 9** montre ainsi les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles en fonction des résultats des risques de l'usage des pesticides et de la marge directe de chaque scénario proposé par le modèle. Dans une deuxième partie du chapitre 9, nous interprétons les résultats d'intégration des indicateurs agri-environnementaux et économiques dans un SIG pour aboutir à une analyse spatiale des pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette analyse représente un état des lieux de l'utilisation des pesticides au niveau des communes du bassin versant de l'étang de l'Or. De plus, le SIG et la cartographie, comme outils d'aide à la décision, permettent, aux différents acteurs du territoire, de mettre en place des stratégies de gestion localisée de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides au niveau du bassin et d'identifier les zones les plus fragiles pour mettre en place un plan de surveillance et de suivi de la qualité de l'eau et de l'environnement.

CHAPITRE 7. EVALUATION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET ANALYSE DES MESURES DE GESTION DES RISQUES DE TOXICITE LIES AUX PESTICIDES

Pour établir une stratégie de gestion de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides, les acteurs (agriculteurs, conseillers agricoles, gestionnaires territoriaux) expriment leur besoin d'évaluer les impacts des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur l'environnement. Cette évaluation est principalement fonction des cultures et des catégories de produits appliqués (Herbicides : H, Fongicides : F, Insecticides : I, Divers[52] : D) au niveau des exploitations agricoles. Quelles sont donc les conséquences des pratiques phytosanitaires sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement ? Et quelle est la contribution des pesticides appliqués à la pression phytosanitaire et aux risques de toxicité ? D'où l'objectif de ce chapitre qui consiste à évaluer les pratiques phytosanitaires des agriculteurs et à prévoir les stratégies de gestion des risques liés aux pesticides. Nous adoptons une démarche analytique basée sur les méthodes statistiques telles que l'Analyse en Composante Principale (ACP) à l'aide du logiciel Tanagra[53] (Rakotomalala 2005). Cette démarche va nous permettre, dans un premier temps, d'évaluer les résultats des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) par catégorie (H, F, I, D) des ITK des exploitations enquêtées au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or.

Dans une deuxième étape, nous évaluons la variabilité des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) par catégorie (H, F, I, D) en fonction des cultures à l'aide de l'ACP. Par la suite, nous montrons aussi la variabilité des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) à différentes échelles : de l'exploitation (entre les agriculteurs) à la parcelle (entre les ITK de traitement). Pour approfondir notre évaluation des résultats des indicateurs agri-environnementaux, quelques exemples d'ITK de traitement seront présentés, ils illustrent la variabilité des indicateurs entre les agriculteurs et la contribution des produits phytosanitaires aux risques de toxicité sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur. Cette évaluation des ITK permet d'analyser s'il y a ou non corrélation entre pression et risque phytosanitaire, ainsi qu'entre le risque sur l'environnement et celui sur la santé de l'applicateur. De plus, à l'aide des sous indicateurs (IRTE aquatique, IRTE oiseaux, IRTE terrestre, IRSA chronique, IRSA aigu) nous montrons aussi la contribution de chaque produit appliqué, au niveau des parcelles, aux risques de toxicité sur les différents compartiments de l'environnement (eau, air et sol) et sur la santé humaine. Le dernier paragraphe **(7.3)** est consacré à une synthèse des résultats d'évaluation des pratiques phytosanitaires et de leurs impacts, ainsi qu'à la présentation récapitulative des résultats économiques de l'usage des pesticides en fonction des cultures pour les exploitations enquêtées. Ce paragraphe permet de présenter une vision globale et synthétique sur les pratiques phytosanitaires en montrant la variabilité des indicateurs agri-environnementaux et économiques entre les cultures.

7.1. Analyse des pratiques phytosanitaires de la culture du pommier

Nous avons procédé à une analyse de corrélations entre les indicateurs globaux (IFT, IRSA et IRTE) et entre les indicateurs par catégorie de pesticides utilisés (H, F, I, D) sur les parcelles. Cette analyse est menée à différentes échelles, à celle de la parcelle (itinéraire technique) et à celle de l'exploitation.

L'analyse est effectuée sur un échantillon de 153 parcelles de pommiers étudiées majoritairement sur 3

[52] Divers : catégorie de pesticides qui englobe les produits divers, les régulateurs, les substances de croissance et les adjuvants.

[53] Tanagra : logiciel gratuit de DATA MINING destiné à l'enseignement et à la recherche. Il implémente une série de méthodes de fouilles de données issues du domaine de la statistique exploratoire, de l'analyse de données, de l'apprentissage automatique et des bases de données. Site d'internet : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/tanagra/fr/tanagra.html

années (2009, 2010, 2011) correspondant à un échantillon de 310 parcelles pour 12 variétés. L'analyse des pratiques phytosanitaires est agrégée ensuite au niveau des exploitations par année, afin de déterminer la variabilité interannuelle et entre agriculteurs du risque et de la pression phytosanitaire (paragraphe 7.1.2.1), et cela est fait pour les différentes variétés de pommes étudiées. Pour finaliser l'étude, une analyse de la variabilité entre les valeurs d'IFT et celles des indicateurs de risque de toxicité des produits utilisés a été faite à l'échelle de la parcelle (paragraphe 7.1.2.2). Cette analyse permet d'évaluer les pratiques phytosanitaires individuelles par parcelle et de déterminer les relations de corrélation et d'opposition entre les indicateurs de risques et de pression. Une analyse de la contribution de chaque produit dans la valeur globale du risque de toxicité (IRSA et IRTE) et de la pression phytosanitaire (IFT) a été établie sur les parcelles étudiées. Pour affiner l'analyse, la toxicité correspondant à chaque sous indicateur de l'IRSA et de l'IRTE a été calculée.

7.1.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de pommier étudiées

L'analyse en composantes principales (ACP), de l'échantillon de 310 parcelles de pommiers en production, nous a permis de déterminer l'absence ou la présence des corrélations entre les indicateurs de risques sur la santé humaine (applicateur) et sur l'environnement ainsi qu'entre la pression phytosanitaire et les risques de toxicité (Tableau 16). Globalement, il existe une forte corrélation entre IFT et IRSA des parcelles de pommiers étudiées (coefficient de corrélation = 0,86) et une corrélation significative entre IFT et IRTE (0,65), ainsi qu'entre IRSA et IRTE (0,61). Par contre, nous constatons qu'il existe une variabilité du risque de toxicité entre les 3 catégories de pesticides utilisés sur les parcelles (Herbicides : H, Divers : D, Fongicides : F, Insecticides : I). En effet, quel que soit le risque de toxicité (sur l'environnement ou bien sur la santé de l'applicateur) lié à l'utilisation des fongicides, il est indépendant des risques de toxicité et de la pression phytosanitaire liés aux herbicides (IRSA H, IRTE H et IFT H), aux produits divers (IFT D, IRSA D, IRTE D) et aux insecticides (IRSA I, IRTE I et IFT I), étant donné que les coefficients de corrélation sont faibles (négatifs) ou nuls sauf pour IFT H/IFT F (0,51) et IFT H /IRSA F (0,57) (Tableau 16). En revanche, une forte corrélation est observée entre la pression phytosanitaire des fongicides (IFT F) et le risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA F) et sur l'environnement (IRTE F), le coefficient de corrélation est d'environ 0,89 (Tableau 16). En outre, nous constatons aussi, dans le tableau 16, qu'il existe une forte corrélation entre la pression phytosanitaire des herbicides (IFT H) et leur risque de toxicité (IRSA H, IRTE H). Nous observons aussi une corrélation significative entre la pression phytosanitaire (IFT I) et les risques de toxicité liés aux insecticides (IRSA I et IRTE I), d'environ 0,66 à 0,68, tandis qu'il y a absence de corrélation entre la pression phytosanitaire et les risques de toxicité liés aux herbicides (IFT H, IRSA H, IRTE H) et aux insecticides (IFT I, IRSA I, IRTE I), étant donné que les coefficients de corrélation sont faibles (négatifs) ou presque nuls (Tableau 16).

Cette relation de corrélation (faible ou forte, présente ou absente) entre les indicateurs, selon la catégorie de produits utilisés, peut être expliquée par la variabilité du choix des produits par les agriculteurs. En particulier, la forte corrélation entre le niveau de pression et le risque évalué des fongicides peut être associée au nombre élevé des fongicides utilisés dans les ITK. Le risque de toxicité lié aux fongicides représente environ 70% du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) total et plus de 50% du risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) total pour les différentes parcelles étudiées (Tableau 17). De plus, la pression phytosanitaire des fongicides représente 53% à 58% de l'IFT total des parcelles (Tableau 17).

Tableau 16. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles de pommiers étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	IFT H	IRSA H	IRTE H	IFT D	IRSA D	IRTE D	IFT F	IRSA F	IRTE F	IFT I	IRSA I	IRTE I	IFT	IRSA	IRTE
IFT H	1	0,73524	0,96488	-0,16656	-0,17835	-0,00636	0,51479	0,56976	0,33586	0,18925	0,1862	0,16412	0,48844	0,60583	0,33527
IRSA H	0,73524	1	0,79499	-0,17175	-0,18548	-0,12922	0,27257	0,23694	0,20099	-0,0534	0,00395	-0,07516	0,20751	0,26149	0,04098
IRTE H	0,96488	0,79499	1	-0,18598	-0,18472	-0,03941	0,43472	0,4807	0,25883	0,12628	0,14502	0,12147	0,4021	0,51473	0,26391
IFT D	-0,16656	-0,17175	-0,18598	1	0,81232	0,74251	-0,02116	-0,0235	-0,04356	0,20245	-0,13217	-0,10195	0,33365	0,03241	-0,0281
IRSA D	-0,17835	-0,18548	-0,18472	0,81232	1	0,90987	-0,08694	-0,05648	-0,13094	0,12744	-0,16574	-0,11191	0,20527	0,01554	-0,0513
IRTE D	-0,00636	-0,12922	-0,03941	0,74251	0,90987	1	-0,01093	0,05301	-0,11719	0,17574	-0,12905	-0,05067	0,27327	0,11907	0,02862
IFT F	0,51479	0,27257	0,43472	-0,02116	-0,08694	-0,01093	1	0,89668	0,85143	0,40441	0,23208	0,20443	0,88285	0,89946	0,54748
IRSA F	0,56976	0,23694	0,4807	-0,0235	-0,05648	0,05301	0,89668	1	0,72446	0,27495	0,07831	0,05454	0,77426	0,94706	0,37206
IRTE F	0,33586	0,20099	0,25883	-0,04356	-0,13094	-0,11719	0,85143	0,72446	1	0,20451	0,06255	0,01201	0,686	0,67806	0,41044
IFT I	0,18925	-0,0534	0,12628	0,20245	0,12744	0,17574	0,40441	0,27495	0,20451	1	0,65898	0,68065	0,69297	0,47179	0,72414
IRSA I	0,1862	0,00395	0,14502	-0,13217	-0,16574	-0,12905	0,23208	0,07831	0,06255	0,65898	1	0,94848	0,35991	0,36468	0,87234
IRTE I	0,16412	-0,07516	0,12147	-0,10195	-0,11191	-0,05067	0,20443	0,05454	0,01201	0,68065	0,94848	1	0,35428	0,32845	0,90695
IFT	0,48844	0,20751	0,4021	0,33365	0,20527	0,27327	0,88285	0,77426	0,686	0,69297	0,35991	0,35428	1	0,86196	0,64972
IRSA	0,60583	0,26149	0,51473	0,03241	0,01554	0,11907	0,89946	0,94706	0,67806	0,47179	0,36468	0,32845	0,86196	1	0,61053
IRTE	0,33527	0,04098	0,26391	-0,0281	-0,0513	0,02862	0,54748	0,37206	0,41044	0,72414	0,87234	0,90695	0,64972	0,61053	1

H : Herbicides ; D : Divers ; F : Fongicides ; I : Insecticides

Corrélation faible | Corrélation moyenne | Forte corrélation

Tableau 17. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de pommiers pour les 3 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Année 2009	Total en valeur	Total en %	Année 2010	Total en valeur	Total en %	Année 2011	Total en valeur	Total en %
IFT H	117	5%	**IFT H**	131	4%	**IFT H**	95	2%
IRSA H	78 371	4%	**IRSA H**	118 989	4%	**IRSA H**	69 793	2%
IRTE H	11 686	3%	**IRTE H**	14 369	3%	**IRTE H**	10 183	1%
IFT D	249	10%	**IFT D**	295	10%	**IFT D**	461	11%
IRSA D	84 619	4%	**IRSA D**	108 949	4%	**IRSA D**	233 521	6%
IRTE D	16 117	3%	**IRTE D**	17 711	3%	**IRTE D**	30 554	4%
IFT F	1 320	53%	**IFT F**	1 765	58%	**IFT F**	2 441	57%
IRSA F	1 421 671	66%	**IRSA F**	2 033 920	72%	**IRSA F**	2 681 504	72%
IRTE F	232 450	50%	**IRTE F**	290 363	57%	**IRTE F**	441 988	59%
IFT I	810	32%	**IFT I**	874	29%	**IFT I**	1 305	30%
IRSA I	578 678	27%	**IRSA I**	554 894	20%	**IRSA I**	721 160	19%
IRTE I	203 593	44%	**IRTE I**	189 515	37%	**IRTE I**	263 819	35%
IFT	2 497	100%	**IFT**	3 065	100%	**IFT**	4 302	100%
IRSA	2 163 339	100%	**IRSA**	2 816 752	100%	**IRSA**	3 705 977	100%
IRTE	463 846	100%	**IRTE**	511 958	100%	**IRTE**	746 543	100%

H : Herbicides ; D : Divers ; F : Fongicides ; I : Insecticides

L'analyse statistique représentée dans le tableau 18 nous permet de déduire la distribution ainsi que la dispersion et la variation des valeurs pondérées par hectare (ha) des indicateurs déterminés pour les parcelles étudiées pendant les 3 années (2009, 2010, 2011). Nous pouvons observer une variation notable des indicateurs déterminés au niveau de notre échantillon. Cette variabilité peut être liée aux stratégies de choix des produits phytosanitaires des agriculteurs ou encore aux variétés. D'après le tableau 18, nous remarquons aussi que les fongicides dominent au niveau du risque de toxicité et de la pression phytosanitaire avec une valeur moyenne de l'IRSA F/ha d'environ 19 800 et de 3 100 de l'IRTE F/ha (environ 70% de l'IRSA/ha global et 56% de l'IRTE/ha global ; Tableau 17). Ceci reflète le poids important des fongicides dans les itinéraires techniques au niveau du nombre de passages (nombre de traitements) et du risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. En revanche, les herbicides présentent un risque de toxicité faible qui ne dépasse pas, en moyenne par hectare, la valeur de 862 pour l'IRSA H, presque 3% de l'IRSA/ha global et de 117 pour l'IRTE H qui ne dépasse pas 2,5% de l'IRTE/ha global (Tableau 18). Ces valeurs faibles du risque de toxicité s'expliquent par l'utilisation réduite des herbicides sur les parcelles avec un IFT H moyen est de 1,10 par hectare (Tableau 18) et l'application du désherbage mécanique comme alternative, afin de réduire le recours à l'utilisation des produits chimiques. De façon globale et d'après les coefficients de variation indiqués dans le tableau 18, il existe une variabilité importante des indicateurs en particulier pour les catégories des produits phytosanitaires : herbicides (H) et divers (D). Par ailleurs, l'IRSA global par hectare au niveau des parcelles étudiées varie d'une valeur minimale de 9 312 jusqu'à 80125 comme valeur maximale, avec une moyenne d'environ 28 000 (Tableau 18).

Tableau 18. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de pommiers étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	Min.	Max.	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variation
IFT H	0	4,58	1,10	1,04	0,94
IRSA H	0	5 415	862	995	1,15
IRTE H	0	762	117	120	1,03
IFT D	0	13,68	3,25	2,64	0,81
IRSA D	0	11 307	1 378	1 924	1,40
IRTE D	0	1 581	208	266	1,28
IFT F	7,72	39,93	17,83	6,09	0,34
IRSA F	6 394	74 063	19 797	13 321	0,67
IRTE F	793	6 095	3 112	862	0,28
IFT I	3,50	19,59	9,65	2,87	0,30
IRSA I	925	28 488	5 983	4 607	0,77
IRTE I	215	12 408	2 119	1 945	0,92
IFT	13,79	56,83	31,82	8,75	0,28
IRSA	9 312	80 125	28 020	14 605	0,52
IRTE	2 148	15 906	5 556	2 158	0,39

H : Herbicides ; D : Divers ; F : Fongicides ; I : Insecticides

La valeur moyenne de l'IRTE global par hectare pour notre échantillonnage représente 5 556, tandis que la marge de variation de cet indicateur se situe entre une valeur minimale de 2 148 et une maximale de 15 906 (Tableau 18). Cette variation du simple à presque l'octuple de la valeur de l'IRSA/ha et de l'IRTE/ha peut être expliquée par les stratégies de choix des produits (utilisation des produits toxiques) par les agriculteurs et par leurs pratiques phytosanitaires individuelles (traitement systématique). De plus, la valeur de l'IFT/ha global de notre échantillon varie de 13,79 (valeur minimale) jusqu'à atteindre 56,83 (valeur maximale) pour les parcelles étudiées (Tableau 18). En effet, cette variation de la valeur de l'IFT/ha est due au nombre de doses appliquées par produit, ainsi qu'au nombre de traitements ou de passages effectué par l'agriculteur. En outre, la variation de l'IFT/ha s'explique aussi par le fait que certains agriculteurs utilisent des filets ou la méthode de confusion sexuelle pour lutter contre les insectes, ce qui réduit le nombre de traitements. Nous constatons aussi que la moyenne de la pression phytosanitaire par hectare représente une valeur de 31,82 qui correspond à 35 passages ou traitements par an : sachant que la valeur moyenne du nombre de traitements phytosanitaires (un traitement phytosanitaire équivaut à l'application d'un produit lors d'un passage) en région Languedoc Roussillon, et ce pour 2011, est estimée à 25,7 ± 1,7 (Agreste[54], 2014). De ce fait, nous pouvons déduire que les agriculteurs interrogés ne respectent pas globalement la fréquence de traitement des pommes déterminée pour leur région.

7.1.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs : culture du pommier

[54] Agreste : la statistique agricole au Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt Secrétariat Général. Service de la statistique et de la prospective. Site Internet : www.agreste.agriculture.gouv.fr
Enquête Pratiques phytosanitaires en arboriculture 2012 - Agreste les Dossiers n° 22 - décembre 2014
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier22_integral.pdf

7.1.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de pommiers

L'analyse globale de la variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle entre les agriculteurs, au niveau de leurs exploitations, montre qu'il y a corrélation globale entre ces indicateurs (Figure 56). La variabilité entre agriculteurs est illustrée en 2009 entre 2 et 6 : alors qu'il y a corrélation globale entre les 3 indicateurs pour chaque agriculteur, l'AGR 6 possède un IFT, un IRSA et un IRTE élevés par rapport à ceux de l'AGR 2 (Figure 56). En outre, au niveau de l'analyse de la variabilité interannuelle, il existe une diminution globale des indicateurs entre 2009 et 2010 et entre 2010 et 2011 (Figure 56), sauf pour le cas de l'AGR 3, suggérant un problème d'attaque de ravageurs particulier en 2010 et en 2011. L'analyse de l'échantillon des parcelles étudié portant sur différentes variétés (Cripps Pink, Granny Smith, Golden, Gala, Reine des reinettes) souligne qu'il n'existe pas de différence significative entre les variétés de pomme (Tableau 19). En conclusion, cette analyse globale au niveau des exploitations montre que la plus grande variabilité entre les indicateurs se situe au niveau des individus et reflète un choix de stratégie différent parmi les agriculteurs.



Figure 56. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de pommiers (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

7.1.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de pommier

Après avoir analysé les variabilités à l'échelle des exploitations, une évaluation des pratiques phytosanitaires est réalisée au niveau des parcelles pour évaluer l'impact des produits utilisés sur la santé de l'applicateur et l'environnement. Fondé sur une analyse approfondie des ITK des producteurs de pomme, le tableau 19 montre la variabilité des indicateurs (IFT, IRSA chronique et aiguë, IRTE Terrestre, Oiseau et Aquatique) entre les années 2009 et 2011 selon les agriculteurs (AGR1, AGR 2 et AGR 5) et les variétés.

Nous constatons, d'après le tableau 19, que, pour la même variété et la même année agricole (par exemple : la variété Golden en 2009 ou la variété Cripps Pink en 2011 pour les agriculteurs 1et 2), il existe deux situations différentes à analyser basées sur la variation de la valeur de la pression phytosanitaire des ITK individuels au niveau des parcelles étudiées. De ce fait, une analyse de deux situations distinctes a été effectuée pour identifier s'il y avait corrélation ou non entre les indicateurs. La première situation consiste à comparer deux itinéraires techniques qui ont la même pression phytosanitaire, alors que la deuxième compare deux itinéraires qui ont deux pressions différentes. L'évaluation de ces situations nous a permis **(i)** d'étudier la variabilité des indicateurs déterminés, en terme de corrélation, pour chaque produit phytosanitaire utilisé et **(ii)** de mettre en évidence l'utilité des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) dans la gestion des pratiques phytosanitaires au niveau des parcelles étudiées.

Tableau 19. Tableau récapitulatif des indicateurs déterminés pour quelques parcelles de pommiers étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	IFT/ha	**IRSA/ha**	**IRSAch/ha**	**IRSAa/ha**	**IRTE/ha**	**IRTE T/ha**	**IRTE O/ha**	**IRTE A/ha**
AGR 1 (Golden, 2009)	28,9	26 842	10 400	16 442	5 904	1 440	800	3 665
		100%	39%	61%	100%	24%	14%	62%
AGR 2 (Golden, 2009)	36,5	27 473	10 060	17 413	6 902	1 881	966	4 055
		100%	37%	63%	100%	27%	14%	59%
AGR 1 (Cripps Pink, 2011)	31,7	33 087	11 753	21 334	6 993	1 797	1 127	4 070
		100%	36%	64%	100%	26%	16%	58%
AGR 2 (Cripps Pink, 2011)	32,6	22 648	7 429	15 219	4 630	624	481	3 526
		100%	33%	67%	100%	13%	10%	76%
AGR 1 (Granny, 2009)	32,1	34 993	12 170	22 823	7 296	1 873	1 203	4 219
		100%	35%	65%	100%	26%	16%	58%
AGR 5 (Granny, 2009)	32,8	28 850	11 409	17 440	6 084	1 512	1 053	3 519
		100%	40%	60%	100%	25%	17%	58%

Première situation d'analyse : deux parcelles de même pression phytosanitaire

La première situation choisie pour l'analyse est constituée de deux itinéraires techniques ayant presque la même pression phytosanitaire (IFT) pour l'année 2011 : les ITK des agriculteurs AGR 1 et AGR 2 sur leurs parcelles de Cripps Pink (Figures 57 et 60). Les résultats obtenus indiquent qu'il existe, pour certains produits, une corrélation entre l'IFT et l'IRSA (Figure 57 ; fongicides 7 et 8, Insecticides 1 et 2), alors que pour certains produits utilisés sur la parcelle il n'y a pas de corrélation entre ces deux indicateurs (Coef. de corrélation = 0,67). En effet, le « Fongicide 6 » représente 29% de la valeur globale de l'IRSA avec seulement une contribution de 9% dans la valeur globale de l'IFT. Ceci indique que les deux indicateurs IFT et IRSA sont indépendants (non corrélés). De même pour l'IRTE, l'« Insecticide 3 » représente 31% de l'IRTE global de la parcelle et 6% de l'IFT total (Figure 57). Dans ces deux exemples, l'indicateur de pression est beaucoup plus faible que les indicateurs de toxicité, ce qui soulève un problème dans le choix des politiques publiques de diminuer uniquement la quantité des produits phytosanitaires utilisés. Cette différence de contribution dans la pression et dans la toxicité des produits reflète l'importance d'avoir des indicateurs complémentaires à l'IFT pour mieux évaluer les impacts sur la santé humaine (applicateur) et l'environnement de chaque produit utilisé sur la parcelle. Enfin, la comparaison des indicateurs de toxicité (IRSA et IRTE) indique que les produits qui contribuent le plus à la valeur globale de l'IRSA ne sont pas forcément les mêmes que ceux qui ont un poids important dans la valeur globale de l'IRTE, ce qui montre qu'il peut y avoir une indépendance entre le risque environnemental et le risque sur la santé des agriculteurs.

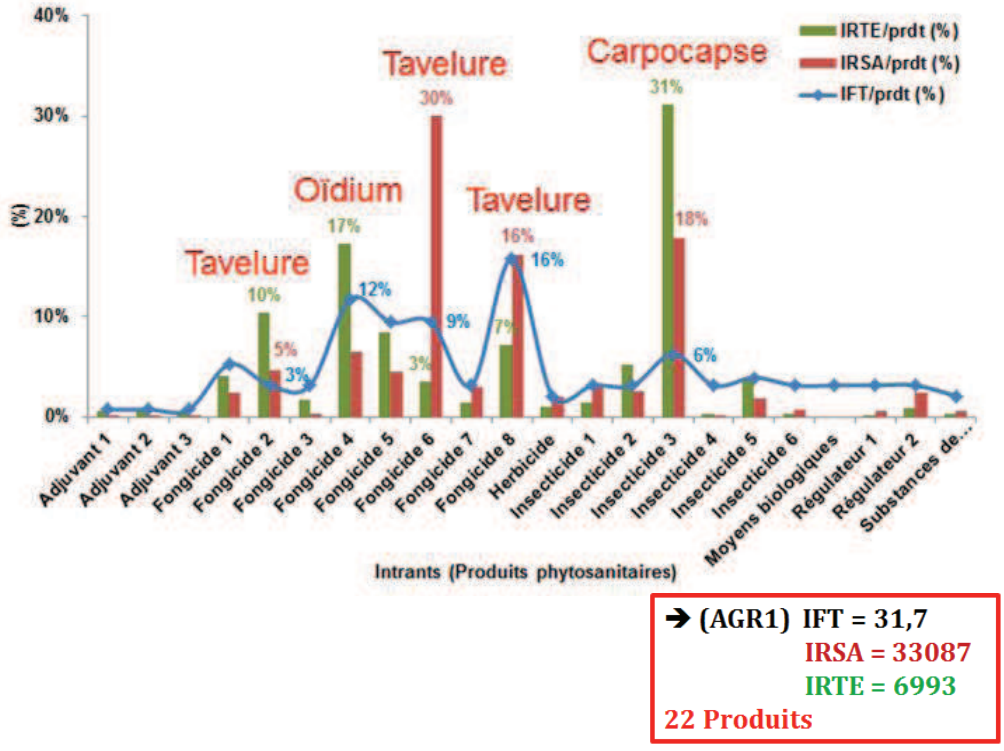


Figure 57. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Ces exemples montrent que l'indicateur de pression IFT, même s'il est globalement corrélé aux indicateurs de toxicité au niveau des exploitations, ne l'est pas au niveau des itinéraires individuels, ce qui permet d'avoir un levier d'action dans la gestion des produits phytosanitaires au niveau du choix des produits. Basée sur l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 57 montre que

les fongicides 2, 6 et 8, qui ont comme cible la tavelure (Annexe 14.1), représentent 50% de la valeur de l'IRSA globale et 20% de celle de l'IRTE global. De même, l'« insecticide 3 », qui a comme cible le carpocapse (Annexe 14.1), contribue à raison de 17% de l'IRSA global et à environ 31% de la valeur de l'IRTE total. D'une façon globale, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part des fongicides dans la valeur des indicateurs de risque de toxicité semble importante par rapport à celle des autres produits utilisés (insecticides, herbicides, etc.). En effet, la part de risque de toxicité des fongicides représente 68% de la valeur de l'IRSA globale et 54% de celle de l'IRTE de la parcelle. Trois produits sur 22 (les fongicides 6 et 8 et l'insecticide 3) contribuent à environ 60% de la valeur globale de l'IRSA et à 41% de celle de l'IRTE globale (Figure 57). Cette analyse fine des indicateurs déterminés pour chaque produit utilisé permet d'identifier les produits qui contribuent le plus au risque de toxicité sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Le fait d'identifier les produits qui ont un risque de toxicité élevé permet à l'agriculteur de mieux gérer ses pratiques phytosanitaires, en évitant les produits dangereux et en agissant sur la stratégie de choix des pesticides (utilisation de produits de substitution moins toxiques comme alternative).

Par ailleurs, la figure 58 montre la part de toxicité aiguë et de toxicité chronique de l'IRSA pour chaque produit utilisé dans l'itinéraire précédent (Figure 57). Le risque de toxicité sur la santé pour l'ITK de l'agriculteur 1 concerne essentiellement la toxicité aiguë, qui dépasse les 50% dans la part de toxicité pour chaque produit, excepté pour les adjuvants 1, 2 et 3 et les insecticides 1 et 5 (Figure 58). L'IRSA aigu de l'itinéraire est de 21 334 (64% de l'IRSA global de la parcelle), alors que l'IRSA chronique est de 11 753 (36% de l'IRSA global de la parcelle). La désagrégation de l'IRSA en deux sous indicateurs IRSAa et IRSAch permet non seulement de connaître le degré de toxicité aiguë et chronique pour chaque produit, mais aide aussi l'agriculteur à mieux choisir ses produits en fonction du type de risque en évitant les pesticides à effets chroniques élevés.

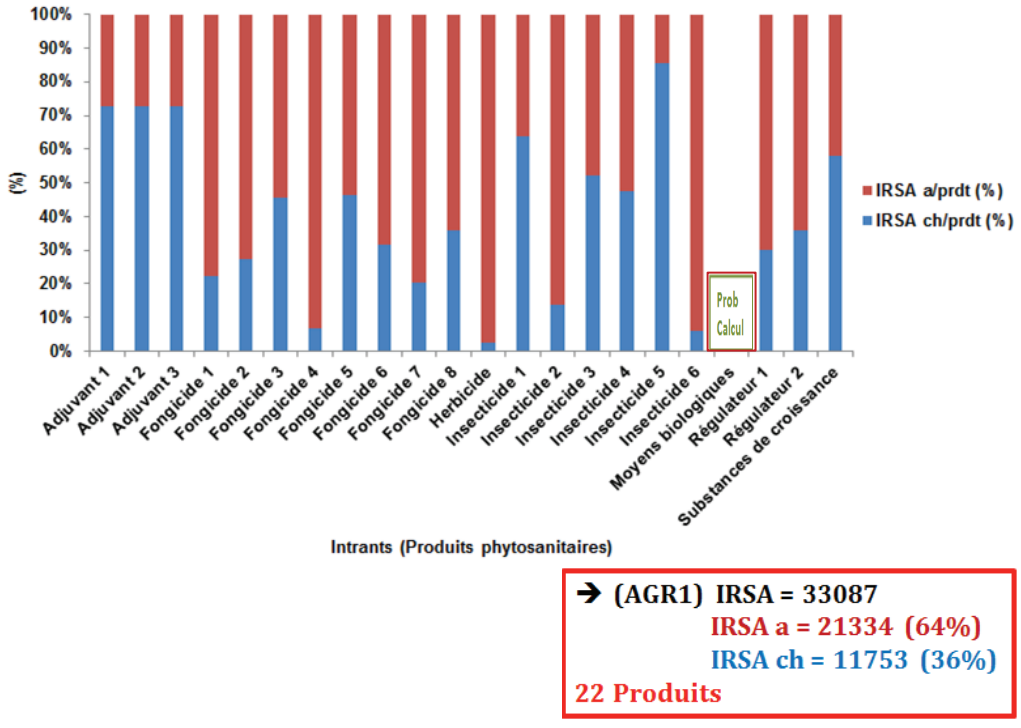


Figure 58. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

La figure 59 nous permet d'avoir une idée sur la part de toxicité de chaque produit utilisé sur la parcelle dans les différents compartiments de l'environnement : air (oiseaux), eau (organismes aquatiques) et sol (organismes terrestres). Nous remarquons que la majorité des produits ont une part de toxicité aquatique élevée qui peut atteindre 100% de l'IRTE du produit.

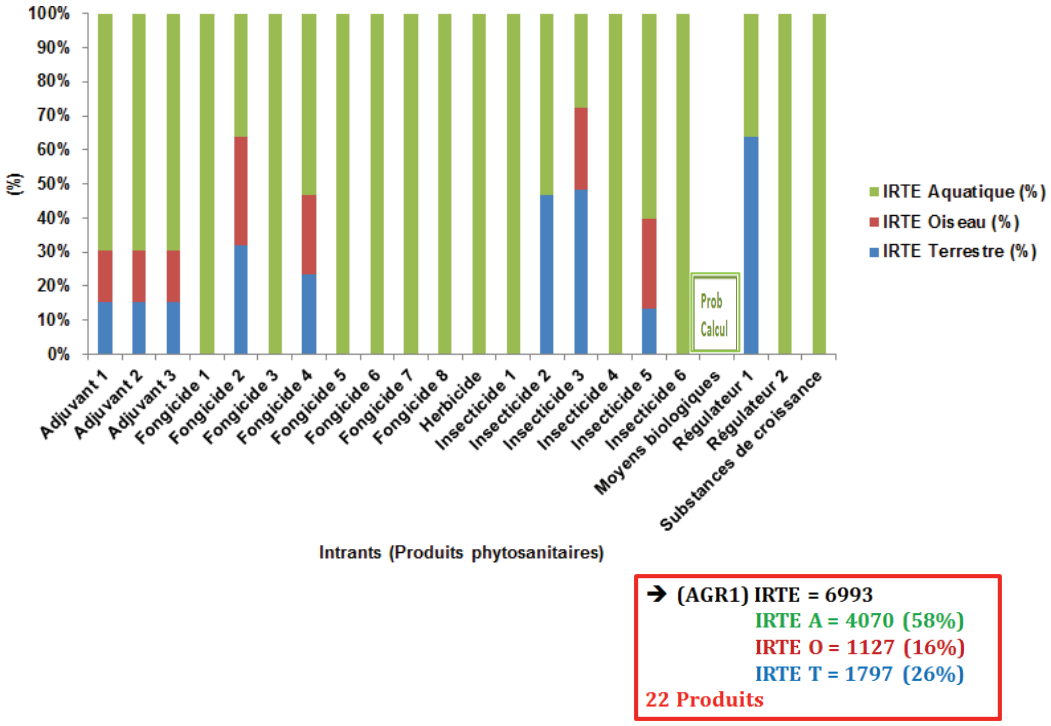


Figure 59. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 1, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

En désagrégeant l'IRTE global selon les compartiments de l'environnement, on peut évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires au niveau de la parcelle (Figure 59 ; Tableau 19) sur l'environnement comme suit : l'IRTE aquatique correspond à 58% de l'IRTE global, l'IRTE oiseau à 16% et l'IRTE terrestre à 26%. La désagrégation de l'IRTE en trois sous indicateurs permet aux gestionnaires du territoire d'établir des plans de protection de la biodiversité (faune et flore) et d'améliorer la gestion de la toxicité dans les milieux naturels, notamment aquatique. De plus, en fonction du type de sol de la parcelle et de son positionnement par rapport à un cours d'eau, nous pouvons pondérer le risque et établir des priorités pour limiter les impacts de certains produits dangereux et nuisibles pour l'environnement.

La comparaison des pratiques phytosanitaires de l'AGR 1 avec celles de l'AGR 2 (Figure 60 ; Tableau 19) au niveau des ITK de la même variété (Cripps Pink) et pour la même année (2011) révèle que les deux agriculteurs utilisent presque le même nombre de produits et qu'ils ont un IFT similaire (31,7 et 32,6). Cependant, le risque sur la santé de l'applicateur est supérieur d'environ 50% chez l'agriculteur 1 (IRSA= 33 991) par rapport à celui de l'agriculteur 2 (IRSA = 22 648). Cette première constatation montre que l'AGR 1 utilise des produits plus toxiques au niveau santé humaine que l'AGR 2.

La figure 60 illustre le fait que les quatre fongicides (2, 6, 8 et 10) contribuent à 43% de la valeur globale de l'IRSA (22 648) et à presque 25% de l'IFT total de la parcelle (32,6). Au niveau de l'analyse des produits individuels (Figure 60), l'absence de corrélation entre les 3 indicateurs reste toujours visible pour certains produits utilisés, comme par exemple le « Fongicide 10 » représentant 14% de l'IRSA global et 6% de l'IFT global (Coef. de corrélation IFT/IRSA = 0,74). Par ailleurs, la

corrélation est relativement faible entre les deux indicateurs IFT et IRTE des produits utilisés (Coef. de corrélation = 0,31). De plus, les fongicides 2, 8 et 10 présentent des contributions très différentes entre le risque santé pour l'applicateur et le risque environnemental, comme dans le cas de l'agriculteur 1 qui montre une opposition entre le risque santé et le risque environnemental pour certains produits.

En ce qui concerne l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 60 nous montre que les trois produits « Fongicide 2, 8 et 10 », qui ont comme cible la tavelure (Annexe 14.2), représentent 34% de la valeur de l'IRSA global et 25% de celle de l'IRTE globale. Il en va de même, pour le « Fongicide 6 » (cible oïdium) qui contribue à 14% de l'IRSA global et à 9% de l'IRTE global. D'une façon globale, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part des risques de toxicité des fongicides constitue plus de 65% de la valeur de l'IRSA globale et de celle de l'IRTE de la parcelle.

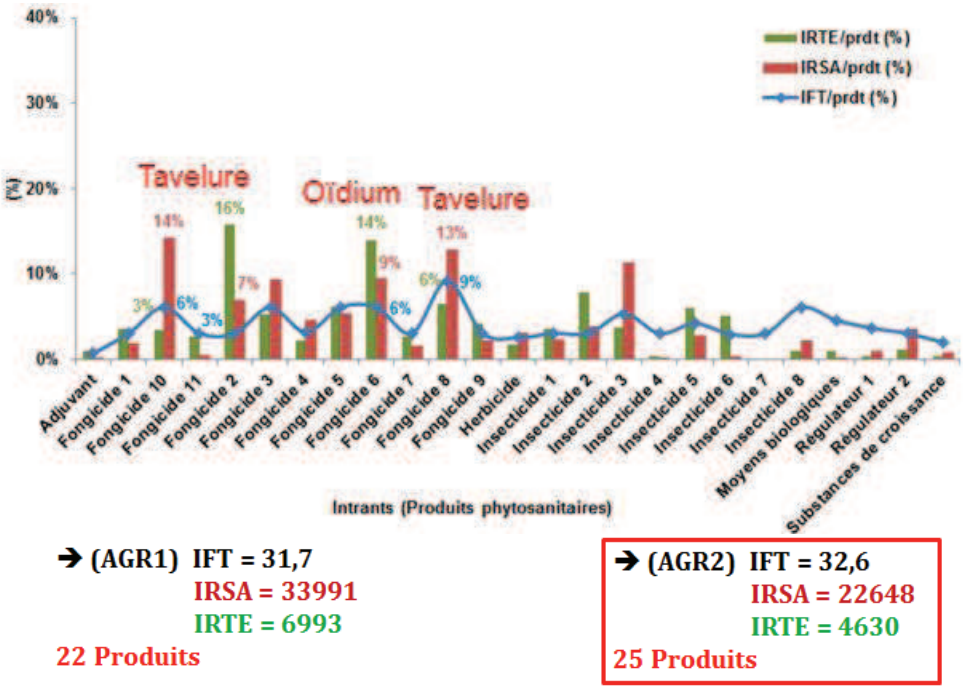


Figure 60. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

La figure 61 souligne la part de l'IRSA aigu et chronique afin d'identifier le degré de toxicité pour chaque produit utilisé sur la parcelle. Dans cet ITK, l'IRSA chronique (7 430) représente environ 33% de l'IRSA global, et l'IRSA aigu, égale à 15 219, correspond à 67% de la valeur de l'IRSA globale de la parcelle (Figure 61).

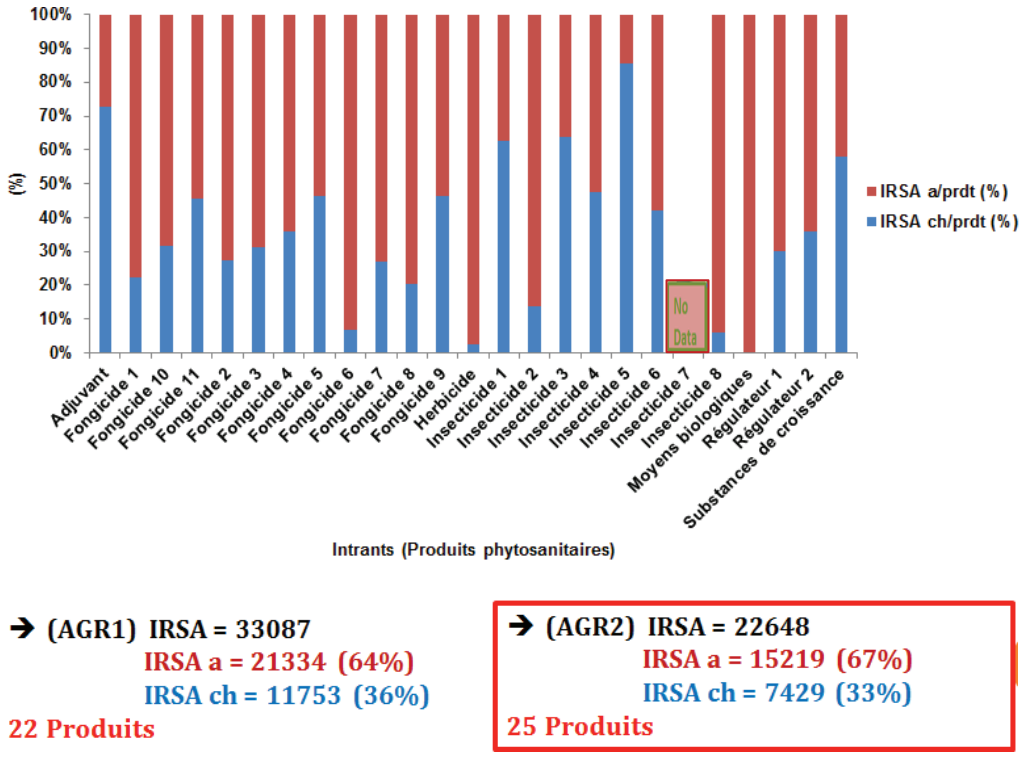


Figure 61. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

La figure 62 montre que la majorité des produits ont une part de toxicité aquatique élevée qui peut atteindre les 100% de l'IRTE du produit. Bien que l'AGR 2 utilise presque le même nombre de produits (25 produits), la valeur de l'IRTE de sa parcelle ,4 630, représente une diminution de 34% par rapport à celle de l'AGR 1 (6 993). La désagrégation de l'IRTE global (4 630), selon les compartiments de l'environnement, nous permet de déduire la part de toxicité des pratiques phytosanitaires sur la parcelle comme suit (Figure 62) : l'IRTE aquatique est égale à 3 526 (76% de l'IRTE global), l'IRTE oiseau est de 481 (10% de l'IRTE global) et l'IRTE terrestre est d'environ 620 (13% de l'IRTE global). L'utilité de la désagrégation de l'IRTE en trois sous indicateurs permet aux gestionnaires du territoire d'identifier les sources des problèmes de pollution diffuse et celles des risques de toxicité dans les différents compartiments de l'environnement en termes de produits néfastes et toxiques. Le diagnostic des pratiques phytosanitaires des agriculteurs à l'aide de sous indicateurs d'IRTE peut permettre aux gestionnaires et aux responsables publics d'agir dans le cadre de mise en place des plans de protection ciblés et spatialisés.

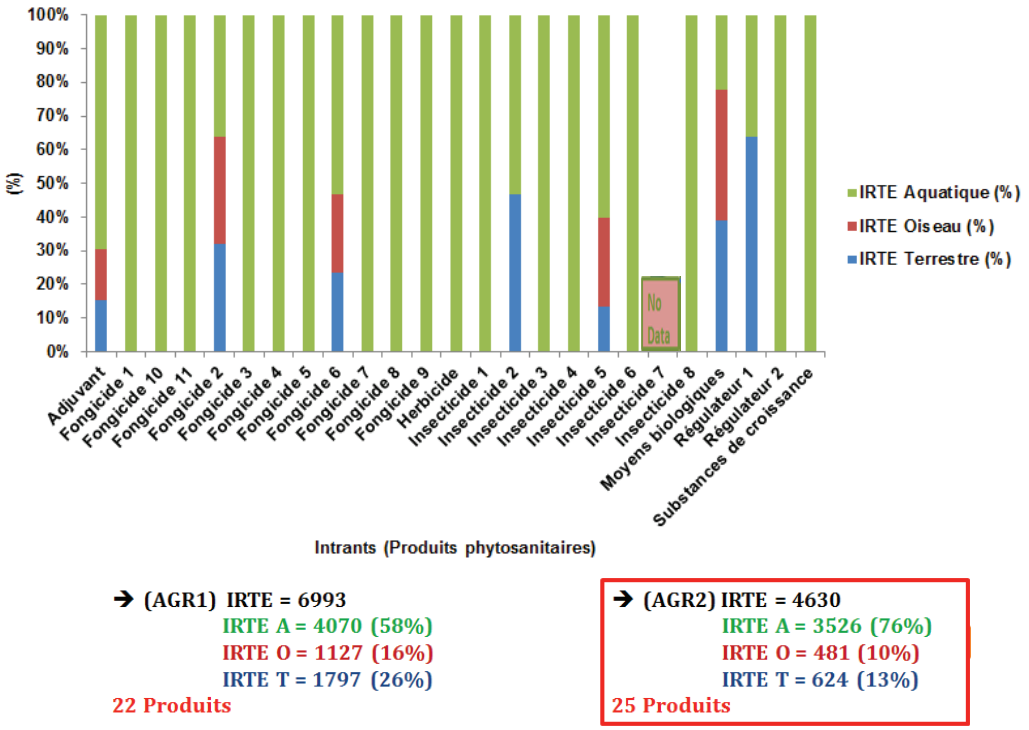


Figure 62. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Cripps Pink dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 2, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Deuxième situation d'analyse : deux parcelles à pression phytosanitaire différente

Nous analysons aussi deux itinéraires techniques ayant des pressions phytosanitaires (IFT) très différentes pour l'année 2009 : les ITK des agriculteurs AGR 1 et AGR 2, sur leur parcelle de Golden (Figures 63 et 64). Les résultats obtenus indiquent qu'il existe, pour certains produits, une corrélation entre l'IFT et l'IRSA (0,58). En revanche, la figure 63 nous montre qu'il y a absence de corrélation entre ces deux indicateurs pour la moitié des produits utilisés sur la parcelle. En effet, l' « Insecticide 3 » représente 22% de la valeur globale de l'IRSA sur la parcelle de Golden en 2009 pour l'agriculteur 1 (AGR 1), avec seulement une contribution de 7% dans la valeur globale de l'IFT. De même, il existe une absence de corrélation entre l'IFT et l'IRTE, pratiquement pour la plupart des produits utilisés dans cet ITK, ainsi le coefficient de corrélation est non significatif (0,48), ce qui indique que ces deux indicateurs sont indépendants (Figure 63). Prenons comme exemple, l'« Insecticide 3 » qui représente 37% de l'IRTE global de la parcelle et 7% de l'IFT total (Figure 63). Dans ces 2 exemples, l'indicateur de pression est beaucoup plus faible que les indicateurs de toxicité, ce qui soulève un problème dans le choix des politiques publiques de diminuer uniquement la quantité des produits phytosanitaires utilisés. Cette différence de contribution dans la pression et dans la toxicité des produits confirme l'utilité d'avoir des indicateurs complémentaires à l'IFT pour mieux évaluer les impacts (sur la santé applicateur et l'environnement) de la pollution diffuse liés à l'utilisation des pesticides. En conclusion, la comparaison des indicateurs de toxicité (IRSA et IRTE) indique que les produits qui contribuent le plus à la valeur globale de l'IRSA, ne sont pas forcément les mêmes que ceux qui ont un poids important dans la valeur globale de l'IRTE. Nous pouvons déduire qu'il peut y avoir une opposition entre risque environnemental et risque sur la santé des agriculteurs.

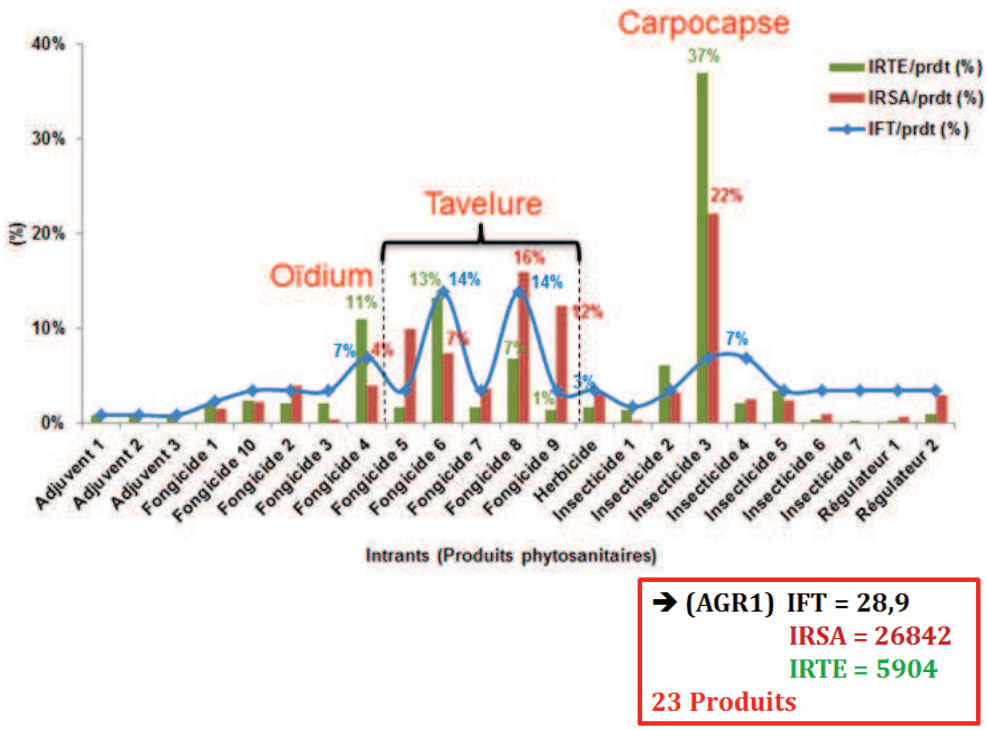


Figure 63. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Golden (AGR 1, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Au niveau de l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 63 nous montre que les cinq produits « Fongicide 5, 6, 7, 8 et 9 », qui ont comme cible la tavelure (Annexe 14.3), représentent presque 50% de la valeur de l'IRSA globale et 25% de celle de l'IRTE globale. De même, l'« Insecticide 3 », qui est appliqué contre le carpocapse (Annexe 14.3), contribue à 22% de l'IRSA global et à 37% de l'IRTE global. D'une façon générale, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part de risque de toxicité des fongicides (10 produits) constitue environ 60% de la valeur de l'IRSA globale et presque 45% de celle de l'IRTE de la parcelle. En revanche, les sept insecticides utilisés dans cet ITK sont plus dangereux au niveau environnemental et ils ont une part de risque de toxicité égale à 51% de la valeur de l'IRTE globale, contre 31% de la valeur de l'IRSA de la parcelle.
La comparaison des pratiques phytosanitaires de l'AGR 1 avec celles de l'AGR 2 (Figures 63 et 64) au niveau des ITK, montre que les deux agriculteurs utilisent le même nombre de produits, mais ils ont un IFT différent (respectivement AGR 1 et AGR 2 : 28,9 et 36,5), bien qu'il s'agisse de la même variété (Golden) et pour la même année agricole (2009). Cependant, le risque sur la santé de l'applicateur est presque le même chez les deux agriculteurs, l'IRSA respectivement pour AGR 1 et AGR 2 est égale à 26 842 et 27 473 (Figure 64). Par ailleurs, la valeur de l'IRTE de l'agriculteur 2 est supérieure d'environ 17% (IRTE = 6 902) par rapport à celle de l'agriculteur 1 (IRTE = 5 904) (Figure 62). Ces premières constatations montrent que l'AGR 1 utilise le même nombre de produits que l'AGR 2, mais il traite sa parcelle avec des produits moins toxiques, surtout au niveau environnemental, par rapport aux pratiques phytosanitaires de l'AGR 2. La figure 65 souligne le fait que les deux fongicides (3 et 7) et l'« Insecticide 7 » contribuent à plus que 50% de la valeur globale de l'IRSA (27 473) et à presque 25% de l'IFT total de la parcelle (36,5). L'analyse des produits individuels (Figure 62) met en évidence que l'absence de corrélation entre les 3 indicateurs reste toujours visible pour la plupart des produits utilisés, comme par exemple l'« Insecticide 7 » représentant 22% de l'IRSA global, 32% de l'IRTE total et seulement 5% de l'IFT de la parcelle (Figure 64).

Les fongicides 3 et 7 présentent des contributions très différentes entre le risque santé pour l'applicateur et le risque environnemental, montrant, comme dans le cas de l'agriculteur 1, une opposition entre le risque santé et le risque environnemental pour certains produits. Dans le même sens d'ailleurs, si l'agriculteur 2 était obligé de suivre et d'appliquer l'objectif du plan « Ecophyto 2018 » (réduire jusqu'à 50% l'usage des pesticides), il agirait éventuellement sur la suppression des produits qui ont un poids important au niveau de l'IFT global de la parcelle, comme par exemple les deux fongicides 3, 4 et 7, qui contribuent respectivement à hauteur de 13% et 8% dans l'IFT global (Figure 64). Par conséquent, pour diminuer l'IFT, l'AGR 2 va essayer d'éliminer les produits qu'il utilise de façon intensive, ce qui oblige l'agriculteur à trouver une alternative sans tenir compte des risques de toxicité des produits utilisés sur la santé et sur l'environnement.

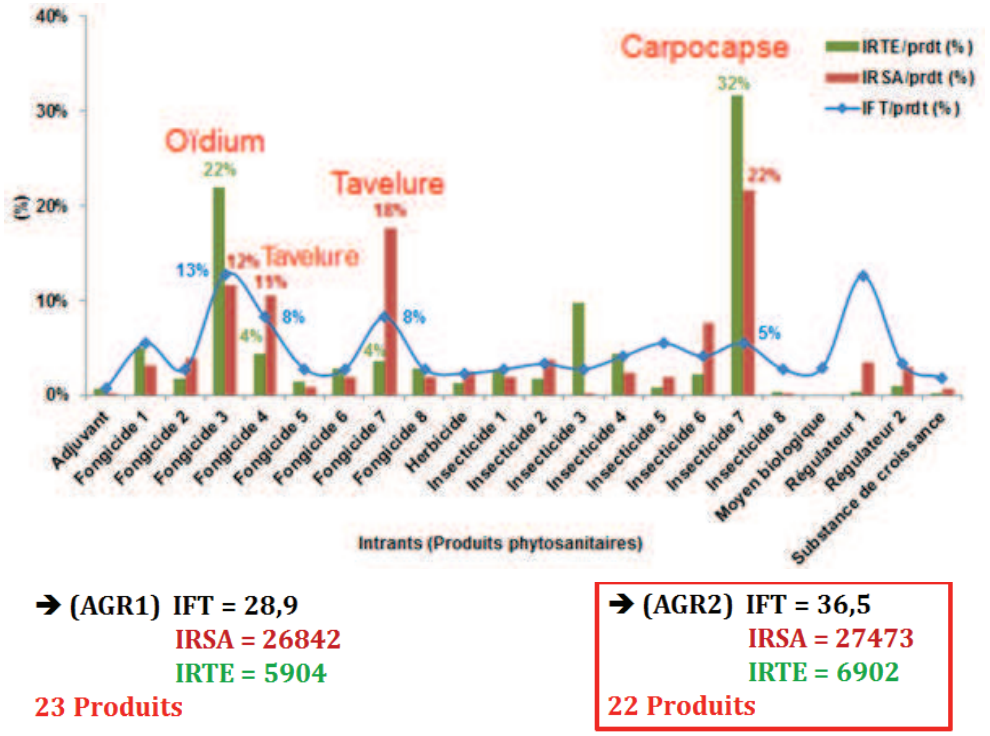


Figure 64. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Golden (AGR 2, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

A propos de l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 64 nous montre que les deux produits « Fongicide 4 et 7 », qui ont comme cible la tavelure (Annexe 14.4), représentent environ 30% de la valeur de l'IRSA globale et 8% de celle de l'IRTE globale. Nous constatons aussi, dans les quatre ITK analysés précédemment (Figures 57, 60, 63 et 64), que la tavelure et le carpocapse représentent les cibles les plus consommatrices en produits toxiques sur la santé humaine et l'environnement. Ainsi, ces cibles sont estimées comme représentant les principaux ennemis pour la pomme, et ce de façon plus remarquable en année humide, sur les parcelles étudiées. Ces constatations peuvent fournir une explication discursive pour la valeur élevée de la pression phytosanitaire de l'AGR 2 (IFT = 36,5), mais elles n'excluent pas la possibilité d'établir une gestion des pratiques phytosanitaires basées sur le choix des produits afin de réduire les risques de toxicité sur la santé applicateur et l'environnement.

En effet, la comparaison entre les deux agriculteurs, pour la même variété (Golden) et pour la même année agricole (2009), indique que l'AGR 1 suit une stratégie de choix de produit et un plan de gestion

des pratiques phytosanitaires sur sa parcelle. D'une façon générale, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part de risque de toxicité des fongicides représente environ 50% de la valeur de l'IRSA globale et plus de 40% de l'IRTE de la parcelle. Avec ce type d'analyse, nous avons aussi étudié la part de l'IRSA aigu et chronique, ainsi que celle du risque de toxicité dans les différents compartiments de l'environnement, afin d'identifier le degré de toxicité pour chaque produit utilisé sur les deux parcelles étudiées.

Pour conclure, nous pouvons considérer que l'AGR 1, selon son ITK (Figure 63), est le plus respectueux de la santé humaine et de l'environnement, au niveau de ses pratiques phytosanitaires, et notamment dans son choix de produits. De ce fait, cet agriculteur peut être considéré comme un agriculteur type qui met en exergue des stratégies de gestion des pratiques phytosanitaires à travers ses choix de produits moins toxiques, ainsi que sa façon d'intervenir pour lutter contre les maladies, en tenant compte de l'impact des produits phytosanitaires sur sa santé et sur l'environnement.

7.2. Analyse des pratiques phytosanitaires de la viticulture

Nous analysons, dans cette partie, l'échantillon de 58 parcelles viticoles étudiées majoritairement sur 3 années (2009, 2010, 2011) correspondant à un échantillon global de 153 parcelles pour 19 cépages. L'analyse des pratiques phytosanitaires est agrégée, ensuite, au niveau des exploitations par année, afin de déterminer s'il existe une variabilité interannuelle et entre agriculteurs du risque et de la pression phytosanitaire (paragraphe 7.2.2.1), et cela est fait pour les différents cépages de vigne étudiés. Pour affiner l'étude, une analyse de la variabilité entre les valeurs d'IFT et celles des indicateurs de risque de toxicité des produits utilisés a été faite au niveau de la parcelle (paragraphe 7.2.2.2). Cette analyse permet d'évaluer les pratiques phytosanitaires individuelles par parcelle, de comparer les indicateurs et de déterminer s'il y a corrélations entre eux. Une analyse de la contribution de chaque produit dans la valeur globale du risque de toxicité (IRSA et IRTE) et de la pression phytosanitaire (IFT) est effectuée sur les parcelles étudiées. Pour affiner l'analyse, la toxicité correspondant à chaque sous indicateur de l'IRSA et de l'IRTE a été calculée.

7.2.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de viticulture étudiées

A l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) (logiciel Tanagra ; Rakotomalala 2005) de l'échantillon de 153 parcelles de vigne productrices, nous avons déterminé les corrélations et les antinomies entre les indicateurs de risques sur la santé humaine (applicateur) et sur l'environnement, ainsi qu'entre la pression phytosanitaire et les risques de toxicité (Tableau 20). Globalement, nous constatons, d'après le tableau 20, qu'il existe une corrélation significative entre IFT et IRSA (Coef. corrélation = 0,66), et une forte corrélation entre IFT et IRTE ainsi qu'entre IRSA et IRTE, le coefficient de corrélation était d'environ 0,8 pour les 2. Nous constatons qu'il existe une variabilité du risque de toxicité entre les 3 catégories de pesticides utilisés sur les parcelles (Herbicides ; H, Fongicides ; F, Insecticides ; I). En effet, quel que soit le risque de toxicité sur l'environnement ou bien sur la santé applicateur lié à l'utilisation des fongicides, il est indépendant des risques de toxicité et de pression phytosanitaire liés aux herbicides (IRSA H, IRTE H et IFT H) et aux insecticides (IRSA I, IRTE I et IFT I), étant donné que les coefficients de corrélation sont négatifs ou nuls sauf pour IRSA F/IRTE I (0,35) et IRSA I/IRTE F (0,21) (Tableau 20). En revanche, une faible corrélation est constatée entre la pression (IFT F) et le risque de toxicité sur la santé applicateur des fongicides (IRSA

F), le coefficient de corrélation est d'environ 0,38 (Tableau 20),alors que l'IFT F et l'IRTE F sont corrélés (Coef. corrélation = 0,8). Nous constatons aussi qu'il existe une forte corrélation entre la pression phytosanitaire des herbicides (IFT H) et leur risque de toxicité (IRSA H, IRTE H) (Coef. corrélation = 0,9), de même pour les insecticides (Coef. corrélation = 0,7) (Tableau 20). Nous observons une corrélation significative entre IRSA I et IRSA H (Coef. corrélation = 0,66), tandis que IRTE I, IRTE H ne sont pas corrélés (Coef. corrélation = 0,29).

Bien qu'il y ait globalement une corrélation entre l'IFT, l'IRSA et l'IRTE au niveau des exploitations de pommes et de vigne, nous observons qu'au niveau des types de produits phytosanitaires (H, F, I) les corrélations ne sont plus les mêmes entre les indicateurs. Cette analyse détaillée de la relation entre ces indicateurs facilite une gestion plus fine par type de produits. En particulier, la variation de la corrélation entre le niveau de pression et les risques évalués des fongicides est due à la forte variabilité du risque de toxicité des produits de cette catégorie, associée au nombre élevé des fongicides utilisés dans les ITK. En effet, le risque de toxicité lié aux fongicides représente environ 80% du risque total de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et plus de 60% du risque total de toxicité sur l'environnement (IRTE) pour les différentes parcelles étudiées (Tableau 21). De plus, la pression phytosanitaire de fongicide constitue presque 75% de l'IFT total des parcelles (Tableau 21).

Tableau 20. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles viticoles étudiées (Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	IFT H	IRSA H	IRTE H	IFT F	IRSA F	IRTE F	IFT I	IRSA I	IRTE I	IFT	IRSA	IRTE
IFT H	1	0,91917	0,90263	0,45225	-0,15465	0,0931	0,49201	0,58912	0,20745	0,56643	0,24652	0,2571
IRSA H	0,91917	1	0,87265	0,47385	-0,10368	0,1102	0,59009	0,65895	0,32093	0,60915	0,33329	0,33951
IRTE H	0,90263	0,87265	1	0,39858	-0,08445	-0,02116	0,55849	0,54282	0,29365	0,55131	0,27984	0,24613
IFT F	0,45225	0,47385	0,39858	1	0,38125	0,79787	0,55412	0,53158	0,34002	0,96094	0,64306	0,80782
IRSA F	-0,15465	-0,10368	-0,08445	0,38125	1	0,50429	0,08089	-0,06055	0,35446	0,31468	0,80688	0,57856
IRTE F	0,0931	0,1102	-0,02116	0,79787	0,50429	1	0,16423	0,21459	0,08831	0,66311	0,55062	0,76258
IFT I	0,49201	0,59009	0,55849	0,55412	0,08089	0,16423	1	0,69788	0,71841	0,74984	0,48815	0,60376
IRSA I	0,58912	0,65895	0,54282	0,53158	-0,06055	0,21459	0,69788	1	0,65633	0,65433	0,5392	0,59659
IRTE I	0,20745	0,32093	0,29365	0,34002	0,35446	0,08831	0,71841	0,65633	1	0,48572	0,68125	0,70588
IFT	0,56643	0,60915	0,55131	0,96094	0,31468	0,66311	0,74984	0,65433	0,48572	1	0,66297	0,81562
IRSA	0,24652	0,33329	0,27984	0,64306	0,80688	0,55062	0,48815	0,5392	0,68125	0,66297	1	0,83857
IRTE	0,2571	0,33951	0,24613	0,80782	0,57856	0,76258	0,60376	0,59659	0,70588	0,81562	0,83857	1

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

Corrélation faible | Corrélation moyenne | Forte corrélation

Tableau 21[55]. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles viticoles pour les 3 années agricoles étudiées
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Année 2009	Total en valeur	Total en %	Année 2010	Total en valeur	Total en %	Année 2011	Total en valeur	Total en %
IFT H	17	3%	**IFT H**	20	3%	**IFT H**	25	4%
IRSA H	14 339	2%	**IRSA H**	14 125	2%	**IRSA H**	18 818	3%
IRTE H	2 468	1%	**IRTE H**	2 603	1%	**IRTE H**	4 191	2%
IFT F	508	76%	**IFT F**	574	75%	**IFT F**	517	73%
IRSA F	598 732	78%	**IRSA F**	694 730	81%	**IRSA F**	569 759	80%
IRTE F	115 045	62%	**IRTE F**	128 569	61%	**IRTE F**	110 332	61%
IFT I	141	21%	**IFT I**	171	22%	**IFT I**	164	23%
IRSA I	157 396	20%	**IRSA I**	153 129	18%	**IRSA I**	127 057	18%
IRTE I	66 851	36%	**IRTE I**	80 033	38%	**IRTE I**	65 400	36%
IFT	666	100%	**IFT**	765	100%	**IFT**	707	100%
IRSA	770 468	100%	**IRSA**	861 984	100%	**IRSA**	715 635	100%
IRTE	184 363	100%	**IRTE**	211 204	100%	**IRTE**	179 922	100%

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

L'analyse statistique représentée dans le tableau 22 nous permet de déduire la distribution ainsi que la dispersion et la variation des valeurs pondérées par hectare (ha) des indicateurs déterminés des parcelles étudiées pendant les 3 années (2009, 2010, 2011). Nous pouvons observer une variation notable des indicateurs déterminés au niveau de notre échantillon. Cette variabilité peut être liée aux stratégies de choix des produits phytosanitaires des agriculteurs ou encore aux cépages. D'après le tableau 22, nous remarquons aussi que les fongicides dominent au niveau du risque de toxicité et de pression phytosanitaire avec une valeur moyenne de l'IRSA F par hectare d'environ 12 200 et de 2 320 de l'IRTE F (environ 80% de l'IRSA/ha global et 58% de l'IRTE/ha global ; Tableau 21). Ceci reflète le poids important des fongicides dans les itinéraires techniques au niveau du nombre de passages (nombre de traitements) et du risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. En revanche, les herbicides présentent un risque de toxicité faible qui ne dépasse pas, en moyenne par hectare, la valeur de 309 pour l'IRSA H, presque 3% de l'IRSA/ha global et de 61 pour l'IRTE H qui ne dépasse pas 2% de l'IRTE/ha global (Tableau 22). Ces valeurs faibles du risque de toxicité s'expliquent par l'utilisation réduite des herbicides sur les parcelles avec un IFT H moyen de 0,40 par hectare (Tableau 22) et l'application du désherbage mécanique comme alternative. Par ailleurs, l'IRSA global par hectare au niveau des parcelles étudiées varie d'une valeur minimale de 6 940 jusqu'à 28 935 comme valeur maximale, avec une moyenne d'environ 15 350 (Tableau 22). La valeur moyenne de l'IRTE global par hectare pour notre échantillonnage représente 3 767, tandis que la marge de variation de cet indicateur se situe entre une valeur minimale de 1 965 et une maximale de 6 156 (Tableau 22). Cette variation du simple au quadruple de la valeur de l'IRSA/ha et de l'IRTE/ha

[55] **NB** : il existe 3 traitements par les molluscicides en 2009 et 3 traitements par les acaricides en 2011 représentant une part qui ne dépasse pas 0,5% de l'IFT globale des parcelles étudiées. Ces 6 traitements ne sont pas pris en considération dans nos calculs.

peut être expliquée par les stratégies de choix des produits (produits toxiques) par les agriculteurs et leurs pratiques phytosanitaires individuelles. De plus, la valeur de l'IFT/ha global de notre échantillon varie de 4,16 (valeur minimale) jusqu'à atteindre 22,11 (valeur maximale) pour les parcelles étudiées (Tableau 22). En effet, cette variation de la valeur de l'IFT/ha est due au nombre de doses appliquées par produit, ainsi qu'au nombre de passages effectué par l'agriculteur. Nous constatons aussi que la moyenne de la pression phytosanitaire par hectare représente une valeur de 14,03 : sachant que la valeur moyenne de l'IFT régionale du Languedoc Roussillon est de 12,9 (ministère de l'Agriculture, DEPHY[56] 2012). De ce fait, nous pouvons déduire que les agriculteurs interrogés respectent globalement la fréquence de traitement de la vigne déterminée pour leur région.

Tableau 22. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles viticoles étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	Min.	Max.	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variation
IFT H	0	1,24	0,41	0,33	0,82
IRSA H	0	913	309	246	0,80
IRTE H	0	212	61	59	0,97
IFT F	2,16	16,48	10,45	3,26	0,31
IRSA F	4 281	21 172	12 178	3 796	0,31
IRTE F	613	3 508	2 313	643	0,28
IFT I	1	6	3,11	1,18	0,38
IRSA I	99	7 688	2 860	2 487	0,87
IRTE I	389	2 998	1 387	564	0,41
IFT	4,16	22,11	14,03	4,28	0,30
IRSA	6 940	28 935	15 355	4 497	0,29
IRTE	1 965	6 156	3 767	907	0,24

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

7.2.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs en viticulture

7.2.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de vigne

L'analyse globale de la variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et selon les agriculteurs, au niveau de leurs exploitations, montre qu'il y a corrélation globale entre ces indicateurs (Figure 65). La variabilité entre agriculteurs est illustrée en 2009 par les agriculteurs 1 et 3 ; l'AGR 1 possède un IFT, un IRSA et un IRTE élevés par rapport à ceux de l'AGR 3 (Figure 65). De plus, au niveau de l'analyse de la variabilité interannuelle, l'exemple de l'AGR 3 montre une augmentation globale de l'IFT, de l'IRSA et de l'IRTE entre 2009 et 2010, puis une diminution de ces 3 indicateurs entre 2010 et 2011. Les agriculteurs 4, 5 et 7 présentent, en 2010 et en 2011, une valeur d'IRTE trop élevée par rapport aux autres agriculteurs (Figure 65). La baisse des indicateurs en 2011,

[56] Méthode de calcul des IFT de référence dans le cadre du réseau de fermes DEPHY (Démonstration, Expérimentation et Production de références sur les systèmes économes en PHYtosanitaires), dans le cadre du plan Ecophyto 2018, http://agriculture.gouv.fr/telecharger/42569?token=161cae798519e0a87736f980dc4a2bd5

particulièrement pour les agriculteurs 1, 8 et 6, reflète la sensibilisation de certains d'entre eux aux impacts des produits phytosanitaires sur la santé et l'environnement et confirme leurs efforts pour réduire le recours aux produits toxiques tout en raisonnant les traitements et l'utilisation des pesticides.

En conclusion, cette analyse globale au niveau des exploitations montre, comme dans le cas des exploitations de pommiers, que la plus grande variabilité entre les indicateurs se situe au niveau des individus et reflète un choix de stratégie différent parmi les agriculteurs.

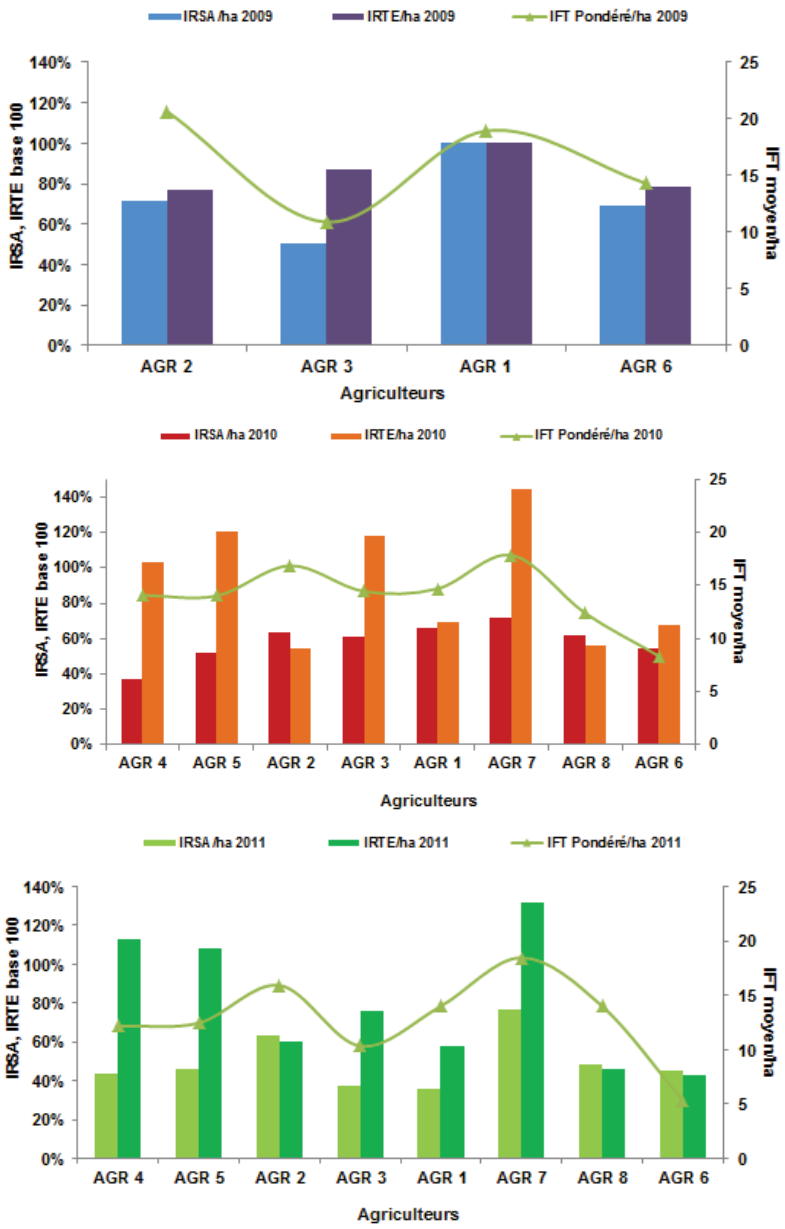


Figure 65. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations viticoles (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

7.2.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de vigne

Après avoir analysé les variabilités à l'échelle des exploitations, un diagnostic des pratiques phytosanitaires est réalisé au niveau des parcelles pour évaluer l'impact des produits utilisés sur la santé applicateur et l'environnement. Fondé sur une analyse approfondie des ITK des viticulteurs, le tableau ci-dessous montre la variabilité des indicateurs (IFT, IRSA chronique et aiguë, IRTE Terrestre, Oiseau et Aquatique) entre les années 2009 et 2011 en fonction des agriculteurs (AGR1, AGR 2 et AGR 3) et des cépages. En revanche, l'analyse de l'échantillon des parcelles étudié entre les différents cépages (Merlot, Carignan, Cinsault, Grenache, Syrah, etc.) montre qu'il n'existe pas de différence significative entre ces cépages (Tableau 23).

Tableau 23. Tableau récapitulatif des indicateurs déterminés pour quelques parcelles de vignes (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	IFT/ha	**IRSA/ha**	**IRSAch/ha**	**IRSAa/ha**	**IRTE/ha**	**IRTE T/ha**	**IRTE O/ha**	**IRTE A/ha**
AGR 1 (Carignan, 2011)	16,7	11 595	3 855	7 740	3 445	681	229	2 534
		100%	33%	67%	100%	20%	7%	74%
AGR 2 (Carignan, 2011)	17,1	17 430	7 734	9 696	4 390	1 093	449	2 847
		100%	44%	56%	100%	25%	10%	65%
AGR 1 (Merlot, 2009)	20,2	26 162	10 588	15 574	5 272	1 305	187	3 780
		100%	40%	60%	100%	25%	4%	72%
AGR 3 (Merlot, 2009)	8,9	10 472	3 459	7 013	2 244	120	83	2 040
		100%	33%	67%	100%	5%	4%	91%
AGR 1 (Cinsault, 2009)	20,2	26 162	10 588	15 574	5 272	1 305	187	3 780
		100%	40%	60%	100%	25%	4%	72%
AGR 2 (Cinsault, 2009)	20,7	18 620	7 638	10 983	5 400	1 441	270	3 688
		100%	41%	59%	100%	27%	5%	68%

Nous pouvons constater que, pour le même cépage et la même année agricole, il existe deux situations différentes à analyser basées sur la variation de la valeur de la pression phytosanitaire des ITK individuels au niveau des parcelles étudiées (Tableau 23). Cette analyse de deux situations distinctes permet d'identifier l'origine des corrélations ou des antinomies entre les indicateurs : la première situation consiste en la comparaison de deux itinéraires techniques qui ont la même pression phytosanitaire, alors que la deuxième porte sur deux autres itinéraires qui ont deux pressions différentes. L'évaluation de ces exemples nous a permis **(i)** d'étudier la variabilité des indicateurs déterminés, en terme de corrélation, pour chaque produit phytosanitaire utilisé et **(ii)** de mettre en évidence l'utilité des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) dans la gestion des pratiques phytosanitaires au niveau des parcelles étudiées.

Première situation d'analyse : deux parcelles de même pression phytosanitaire

Nous avons choisi d'analyser deux itinéraires techniques ayant presque la même pression phytosanitaire (IFT) pour l'année 2011 : les ITK des agriculteurs AGR 1 et AGR 2 sur leurs parcelles de Carignan (Figures 66 et 69). Les résultats obtenus indiquent qu'il existe, pour certains produits, une corrélation entre l'IFT et l'IRSA (fongicides 2, 7 et herbicides 2, 3 ; Figure 66), alors que, pour la majorité des produits utilisés sur la parcelle, il n'y a pas de corrélation entre ces deux indicateurs (Coef. de corrélation = 0,46). En effet, le « Fongicide 10 » représente 19% de la valeur globale de l'IRSA avec seulement une contribution de 6% dans la valeur globale de l'IFT. Ceci indique que les deux indicateurs IFT et IRSA sont indépendants (non corrélés). De même pour l'IRTE, l'« Insecticide 1 » représente 12% de l'IRTE global de la parcelle et 6% de l'IFT total (Figure 66). Dans ces deux exemples, l'indicateur de pression est plus faible que les indicateurs de toxicité, ce qui soulève un problème dans le choix des politiques publiques de diminuer uniquement la quantité de produits phytosanitaires utilisés. Cette différence de contribution dans la pression et dans la toxicité des produits reflète, comme dans le cas des ITK de pommes, l'importance d'avoir des indicateurs complémentaires à l'IFT pour mieux évaluer les impacts sur la santé humaine (applicateur) et l'environnement de chaque produit utilisé sur la parcelle.

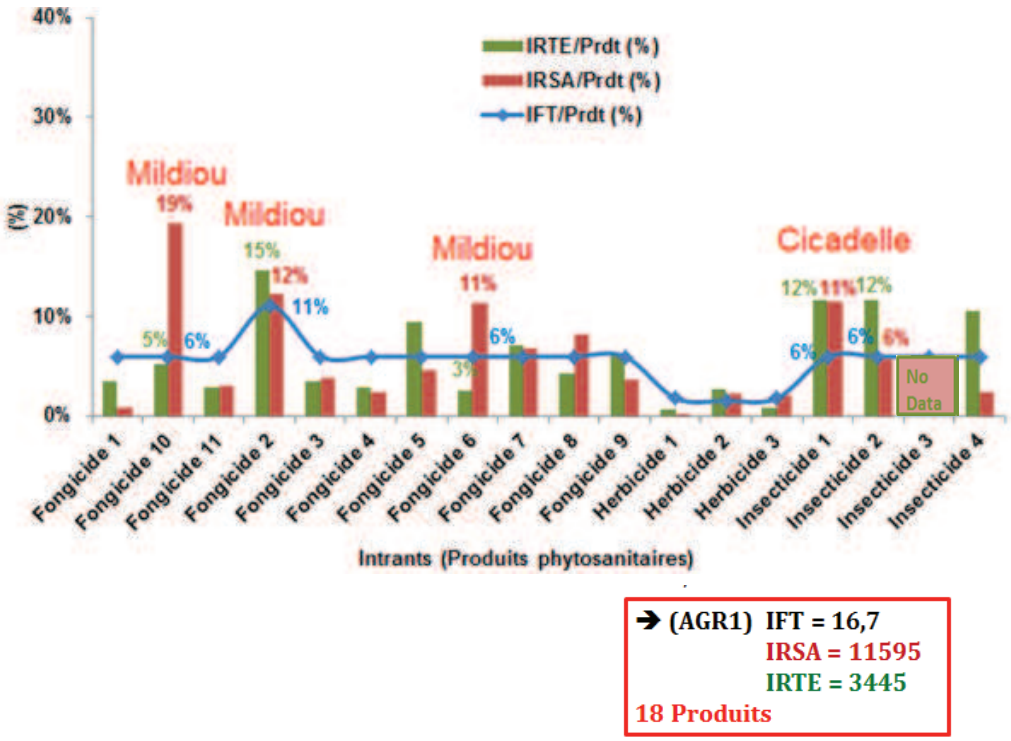


Figure 66. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Carignan (AGR 1, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Enfin, la comparaison des indicateurs de toxicité (IRSA et IRTE) indique que les produits qui contribuent le plus à la valeur globale de l'IRSA ne sont pas forcément les mêmes que ceux qui ont un poids important dans la valeur globale de l'IRTE, ce qui démontre qu'il peut y avoir une indépendance entre risque environnemental et risque sur la santé des agriculteurs.

Ces exemples soulignent que l'indicateur de pression IFT, même s'il est globalement corrélé aux indicateurs de toxicité au niveau des exploitations, ne l'est pas au niveau des itinéraires individuels, ce qui permet d'avoir un levier d'action dans la gestion des produits phytosanitaires au niveau du choix des produits. L'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles montre que les fongicides 2, 6 et

10, qui ont comme cible le mildiou (Annexe 15.1), représentent 42% de la valeur globale de l'IRSA et 23% de celle de l'IRTE (Figure 66). De même, les insecticides 1 et 2, qui ont comme cible la cicadelle (Annexe 15.1), contribuent à hauteur de 17% de l'IRSA global et à environ 25% de la valeur de l'IRTE total. Pour généraliser, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part des fongicides dans la valeur des indicateurs de risque de toxicité semble importante par rapport à celle d'autres produits utilisés (insecticides et herbicides). En effet, la part de risque de toxicité des fongicides constitue 76% de la valeur de l'IRSA globale et 62% de celle de l'IRTE de la parcelle. Cinq produits sur 17 (les fongicides 2, 6 et 10 et les insecticides 1 et 2) contribuent à environ 60% de la valeur globale de l'IRSA et à presque 50% de l'IRTE total de la parcelle étudiée (Figure 66).

Par ailleurs, la figure 67 met en évidence la part de la toxicité aiguë et chronique de l'IRSA pour chaque produit utilisé dans l'itinéraire précédemment illustré par la figure 66. Le risque de toxicité sur la santé de l'applicateur pour l'ITK de l'agriculteur 1 concerne essentiellement la toxicité aiguë, qui dépasse les 50% dans la part de toxicité pour chaque produit, excepté pour l'herbicide 2 et le fongicide 3 (Figure 67).

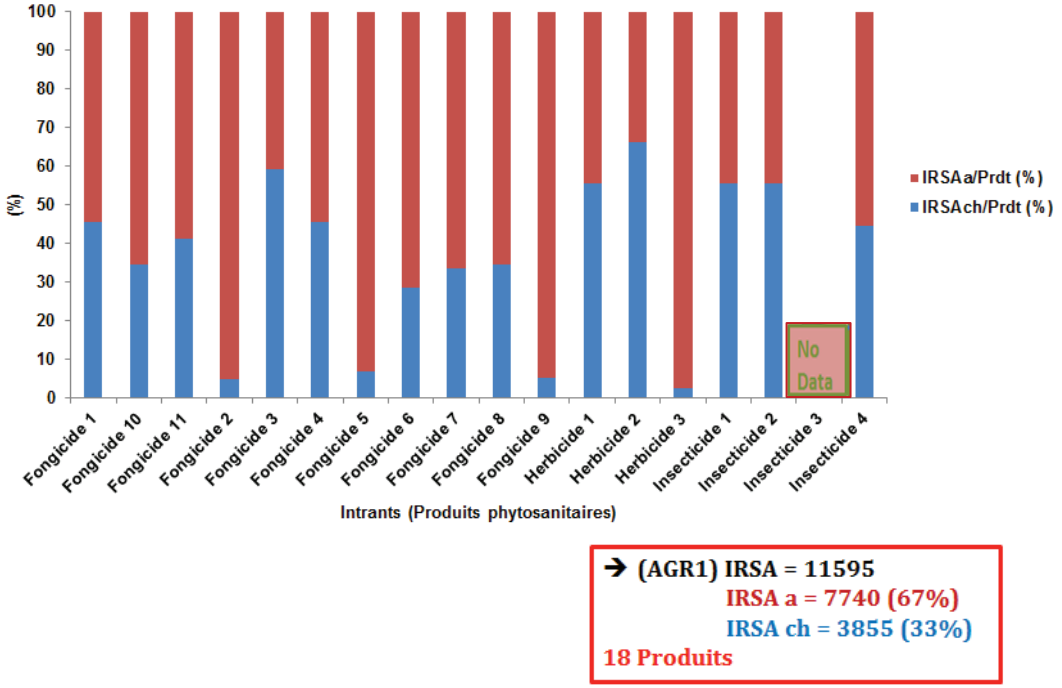


Figure 67. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Carignan (AGR 1, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

L'IRSA aigu de l'itinéraire est de 7 740 (67% de l'IRSA global de la parcelle) alors que l'IRSA chronique est égal à 3 855 (33% de l'IRSA global de la parcelle) (Figure 67). La décomposition de l'IRSA en deux sous indicateurs (IRSA aigu et chronique) permet à l'agriculteur de mieux connaître les caractéristiques de chaque produit utilisé et de mieux gérer ses stratégies de choix de pesticides utilisés.

La figure 68 nous permet d'avoir une idée sur la part de toxicité de chaque produit utilisé sur la parcelle dans les différents compartiments de l'environnement : air (oiseaux), eau (organismes aquatiques) et sol (organismes terrestres). Nous remarquons que la majorité des produits ont une part de toxicité aquatique élevée qui peut atteindre 100% de l'IRTE du produit.

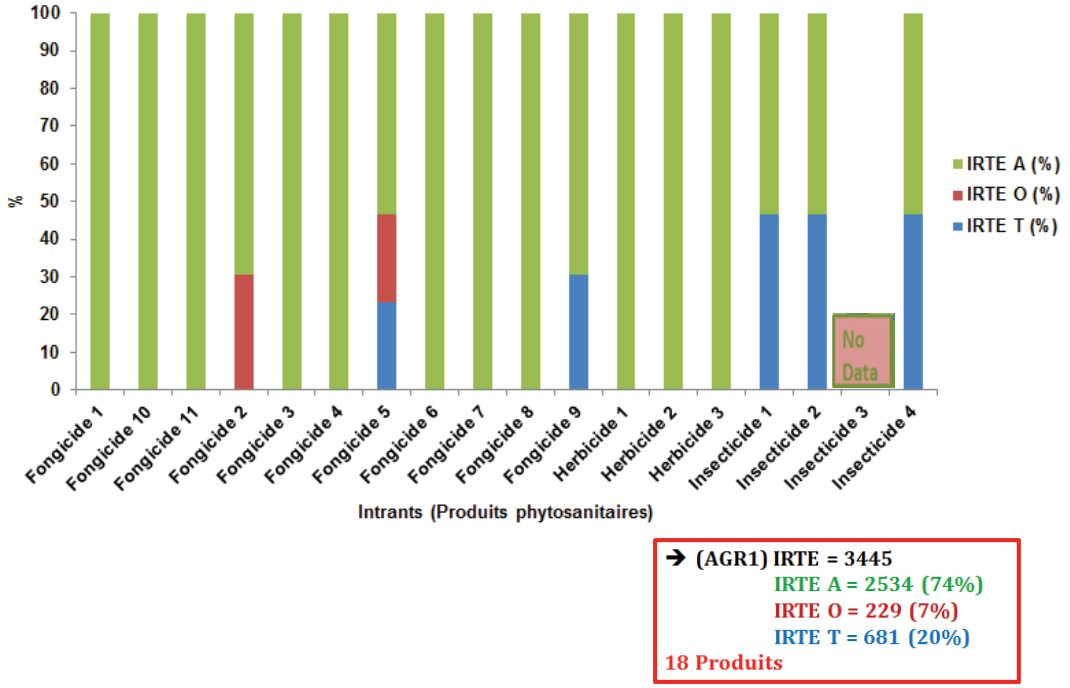


Figure 68. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Carignan dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 1, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

En désagrégeant l'IRTE global selon les compartiments de l'environnement, on peut évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires au niveau de la parcelle (Figure 68 ; Tableau 23) sur l'environnement comme suit : l'IRTE aquatique correspond à 74% de l'IRTE global, l'IRTE oiseau à 7% et l'IRTE terrestre à 20%. La désagrégation de l'IRTE en trois sous indicateurs peut permettre aux gestionnaires du territoire d'établir des plans de protection de la biodiversité (faune et flore) et la gestion de la toxicité dans les milieux naturels, notamment aquatique. De plus, en fonction du type de sol de la parcelle et de son positionnement par rapport à un cours d'eau, nous pouvons pondérer le risque et établir des priorités pour limiter les impacts de certains produits dangereux et nuisibles à l'environnement.

La comparaison des pratiques phytosanitaires de l'AGR 1 avec celles de l'AGR 2 (Figures 66 et 69 ; Tableau 23) au niveau des ITK du même cépage (Carignan) et pour la même année (2011) montre que les deux agriculteurs utilisent le même nombre de produits et qu'ils ont un IFT similaire (16,7 et 17,1). Cependant, le risque sur la santé de l'applicateur est supérieur d'environ 50% chez l'agriculteur 2 (IRSA = 17 430) par rapport à celui de l'agriculteur 1 (IRSA = 11 595). Cette première constatation montre que l'AGR 2 utilise des produits plus toxiques au niveau de la santé humaine que l'AGR 1. La figure 69 souligne que les trois fongicides (1, 3 et 7) et l'« Insecticide 1 » contribuent à hauteur de 73% à la valeur globale de l'IRSA (17 430) et à presque 40% de l'IFT total de la parcelle (17,1). Au niveau de l'analyse des produits individuels (Figure 69), l'absence de corrélation entre les 3 indicateurs reste toujours visible pour la majorité des produits utilisés, comme par exemple l'« Insecticide 1 » représentant 26% de l'IRSA global et 6% de l'IFT global (Coef. de corrélation IFT/IRSA = 0,59 ; corrélation moyenne). En outre, la corrélation entre l'IFT et l'IRTE des produits utilisés est peu significative (Coef. de corrélation = 0,58). Les fongicides 1, 3 et 7 et l'« Insecticide 1 » présentent des contributions très différentes entre le risque santé pour l'applicateur et le risque environnemental, montrant, comme dans le cas de l'agriculteur 1, une opposition entre le risque santé et le risque environnemental pour certains produits.

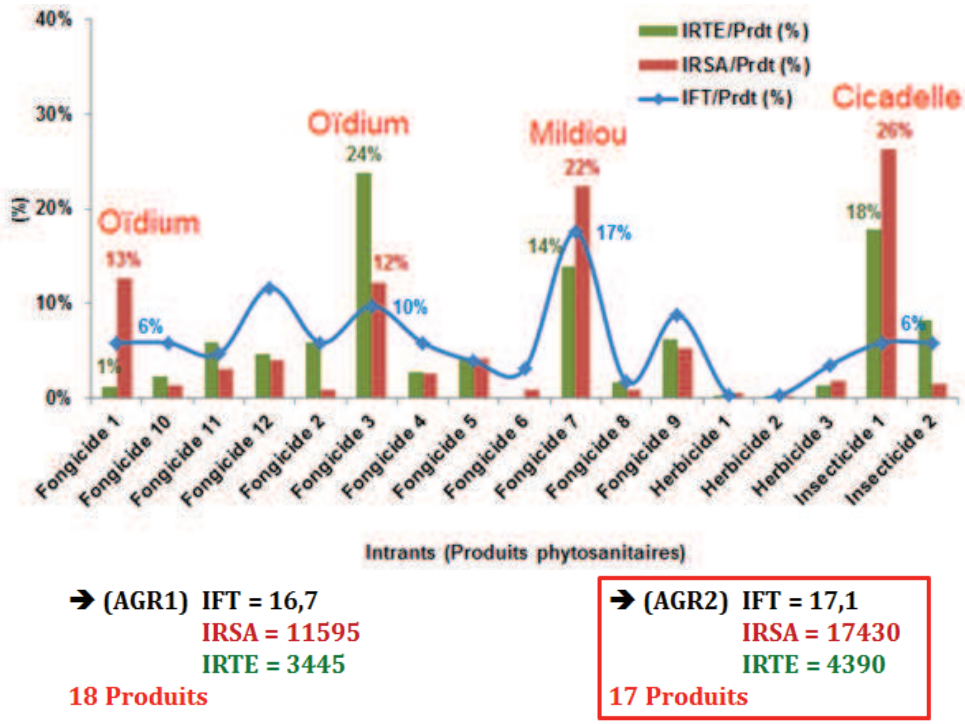


Figure 69. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Carignan (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

En ce qui concerne l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 69 nous montre que les deux produits « Fongicide 1 et 3 », qui ont comme cible l'oïdium (Annexe 15.2), représentent 25% de la valeur de l'IRSA global et 25% de celle de l'IRTE global. De même, l'« Insecticide 1 » (cible cicadelle) contribue à 26% de l'IRSA global et à 18% de l'IRTE global (Figure 69 ; Annexe 15.2). De manière générale, au niveau de cet ITK, la part des risques de toxicité des fongicides représente environ 70% de la valeur de l'IRSA globale et de celle de l'IRTE de la parcelle.
La figure 70 illustre la part de l'IRSA aigu et chronique afin d'identifier le degré de toxicité pour chaque produit utilisé sur la parcelle. L'IRSA aigu (9 696), dans cet ITK (Figure 70), représente environ 56% de l'IRSA global et de l'IRSA chronique, égale à 7 734, correspond à 44% de la valeur d'IRSA globale de la parcelle.

La figure 71 montre que la majorité des produits ont une part de toxicité aquatique élevée qui peut atteindre les 100% de l'IRTE du produit. Bien que l'AGR 2 utilise presque le même nombre de produits (17 produits) que l'AGR 1, la valeur de l'IRTE de sa parcelle (4 400) est plus élevée de 27% par rapport à celle de l'AGR 1 (3 445). La désagrégation de l'IRTE global (4 390), selon les compartiments de l'environnement, nous permet de déduire la part de toxicité des pratiques phytosanitaires sur la parcelle comme suit (Figure 71) : l'IRTE aquatique égale à 2 847 (65% de l'IRTE global), l'IRTE oiseau est de 449 (10% de l'IRTE global) et l'IRTE terrestre est d'environ 1093 (25% de l'IRTE global). L'utilité de la désagrégation de l'IRTE en trois sous indicateurs permet aux différents acteurs de terrain d'identifier les sources des problèmes de pollution diffuse et des risques de toxicité dans les différents compartiments de l'environnement en termes de produits néfastes et toxiques.

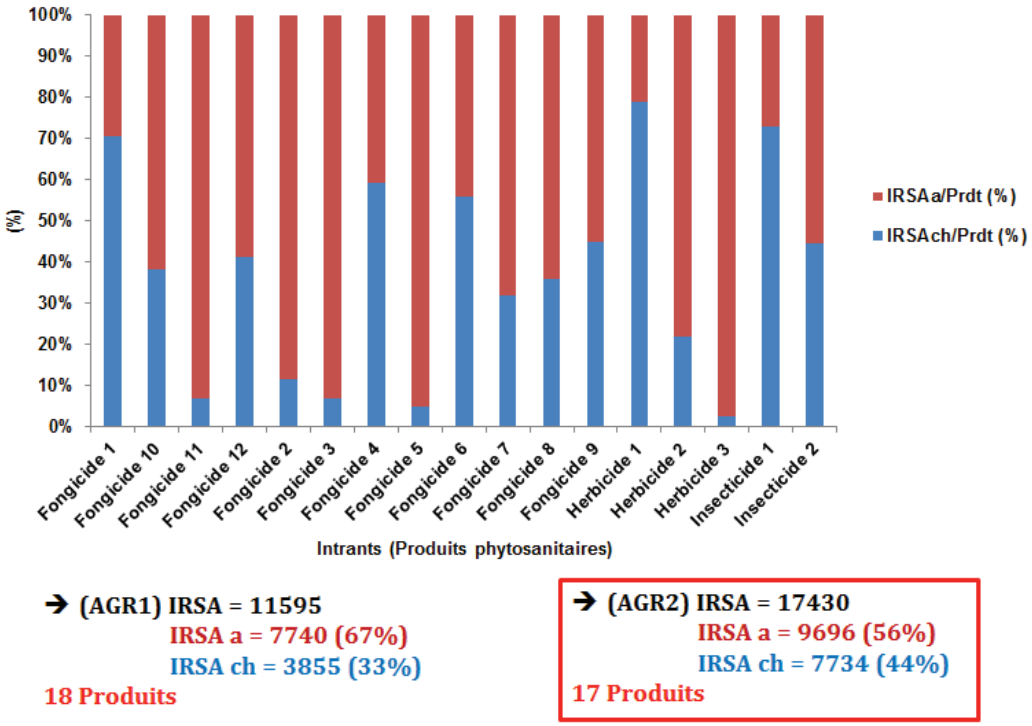


Figure 70. Part de toxicité aiguë et chronique des produits utilisés sur une parcelle de Carignan (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

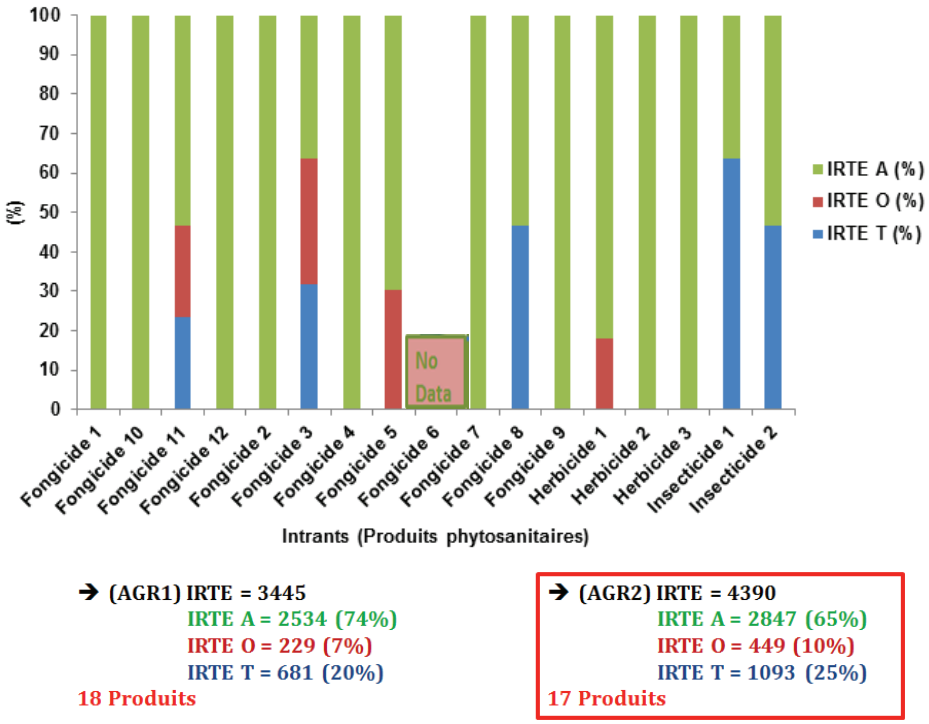


Figure 71. Part de toxicité des produits utilisés sur une parcelle de Carignan dans chaque compartiment de l'environnement (AGR 2, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Deuxième situation d'analyse : deux parcelles à pression phytosanitaire différente

Nous analysons deux itinéraires techniques ayant différentes pressions phytosanitaires (IFT) pour l'année 2009 : les ITK des agriculteurs AGR 1 et AGR 3, sur leurs parcelles de Merlot (Figures 72 et 73). Les résultats obtenus indiquent qu'il existe, pour certains produits, une faible corrélation entre l'IFT et l'IRSA (Coefficient de corrélation égale à 0,26). Pour la plupart des produits utilisés sur la parcelle, la corrélation est absente entre ces deux indicateurs (Figure 72). L'« Insecticide 3 » représente 19% de la valeur globale de l'IRSA sur la parcelle de Merlot en 2009 pour l'agriculteur 1 (AGR 1), avec seulement une contribution de 5% à la valeur globale de l'IFT. De même, la corrélation est absente entre l'IFT et l'IRTE, pour la majorité des produits utilisés dans cet ITK, ainsi le coefficient de corrélation est égal à 0,25, ce qui indique que ces deux indicateurs sont totalement indépendants (Figure 72), prenant comme exemple, l'« Insecticide 3 » qui représente 19% de l'IRTE global de la parcelle et 5% de l'IFT total.

Dans ces deux exemples, l'indicateur de pression est beaucoup plus faible que les indicateurs de toxicité, ce qui soulève un problème dans le choix des politiques publiques de diminuer uniquement la quantité des produits phytosanitaires utilisés. Cette différence de contribution dans la pression et dans la toxicité des produits reflète l'utilité d'avoir des indicateurs complémentaires à l'IFT pour mieux évaluer les impacts sur la santé applicateur et l'environnement de chaque produit utilisé sur la parcelle. En conclusion, la comparaison des indicateurs de toxicité (IRSA et IRTE) indique que les produits qui contribuent le plus à la valeur globale de l'IRSA, ne sont pas forcément les mêmes que ceux qui ont un poids important dans la valeur globale de l'IRTE, ce qui montre qu'il peut y avoir antinomie entre risque environnemental et risque sur la santé des agriculteurs.

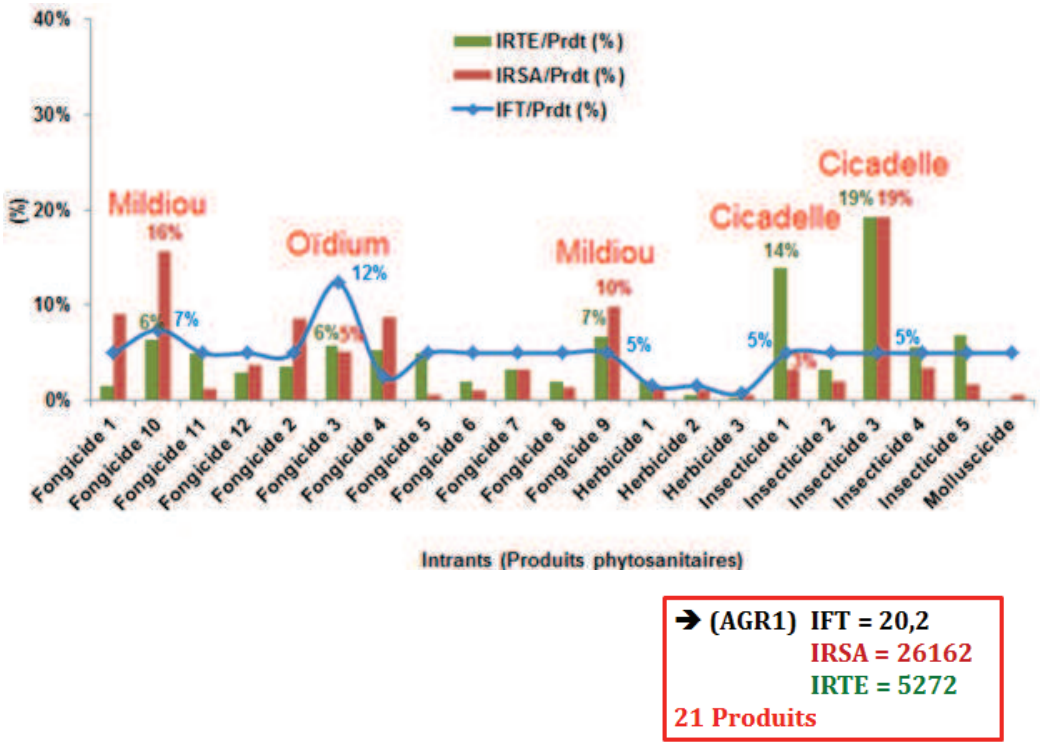


Figure 72. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Merlot (AGR 1, année agricole 2009)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Au niveau de l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 72 nous montre que les deux produits « Fongicide 9 et 10 », qui ont comme cible le mildiou (Annexe 15.3), représentent 26% de la valeur de l'IRSA globale et 12% de celle de l'IRTE globale. De même, les insecticides 1 et 3, qui ont comme cible la cicadelle (Annexe 15.3), contribuent à 22% de l'IRSA global et à 33% de l'IRTE global (Figure 72). Ainsi, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part de risque de toxicité des fongicides, comme dans le cas analysé précédemment, constitue plus de 65% de la valeur de l'IRSA global et 48% de celle de l'IRTE de la parcelle (Figure 72). Par contre, les insecticides utilisés dans cet ITK représentent seulement 29% de la valeur de l'IRSA global comme part de risque de toxicité au niveau santé applicateur. De plus, ils ont la même part de risque de toxicité que les fongicides au niveau environnemental, soit environ 50% de l'IRTE de la parcelle (Figure 72).

La comparaison des pratiques phytosanitaires de l'AGR 1 avec celles de l'AGR 3 (Figures 72 et 73), au niveau des ITK, souligne que les deux agriculteurs n'utilisent pas le même nombre de produits et qu'ils ont un IFT très différent (respectivement AGR 1 et AGR 3 : 20,2 et 8,9), bien qu'il s'agisse du même cépage (Merlot) et de la même année agricole (2009). Cependant, le risque sur la santé de l'applicateur est inférieur d'environ 60% chez l'agriculteur 3 (IRSA=10 472) par rapport à celui de l'agriculteur 1 (IRSA = 26 162) (Figure 73). De plus, la valeur de l'IRTE de l'agriculteur 3 est inférieure d'environ 58% (IRTE = 2 244) à celle de l'agriculteur 1 (IRTE = 5 272) (Figure 73). Ces premières constatations montrent que l'AGR 3 utilise à la fois moins de produits en terme de nombre, mais aussi qu'il traite sa parcelle avec des produits moins toxiques, au niveau de la santé humaine et de l'environnement, par rapport aux pratiques phytosanitaires de l'AGR 1. La figure 73 révèle que les fongicides 1, 3 et 4 contribuent à plus de 60% à la valeur globale de l'IRSA (10 472) et à presque 45% de l'IFT total de la parcelle. L'analyse des produits individuels (Figure 73) met en évidence que l'absence de corrélation entre les 3 indicateurs est toujours visible pour la majorité des produits utilisés, comme par exemple le « Fongicide 3 » représentant 36% de l'IRSA global et 11% de l'IFT global.

Les fongicides 1, 3 et 4 et l'insecticide 1 (Annexe 15.4) présentent des contributions très différentes entre le risque sur la santé de l'applicateur et le risque environnemental, soulignant comme dans le cas de l'agriculteur 1, une opposition entre le risque santé et le risque environnemental pour certains produits. Si l'agriculteur 3 était obligé de suivre et d'appliquer l'objectif du plan « Ecophyto 2018 » (réduire jusqu'à 50% l'usage des pesticides), il prendrait probablement la décision de supprimer les produits qui ont un poids important au niveau de l'IFT global de la parcelle, comme par exemple les deux fongicides 2 et 4 (Annexe 15.4), qui contribuent respectivement à 12% et à 22% dans l'IFT global (Figure 73). Par conséquent, pour diminuer l'IFT, l'AGR 3 va essayer d'éliminer les produits qu'il utilise de façon intensive, ce qui l'oblige à trouver une alternative sans tenir compte des risques de toxicité des produits utilisés.

Pour ce qui concerne l'analyse des pratiques phytosanitaires selon les cibles, la figure 73 nous montre que les deux produits « Fongicide 1 et 3 », qui ont comme cible le mildiou (Annexe 15.4), représentent 50% de la valeur de l'IRSA globale et 30% de celle de l'IRTE globale. Nous constatons aussi que le mildiou, l'oïdium et la cicadelle représentent les cibles les plus consommatrices de produits toxiques sur la santé humaine et sur l'environnement. Ces cibles sont considérées comme étant parmi les principaux ennemis pour la vigne et, de façon plus remarquable en 2009, pour les parcelles étudiées de l'agriculteur 1 et 3. De façon générale, au niveau de cet ITK, nous constatons que la part de risque de toxicité des fongicides constitue 86% de la valeur de l'IRSA globale et 80% de l'IRTE de la parcelle (Figure 73).

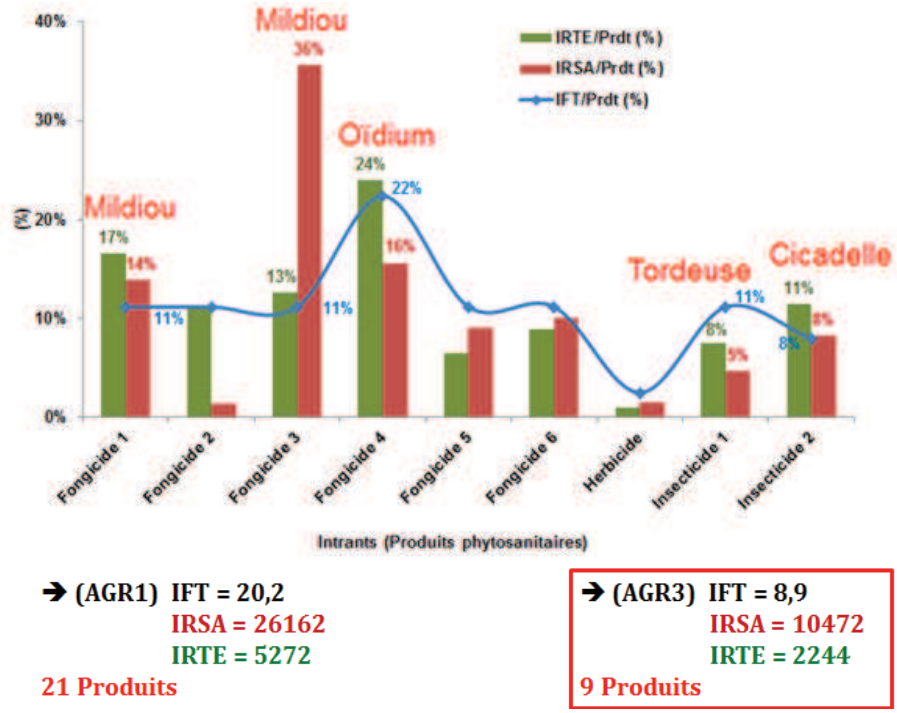


Figure 73. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de Merlot (AGR 3, année agricole 2009) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

La comparaison entre les deux agriculteurs, pour le même cépage (Merlot) et pour la même année agricole (2009), indique que l'AGR 3 suit une stratégie de choix de produit et un plan de gestion des pratiques phytosanitaires sur sa parcelle. En l'interpellant suite à des séances de restitution des résultats de diagnostic des pratiques phytosanitaires, l'agriculteur 3 affirme qu'il essaye souvent d'éviter l'utilisation des produits toxiques en disant : « j'évite la plupart du temps l'usage des produits T et T+ sauf en cas d'urgence, de menace ou de risque irrépressible où on ne peut pas contrôler la cible à traiter ».

De la même façon, nous avons étudié la part de l'IRSA aigu et chronique, ainsi que la part du risque de toxicité dans les différents compartiments de l'environnement, afin d'identifier le degré de toxicité pour chaque produit utilisé sur les deux parcelles étudiées.

Pour conclure, l'AGR 3, selon son ITK (Figure 73) est le plus respectueux de la santé humaine et de l'environnement, au niveau de ses pratiques phytosanitaires, et notamment dans le choix de ses produits. De ce fait, cet agriculteur peut être considéré comme un agriculteur type qui met en exergue des stratégies de gestion des pratiques phytosanitaires à travers ses choix de produits moins toxiques, ainsi que par sa façon d'intervenir pour lutter contre les maladies, en tenant compte de l'impact des produits phytosanitaires sur la santé humaine (de l'applicateur) et sur l'environnement.

Dans la même démarche d'évaluation de l'usage des pesticides, nous avons effectué une analyse globale des pratiques phytosanitaires et de quelques ITK en grandes cultures (blé dur d'hiver, maïs semences, tournesol semences, colza) et en maraîchage (melon, pomme de terre, salades sous serre) (détails des résultats en annexe 16). Cette analyse montre qu'il existe une corrélation globale entre les indicateurs de pression et de risque, alors qu'à l'échelle des ITK (par produit) cette corrélation est quasi-absente dans la plupart des cas. En outre, cette analyse montre une variabilité du risque et de la pression phytosanitaire non seulement entre les agriculteurs, mais aussi entre les cultures (Annexe 16). Cette variabilité s'explique principalement par l'exigence des cultures en terme de traitements phytosanitaires et en fonction des cibles à traiter (adventices, maladies fongiques, insectes, etc.).

7.3. Synthèse de l'analyse des pratiques phytosanitaires des différentes cultures étudiées

Pour finaliser l'analyse des pratiques phytosanitaires, nous présentons, dans cette partie, l'échelle de variation des pratiques phytosanitaires des cultures étudiées sur le bassin versant de l'étang de l'Or à l'aide des indicateurs environnementaux et économiques. Nous synthétisons, dans cette partie, les trois niveaux d'évaluation d'impacts liés aux produits phytosanitaires utilisés par les agriculteurs enquêtés sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Cette analyse récapitule, pour chaque culture :

- les risques globaux liés à l'usage des pesticides au niveau des parcelles ;
- les impacts détaillés liés aux pesticides sur la santé de l'applicateur (chronique et aiguë) et sur les milieux naturels (eau, air et sol) à l'aide des sous indicateurs ;
- la part de pression phytosanitaire et du risque de toxicité pour chaque catégorie de pesticides appliqués par les agriculteurs au niveau des parcelles.

Au-delà de l'analyse des aspects environnementaux, nous présentons aussi, dans cette partie récapitulative, l'évaluation des éléments économiques des pratiques phytosanitaires au niveau des systèmes de production (coût de production, coût des produits phytosanitaires, coût d'externalité : coût phyto par unité d'IFT, coût phyto par unité d'IRSA et d'IRTE, part du coût des pesticides dans le coût global de production).

7.3.1. Analyse globale des pratiques phytosanitaires des cultures étudiées

Le tableau 24 et la figure 74 illustrent l'échelle de variation des valeurs moyennes des indicateurs de risque de toxicité et de l'indicateur de pression phytosanitaire, ainsi que le nombre de passages par année culturale ou de traitements moyen par saison agricole pour chaque culture étudiée au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. La culture des pommes est la plus consommatrice en pesticides avec un IFT moyen de 31,8 (Tableau 24, Figure 74) et un nombre de passages moyen par an de 35 (Tableau 24). La culture de la vigne consomme la moitié de ce que les vergers de pommiers exigent en terme de traitements. En effet, l'IFT moyen par ha des ITK de vigne étudiés présente une valeur de 14,0 et 18 passages en moyenne par an (Tableau 24). De même, les risques de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement liés à l'usage des pesticides au niveau des parcelles de vigne étudiées représentent presque la moitié des risques de toxicité au niveau des vergers de pommes avec un IRSA moyen par ha de vigne d'environ 15 400 et un IRTE moyen par ha de 3 767 (Tableau 24, Figure 74).

Faute de représentativité de la diversité des pratiques phytosanitaires pour l'échantillon du maraîchage et de colza en grandes cultures sur le bassin versant de l'étang de l'Or, les résultats présentés dans le tableau 24 et la figure 74 ne peuvent pas être généralisés. En revanche, ces résultats permettent d'avoir une idée sur la variation des pratiques phytosanitaires entre les cultures. Les cultures maraîchères (melon, salades sous serre, pomme de terre) sont placées en deuxième position après les cultures arboricoles et viticoles en termes de pression phytosanitaire, de risque de toxicité lié aux pesticides et du nombre de passages moyen par an. En revanche, les grandes cultures (oléagineuses et céréalières) viennent en troisième position avec une moyenne qui ne dépasse pas les 5 traitements par ha et par année agricole (Tableau 24). En effet, les grandes cultures sont les moins consommatrices en pesticides et en traitements phytosanitaires par rapport aux autres cultures étudiées sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Le blé dur d'hiver, destiné à la production des semences, possède les valeurs moyennes d'IFT/ha et d'IRTE/ha les plus faibles par rapport à celles des autres cultures étudiées, elles sont respectivement de 2,6 et de 662 (Tableau 24, Figure 74).

Tableau 24. Tableau récapitulatif des indicateurs agri-environnementaux des pratiques phytosanitaires déterminés pour les cultures étudiées sur le bassin de l'étang de l'Or
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Types de cultures	Cultures	IFT Moy./ha	IRSA Moy./ha	IRTE Moy./ha	Nombre de passages Moy. par an
Arboriculture	**Pommier**	31,8	28 020	5 556	35
Viticulture	**Vigne-raisins de cuve**	14,0	15 355	3 767	18
Maraîchages	**Melon***	12,2	9 298	2 007	15
	Salades sous serre*	10,7	7 940	2 225	12
	Pomme de terre*	8,6	9 027	2 735	8
Grandes cultures	**Tournesol semences**	3,7	4 589	849	5
	Colza*	3,3	840	490	4
	Maïs semences	3,2	4 225	885	5
	Blé dur d'hiver	2,7	3 186	763	4
	Blé dur d'hiver semences	2,6	2 962	662	4

*Les valeurs des indicateurs sont calculées pour une seule exploitation agricole enquêtée

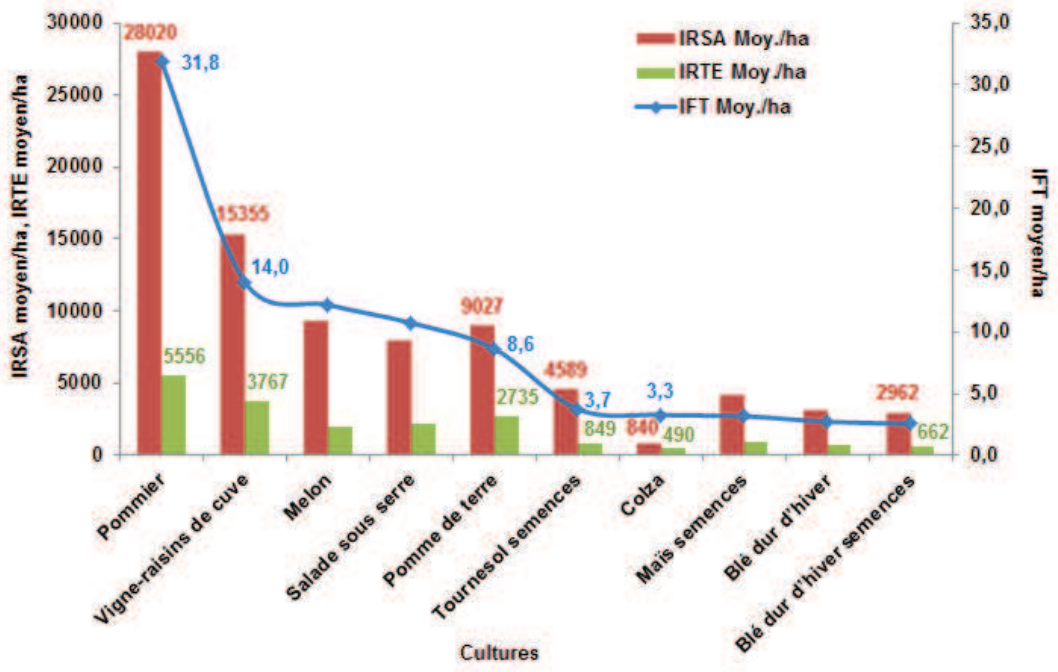


Figure 74. Echelle de variation des indicateurs de pression (IFT) et de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) et sur la santé applicateur (IRSA) lié aux pratiques phytosanitaires des cultures étudiées sur le bassin versant de l'étang de l'Or
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

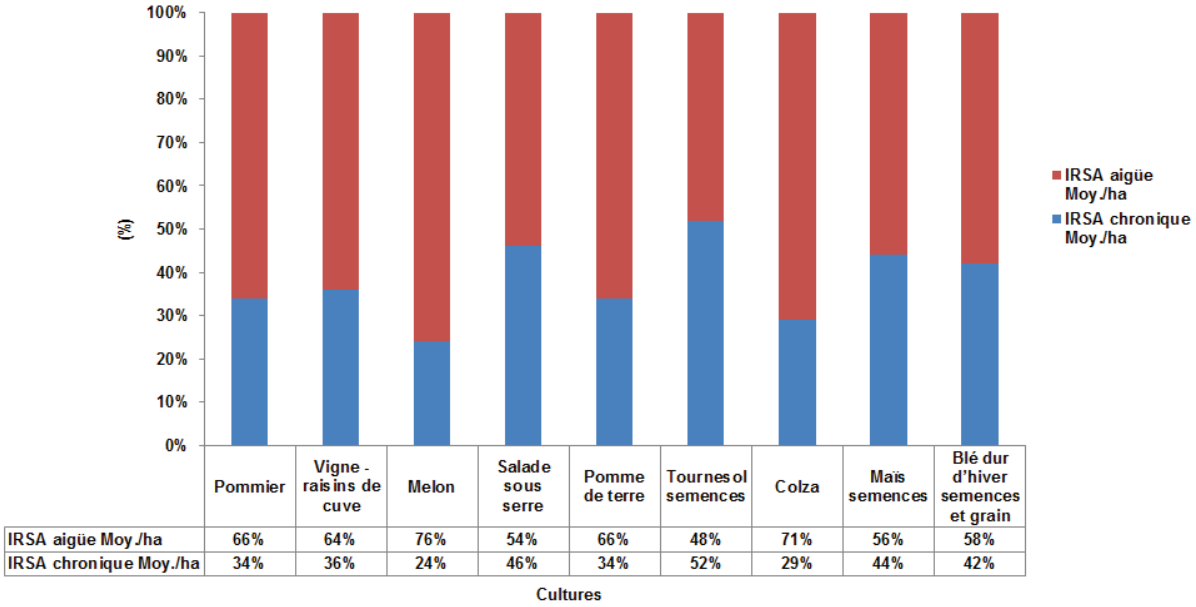
En nous basant sur cette échelle de variation du risque de toxicité et de pression phytosanitaire, nous pouvons déduire que les cultures les plus impactantes à l'hectare sont l'arboriculture (pomme) et la viticulture. Certes, ce raisonnement est fiable tant que nous étudions le risque de toxicité des pratiques phytosanitaires pondéré par hectare au niveau parcellaire et de l'exploitation. Cependant, l'analyse des pratiques phytosanitaires à l'échelle régionale, et en tenant compte de la superficie de chaque culture sur le bassin versant, peut aboutir à une inversion de situation entre les grandes cultures et les productions pérennes en terme de risque de toxicité. En effet, si la superficie des grandes cultures est plus importante que celle des productions pérennes au niveau d'un bassin versant, le risque de toxicité cumulé des parcelles de grandes cultures devient supérieur à celui des cultures arboricoles. Dans notre cas, à l'échelle du bassin versant de l'étang de l'Or, la superficie des vignes et des vergers (33% de la SAU totale du bassin) est supérieure à celle des grandes cultures (25% de la SAU totale du bassin). De ce fait, le risque de toxicité et la pression ne varient pas seulement en fonction des cultures et des pratiques phytosanitaires des agriculteurs, mais cette variation dépend aussi de la superficie occupée par les cultures à l'échelle du bassin versant.

Les valeurs des indicateurs calculés pour les 4 cultures (Tableau 24, Figure 74) : colza, pomme de terre, melon et salades sous serre représentent les résultats d'une seule parcelle enquêtée par culture. La faible superficie de ces cultures au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, en particulier pour le colza (84 ha ; RGA 2010) et la pomme de terre (52 ha SAU pommes de terre et tubercules ; RGA 2010) permet de considérer que les exploitations agricoles enquêtées, concernées par ces 4 cultures, ne sont pas assez représentatives. En conséquence, les résultats globaux présentés dans ce paragraphe doivent être confirmés avec un échantillonnage plus grand.

7.3.2. Analyse détaillée des impacts des pratiques phytosanitaires sur les compartiments de l'environnement et sur la santé de l'applicateur

Pour poursuivre l'analyse synthétique détaillée des pratiques phytosanitaires au niveau des parcelles enquêtées, nous avons désagrégé les deux indicateurs de risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE) en sous indicateurs. En effet, la figure 75 montre la part moyenne de la toxicité chronique et de la toxicité aiguë, exprimée en pourcentage, dans la valeur globale du risque de toxicité sur la santé applicateur. La figure 74 nous montre la part moyenne de toxicité terrestre (risque de toxicité sur les organismes vivants dans le sol et pour les abeilles), aérienne (risque de toxicité sur les oiseaux) et aquatique (risque de toxicité sur les organismes vivants dans les milieux aquatiques) dans la valeur globale du risque de toxicité sur l'environnement exprimée en pourcentage. Cette analyse détaillée est établie à l'aide des sous indicateurs de risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA Ch, IRSA A) et sur les différents compartiments de l'environnement (IRTE T, IRTE O, IRTE A). L'objectif majeur de l'élaboration de ces sous indicateurs est la création d'éléments plus détaillés d'analyse des pratiques phytosanitaires qui fournissent des informations essentielles sur les impacts des pesticides sur la santé publique et les milieux naturels. Cet objectif permet d'établir des outils d'aide à la décision pour la gestion intégrée des risques de toxicité liés aux pesticides (Le Grusse *et al.* 2014).

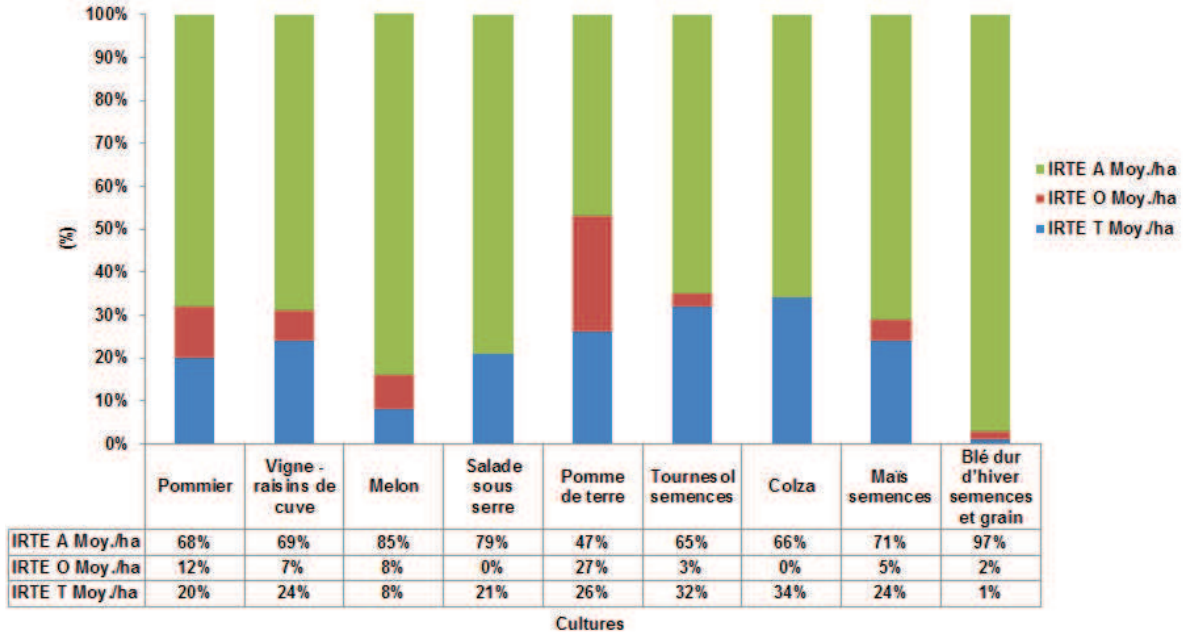
D'après la figure 75, nous remarquons que la part du risque de toxicité aiguë domine pour toutes les cultures étudiées à l'exception du tournesol semences. En effet, nous constatons que la part du risque de toxicité chronique des pesticides utilisés sur les parcelles de tournesol enquêtées domine légèrement avec une part moyenne de 52% par rapport à la valeur globale de l'IRSA (Figure 75). La part de toxicité aiguë la plus élevée est observée pour la culture des melons (76% de l'IRSA global), ce qui indique que la majorité des pesticides utilisés sur la parcelle étudiée ont une part de toxicité aiguë supérieure à 70%.



	Pommier	Vigne - raisins de cuve	Melon	Salade sous serre	Pomme de terre	Tournesol semences	Colza	Maïs semences	Blé dur d'hiver semences et grain
IRSA aigüe Moy./ha	66%	64%	76%	54%	66%	48%	71%	56%	58%
IRSA chronique Moy./ha	34%	36%	24%	46%	34%	52%	29%	44%	42%

Figure 75. Part de toxicité aiguë et chronique des pratiques phytosanitaires pour les cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

En ce qui concerne la part du risque de toxicité sur les différents compartiments de l'environnement (sol, air et eau), la figure 76 nous montre que celle du risque de toxicité aquatique domine pour toutes les cultures étudiées. Cette dominance explique les impacts directs de la pollution diffuse liée aux pesticides sur les milieux aquatiques (les cours d'eau, les étangs, les lagunes, les nappes phréatiques et sous terraines, etc.), mais les effets néfastes des produits phytosanitaires sur les abeilles (Chiron *et al.* 2009) et les organismes du sol indiquent aussi les impacts de la pollution diffuse sur le milieu terrestre.



	Pommier	Vigne - raisins de cuve	Melon	Salade sous serre	Pomme de terre	Tournesol semences	Colza	Maïs semences	Blé dur d'hiver semences et grain
IRTE A Moy./ha	68%	69%	85%	79%	47%	65%	66%	71%	97%
IRTE O Moy./ha	12%	7%	8%	0%	27%	3%	0%	5%	2%
IRTE T Moy./ha	20%	24%	8%	21%	26%	32%	34%	24%	1%

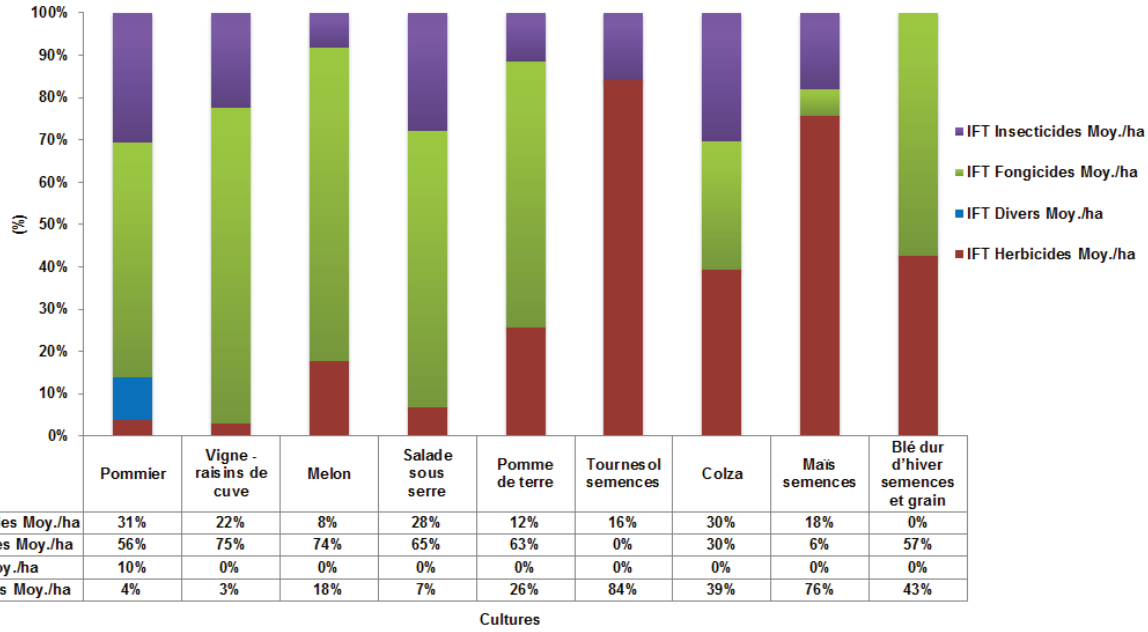
Figure 76. Part de toxicité des pratiques phytosanitaires dans chaque compartiment de l'environnement pour les cultures étudiées
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

En outre, la part la plus élevée de l'IRTE T est observée pour les cultures oléagineuses : tournesol et colza, avec une part de toxicité terrestre respectivement de 32% et 34% de l'IRTE global (Figure 76). Par ailleurs, nous constatons que la part moyenne du risque de toxicité sur le milieu aérien (IRTE Oiseaux) est très faible pour la plupart des cultures. Celle du risque de toxicité aquatique la plus élevée est relevée pour la culture de blé dur d'hiver qui atteint 97% de l'IRTE global (Figure 76).

Pour conclure, au niveau du risque de toxicité sur la santé applicateur, la majorité des produits phytosanitaires utilisés au niveau des parcelles enquêtées ont une part de toxicité aiguë supérieure à 50%, à l'exception des produits utilisés sur les parcelles de tournesol (Figure 75). Au niveau du risque de toxicité sur l'environnement, la plupart des pesticides appliqués sur les cultures étudiées, sauf pour la pomme de terre, ont une part du risque de toxicité aquatique supérieure à 60%, pouvant atteindre les 100% pour certains produits (Figure 76). L'analyse selon la part de toxicité des produits appliqués pour chaque culture permet d'envisager des outils d'aide à la décision pour une gestion intégrée des pesticides et de prévoir des stratégies de choix des produits en tenant compte de la vulnérabilité des milieux naturels au niveau du bassin versant. Cette analyse en fonction des sous indicateurs de santé et d'environnement peut aussi permettre d'identifier l'origine des problèmes de santé (chronique ou aiguë) liés aux pratiques phytosanitaires, détectés auprès des utilisateurs des pesticides et de leur voisinage, ainsi que la question de la pollution diffuse liée aux produits phytosanitaires sur les milieux naturels, en particulier les ressources en eaux.

7.3.3. Analyse des pratiques phytosanitaires en fonction des catégories de pesticides dans la pression phytosanitaire et dans le risque de toxicité

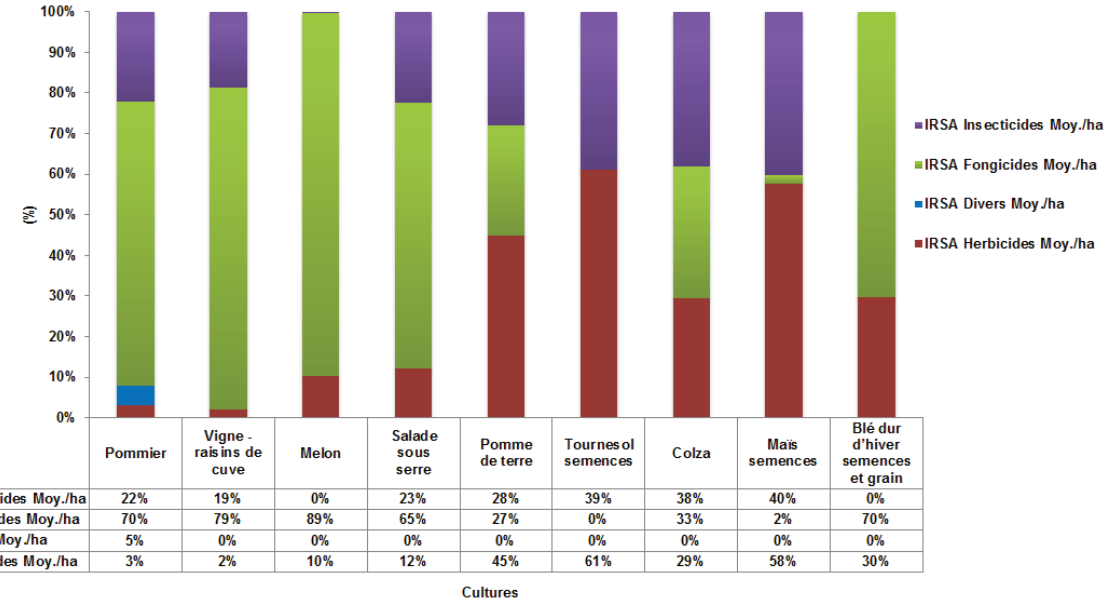
Pour enchaîner avec le troisième point d'analyse des pratiques phytosanitaires en fonction des catégories de pesticides et selon les cultures étudiées, les figures 77, 78 et 79 nous présentent, en moyenne par ha, la part de chaque catégorie dans la pression phytosanitaire et le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. Au niveau de l'analyse de la part de chaque catégorie de pesticides dans la pression phytosanitaire, nous constatons que celle d'IFT herbicides la plus élevée est relevée pour la culture de tournesol avec une valeur de presque 85% de l'IFT global/ha de cette culture. Par contre, la part d'IFT herbicides la plus faible est celle de l'arboriculture (pommes et vigne) avec une part qui ne dépasse pas en moyenne les 4% de l'IFT global/ha (Figure 77). Les fongicides présentent une part de fréquence de traitement supérieure à 50% de l'IFT global pour toutes les cultures étudiées, à l'exception des cultures de tournesol, de colza et de maïs semences, dont la part des fongicides dans l'IFT/ha est respectivement de 0% (absence de traitement fongique pour les parcelles de tournesol enquêtées), 30% et 6% (Figure 77). La part de la pression phytosanitaire des fongicides atteint un pourcentage de 75% de l'IFT global pour la vigne et le melon (Figure 77), ce qui indique la fragilité de ces deux cultures face aux maladies fongiques et au développement des champignons. Pour ce qui concerne la part de la fréquence de traitement des insecticides dans l'IFT global, nous remarquons que les pommes, les vignes, le colza et les salades sous serre sont les cultures les plus exigeantes en terme de lutte contre les insectes. En effet, la part d'IFT insecticides moyen /ha de ces quatre cultures se situe entre 22% et 31% de l'IFT global (Figure 77).



	Pommier	Vigne - raisins de cuve	Melon	Salade sous serre	Pomme de terre	Tournesol semences	Colza	Maïs semences	Blé dur d'hiver semences et grain
IFT Insecticides Moy./ha	31%	22%	8%	28%	12%	16%	30%	18%	0%
IFT Fongicides Moy./ha	56%	75%	74%	65%	63%	0%	30%	6%	57%
IFT Divers Moy./ha	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
IFT Herbicides Moy./ha	4%	3%	18%	7%	26%	84%	39%	76%	43%

Figure 77. Part de la pression phytosanitaire (IFT) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

La figure 78 nous montre que les fongicides appliqués sur les parcelles enquêtées possèdent une part de risque de toxicité sur la santé applicateur supérieure à 65% de l'IRSA global pour la plupart des cultures étudiées, à l'exception des cultures de pommes de terre, de tournesol, de colza et de maïs semences. Nous constatons que les fongicides utilisés sur la parcelle de melon ont la part de toxicité sur la santé applicateur la plus élevée par rapport aux autres cultures, elle représente presque 90% de l'IRSA global (Figure 78). Les fongicides appliqués sur les parcelles de vigne, de pommes et de blé dur d'hiver, ont une part de risque de toxicité sur la santé applicateur supérieure à 70% de l'IRSA global. Ces constatations permettent de déduire que les maladies fongiques sont les premiers ennemis des cultures arboricoles et viticoles, des cultures maraîchères (melons et salades sous serre) et du blé dur d'hiver, ce qui nécessite le recours aux fongicides pour lutter contre le développement des champignons. En effet, leur utilisation excessive favorise l'augmentation du risque de toxicité sur la santé applicateur. Par ailleurs, la part des herbicides dans l'IRSA global est élevée pour les grandes cultures, en particulier sur les parcelles de tournesol, de maïs semences et de pommes de terre, dont les parts de risque de toxicité sur la santé applicateur sont respectivement de 61%, 58% et 45% de l'IRSA global (Figure 78). Cela indique que le désherbage chimique pour ces cultures est fréquemment appliqué pour l'obtention d'une production satisfaisante en termes quantitatif et qualitatif. Au niveau des parcelles de pommes et de vigne enquêtées, la part du risque de toxicité sur la santé applicateur des herbicides ne dépasse pas les 3% de l'IRSA global (Figure 78). En effet, les cultures arboricoles n'exigent pas souvent une intervention de désherbage chimique. Pour ce qui concerne la part de toxicité des insecticides dans la valeur globale de l'IRSA, la figure 76 nous montre que les cultures de tournesol, de colza et de maïs semences ont une part d'environ 40%. De ce fait, les insecticides appliqués sur ces cultures sont caractérisés par un risque de toxicité élevé sur la santé applicateur.

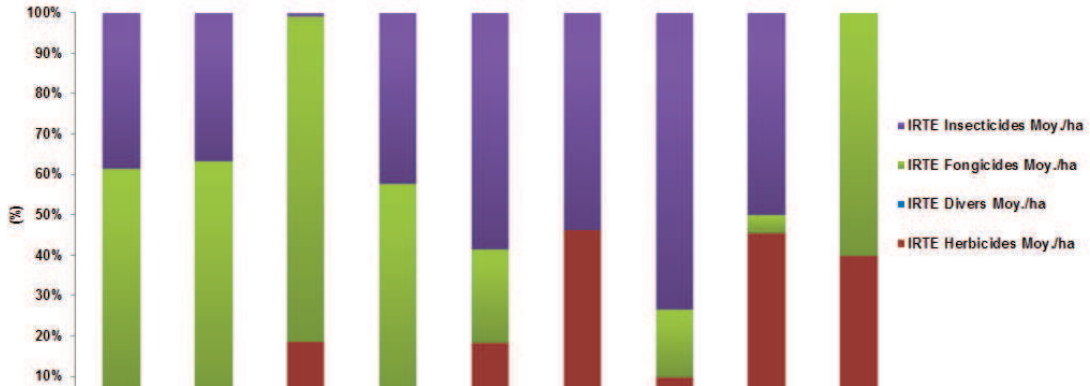


	Pommier	Vigne - raisins de cuve	Melon	Salade sous serre	Pomme de terre	Tournesol semences	Colza	Maïs semences	Blé dur d'hiver semences et grain
IRSA Insecticides Moy./ha	22%	19%	0%	23%	28%	39%	38%	40%	0%
IRSA Fongicides Moy./ha	70%	79%	89%	65%	27%	0%	33%	2%	70%
IRSA Divers Moy./ha	5%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
IRSA Herbicides Moy./ha	3%	2%	10%	12%	45%	61%	29%	58%	30%

Cultures

Figure 78. Part de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Par ailleurs, la part du risque de toxicité sur l'environnement des insecticides est supérieure à 35% de l'IRTE global pour la plupart des cultures, sauf pour la culture de melon et blé dur d'hiver (Figure 79). Pour le melon, la part de toxicité sur l'environnement des insecticides est de 1% de l'IRTE global, alors que, pour les parcelles de blé dur d'hiver enquêtées, elle est nulle. Ces résultats peuvent être dus à l'absence d'attaques d'insectes sur ces exploitations agricoles. Nous remarquons, d'après la figure 79, que la part de l'IRTE des fongicides est supérieure à 55% de l'IRTE global pour les cultures de pomme, de vigne, de melon, de salade sous serre et de blé dur d'hiver.



	Pommier	Vigne- raisins de cuve	Melon	Salade sous serre	Pomme de terre	Tournesol semences	Colza	Maïs semences	Blé dur d'hiver semences et grain
IRTE Insecticides Moy./ha	39%	37%	1%	42%	59%	54%	74%	50%	0%
IRTE Fongicides Moy./ha	55%	62%	81%	55%	23%	0%	17%	5%	60%
IRTE Divers Moy./ha	4%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
IRTE Herbicides Moy./ha	2%	2%	19%	3%	18%	46%	10%	45%	40%

Cultures

Figure 79. Part de toxicité sur l'environnement (IRTE) de chaque catégorie de pesticides utilisés dans les pratiques phytosanitaires des cultures étudiées
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

L'usage excessif des fongicides sur ces cultures augmente la part du risque de toxicité sur l'environnement de cette catégorie de pesticides. La part de toxicité la plus élevée est observée pour la culture du melon avec une part de 81% de l'IRTE global (Figure 79). Bien que la part de la pression phytosanitaire des herbicides au niveau des parcelles de grandes cultures soit élevée et varie de 39% à 84% de l'IFT global (Figure 77), la part du risque de toxicité des herbicides sur l'environnement varie de 10% à 46% de l'IRTE global (Figure 79). Par conséquent, nous pouvons en déduire qu'il y a absence de corrélation entre pression phytosanitaire et risque de toxicité sur l'environnement.

Pour conclure, cette partie de l'analyse des pratiques phytosanitaires, en fonction de la part de chaque catégorie de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides) dans la pression phytosanitaire et dans le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement, souligne l'intérêt de la gestion intégrée des pesticides en fonction de leur catégorie. En effet, cette analyse nous permet d'élaborer des outils d'aide à la décision pour améliorer les pratiques phytosanitaires. Ces outils ont comme objectif la gestion de la pression phytosanitaire, ainsi que le risque de toxicité, selon l'exigence des cultures en fonction des catégories de pesticides et de leur proximité avec les milieux naturels, notamment les ressources en eau.

7.3.4. Analyse récapitulative des éléments économiques des pratiques phytosanitaires des cultures étudiées

L'analyse de la partie économique des pratiques phytosanitaires nous montre que les parcelles les plus consommatrices en pesticides sont les vergers de pommiers, avec une valeur du coût des produits phytosanitaires moyen/ha d'environ 1 180 € (Tableau 25). Le coût des produits phytosanitaires moyen/ha des parcelles viticoles enquêtées représente presque la moitié du coût des pesticides de la culture des pommes (569 €). Pour cette dernière, le coût des pesticides utilisés représente 7% du coût de production/ha (Tableau 25). D'après le tableau 25, le coût des produits phytosanitaires moyen/ha le plus faible est observé pour la culture du blé dur d'hiver avec une valeur de 126 €, ce qui représente 14% du coût de production/ha. La part des produits phytosanitaires dans le coût de production total/ha des cultures étudiées varie de 2% pour la culture des salades sous serre jusqu'à 33% pour le colza (Tableau 25). Nous remarquons aussi que la part du coût des pesticides pour les cultures maraîchères, le pommier et le maïs semences constitue la part la plus faible par rapport aux autres cultures, elle ne dépasse pas les 9% du coût de production/ha (Tableau 25). En revanche, les grandes cultures (à l'exception du maïs semences) et la viticulture (cépages rouges) sont caractérisées par une part du coût des produits phytosanitaires élevée qui varie de 14% pour le blé dur d'hiver jusqu'à environ 33% du coût de production/ha pour le tournesol et le colza (Tableau 25).

Au niveau du coût global de production, nous constatons, d'après le tableau 25, que la culture des pommiers représente le coût de production le plus élevé de la culture arboricole, avec une valeur moyenne/ha de 16 734 €. Pour les grandes cultures, le coût de production le plus élevé est observé pour la culture de maïs semences, avec une valeur moyenne/ha de 1 840 €. A l'opposé, pour la culture maraîchère, les salades sous serre sont caractérisées par le coût de production par hectare le plus élevé, à savoir 35 864 € (Tableau 25).

Ces valeurs élevées du coût de production pour ces trois cultures (pomme, maïs semences et salade sous serre) révèlent leurs besoins excessifs en éléments de production tels que la main d'œuvre, les traitements phytosanitaires (coût des pesticides), la fertilisation, l'eau d'irrigation, le carburant, etc. L'analyse du coût des pratiques phytosanitaires et du coût total de production permet de déterminer la variabilité économique des systèmes de production des cultures étudiées et la part des pesticides dans le coût de production.

Tableau 25. Tableau récapitulatif des indicateurs économiques par ha des cultures étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon pour un rendement moyen max, annexes 11, 12 et 13)

Cultures	Coût de production moyen €/ha	Coût des pesticides moyen calculé €/ha	Part des phytosanitaires dans le coût de production/ha (%)
Pommier	**16 734**	**1 176**	**7%**
Vigne tous cépages	-	569	**-**
Vigne: Cépages rouges	3 438	595	**17%**
Vigne bio: Cépages rouges	3 545	250	**7%**
Blé dur d'hiver semences & grains	891	126	**14%**
Maïs semences	1 840	163	**9%**
Tournesol	1 173	378	**32%**
Colza*	1 275	417	**33%**
Melon*	10 997	513	**5%**
Pomme de terre*	10 809	696	**6%**
Salades (laitue sous serre)*	**35 864**	731	**2%**

***Les valeurs des indicateurs sont calculées pour une seule exploitation agricole enquêtée

L'analyse du coût phytosanitaire moyen/ha par unité d'IFT montre une variabilité dont la valeur la plus élevée est observée pour la culture du colza (Figure 80), avec 109 €/ha pour une unité d'IFT. Par conséquent, nous pouvons en déduire que la fréquence élevée de traitement phytosanitaire du colza est coûteuse par rapport aux autres cultures. Ce résultat correspond à la seule exploitation de colza enquêtée dans ce travail et reste à confirmer en augmentant l'échantillon des parcelles de cette culture. Les cépages rouges des parcelles de vigne biologique enquêtées représentent un coût de produits phytosanitaires par unité d'IFT/ha le plus faible, avec une valeur de 29 € (Figure 80). Ce coût faible par unité d'IFT est dû à la fréquence de traitement (IFT moyen/ha = 8,9) et au coût des pesticides réduit (250 €/ha).

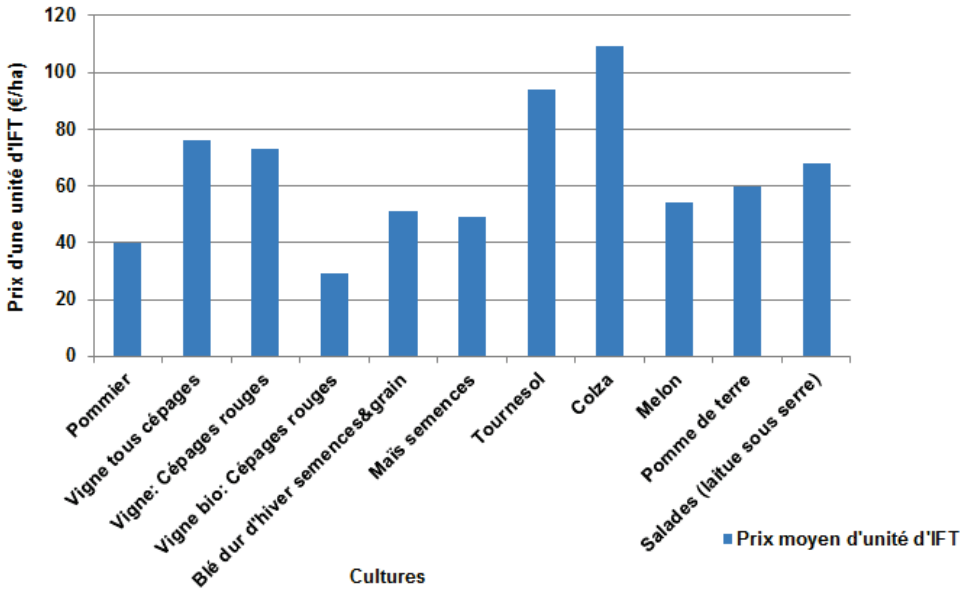
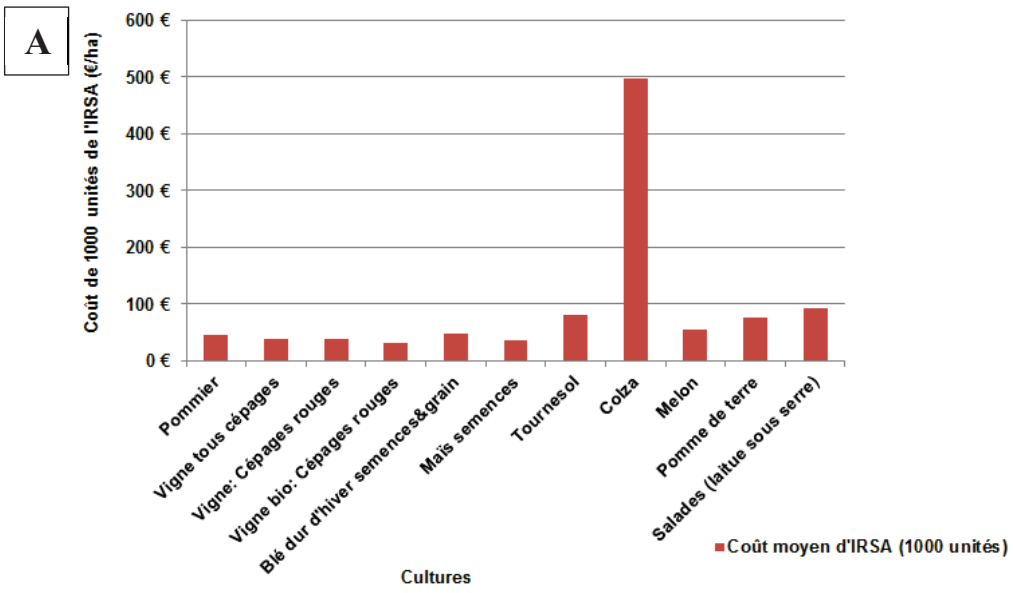


Figure 80. Coût d'une unité d'IFT/ha pour chaque culture
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon, annexes 11, 12 et 13)

La figure 81 présente les coûts d'externalité en fonction de l'IRSA et de l'IRTE qui correspondent au rapport entre le coût des pesticides/ha et les indicateurs du risque de toxicité par ha (par 1 000 unités). Le coût phytosanitaire moyen de 1 000 unités d'IRSA/ha des cultures étudiées varie de 32 € pour la viticulture biologique (pour les cépages rouges) jusqu'à 92 € pour la salade sous serre, à l'exception du colza qui atteint un coût phyto des 1 000 unités d'IRSA/ha de presque 450 € (Figure 81). En outre, le coût phytosanitaire moyen de 1 000 unités de l'IRTE/ha varie de 79 € pour la viticulture biologique (pour les cépages rouges) jusqu'à 561 € pour la culture du tournesol, à l'exception du colza qui atteint un coût phyto de 1 000 unités d'IRTE/ha de 850 € (Figure 81). Cette variation du coût d'externalité est liée aux caractéristiques des pratiques phytosanitaires de chaque culture.



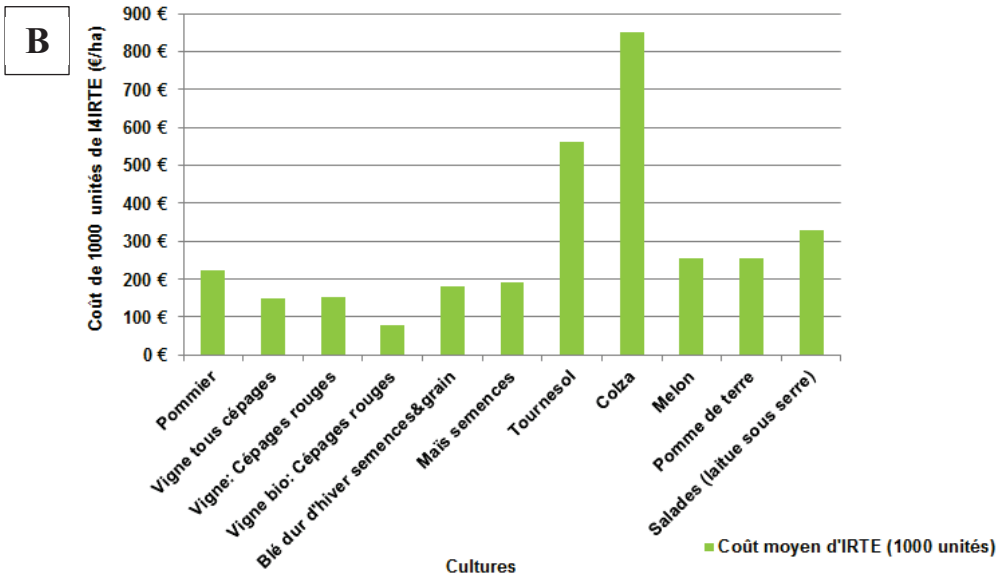


Figure 81. Coût d'externalité en fonction de 1 000 unités de l'IRSA (A) et de l'IRTE (B) par ha pour chaque culture (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et fiches technico-économiques de la région Languedoc Roussillon, annexes 11, 12 et 13)

Au final, cette partie récapitulative de l'analyse des pratiques phytosanitaires met en évidence une variabilité de la fréquence de traitement et du risque de toxicité sur la santé applicateur (chronique et aiguë) et sur l'environnement (eau, air et sol) entre les cultures étudiées (arboriculture, grandes cultures, maraîchages). En conséquence, cette variabilité des pratiques phytosanitaires explique bien l'écart au niveau du coût des traitements phytosanitaires et leur part dans le coût total de production.

Conclusion du chapitre 7

L'intérêt de ce chapitre consiste à montrer l'utilité des indicateurs de risque (IRSA, IRTE,…) et de pression (IFT), comme outil d'aide à la décision pour l'évaluation et la gestion des pratiques phytosanitaires au niveau des exploitations agricoles. Cette étude d'évaluation des pratiques phytosanitaires de certains ITK de traitement au niveau des exploitations enquêtées à l'aide des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE,…) permet de construire et de mettre en place des dispositifs pour réduire le risque de toxicité associé à l'usage des pesticides. Nous avons décidé alors de choisir comme alternative, à partir de cette étude, d'agir sur la stratégie du choix des pesticides par les agriculteurs (Talpaz and Borosh 1974 ; Hanemann *et al.* 1984).

En effet, la méthode d'analyse des pratiques phytosanitaires que nous avons adoptée dans ce travail permet de définir de nouveaux leviers de gestion dans le choix des produits phytosanitaires en fonction des impacts sur la santé humaine (applicateur) et sur la biodiversité. Elle permet également de quantifier les corrélations entre le risque de toxicité sur l'environnement et sur la santé humaine (applicateur), ainsi qu'entre les risques et la pression phytosanitaires, afin de trouver des compromis en termes de stratégies de protection des cultures.

Par ailleurs, l'analyse de variabilité entre les valeurs d'IFT et celles des indicateurs de risque de toxicité (IRSA et IRTE) a permis de montrer également des cas de corrélation et d'absence de corrélation entre ces indicateurs montrant l'utilité d'établir des indicateurs de risque de toxicité pour une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires. L'intérêt de l'analyse de la variabilité des indicateurs à différentes échelles nous a permis de montrer qu'au niveau :

- **Territorial**, bien qu'il existe une corrélation globale entre les 3 indicateurs, ceux du risque de toxicité déterminés à ce niveau sont considérés comme un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires du territoire, afin de localiser les zones les plus impactées sur les plans environnemental et en terme de santé humaine selon le système de production et l'occupation du sol.
- **Exploitation**, il existe aussi une corrélation globale entre les indicateurs qui reflètent la stratégie des pratiques phytosanitaires de l'agriculteur, ainsi que la variabilité interannuelle et entre les exploitations.
- **Parcellaire**, à l'échelle des ITKs (produits), les corrélations et les antinomies entre les indicateurs s'interprètent par produit. L'utilité de cette analyse de variabilité des indicateurs par produit est de connaître les caractéristiques du système de production, en terme de contribution de chaque catégorie de pesticides et de chaque cible dans la pression phytosanitaire et le risque de toxicité sur la santé applicateur et l'environnement.

Au regard de la gestion, ces analyses comparées doivent permettre de construire des raisonnements localisés en terme de stratégie de choix des produits, de leur alternance et des recommandations sur des délais de retour dans les pratiques phytosanitaires. Face à l'exigence croissante des différents acteurs et leur besoin exprimé d'outils d'aide à la décision pour améliorer la gestion de la pollution diffuse et réduire les risques de toxicité liés aux pesticides, nous découvrons, dans le chapitre suivant, les résultats d'intégration des indicateurs agri-environnementaux (de risque et de pression) dans un modèle technico-économique d'optimisation des systèmes de production et d'usage des pesticides.

CHAPITRE 8. DE L'EVALUATION A L'AIDE A LA DECISION : QUELLE STRATEGIE DE GESTION DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET DE CONTROLE DE LA POLLUTION DIFFUSE – RESULTATS DU MODELE TECHNICO-ECONOMIQUE OPTIPHY

Le chapitre précédent permet de déduire que l'une des solutions est d'agir sur le choix des produits phytosanitaires appliqués, en fonction de leur toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement, comme alternative pour aboutir à une meilleure gestion de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides. Certes, la plupart des acteurs veulent aboutir à des compromis pour améliorer la gestion de la pollution diffuse, face au comportement rationnel des agriculteurs qui cherchent toujours à améliorer leur situation économique et à augmenter leur profit, d'où l'intérêt de mettre en place une stratégie de gestion des pratiques phytosanitaires à travers la construction d'un modèle technico-économique OptiPhy.

Ce modèle se base sur l'introduction des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et sous indicateurs) et économiques pour l'optimisation des systèmes de production et de l'usage des pesticides. L'objectif de ce chapitre est d'analyser les résultats de ce modèle d'optimisation qui consiste à réduire les risques liés aux pratiques phytosanitaires et à maintenir une situation économique satisfaisante pour l'agriculteur. Nous commençons, dans un premier temps, par une analyse des résultats des scénarios d'optimisation en fonction des cibles par culture. Ainsi, nous ne nous intéressons qu'aux cibles qui contribuent à plus de 50% à la pression phytosanitaire et au risque de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement. Ce choix est justifié par des difficultés logistiques pour gérer le nombre important des cibles traitées d'une parcelle à une autre. De façon globale, ces scénarios permettent de proposer à l'agriculteur des combinaisons de produits phytosanitaires en fonction des critères environnementaux (pesticides moins toxiques), économiques et d'efficacité. Dans une deuxième étape, une analyse des résultats des scénarios d'optimisation est réalisée au niveau global de l'ITK en introduisant les produits proposés par le modèle en substitution aux autres produits utilisés par l'agriculteur dans la situation initiale.

Quels sont donc les résultats des scénarios d'optimisation proposés par le modèle en fonction des systèmes de production ? Et quelles sont les conséquences des nouveaux leviers (nouveaux ITK de traitement) sur la réduction des risques de toxicité liés aux pesticides et sur la situation économique des exploitations ?

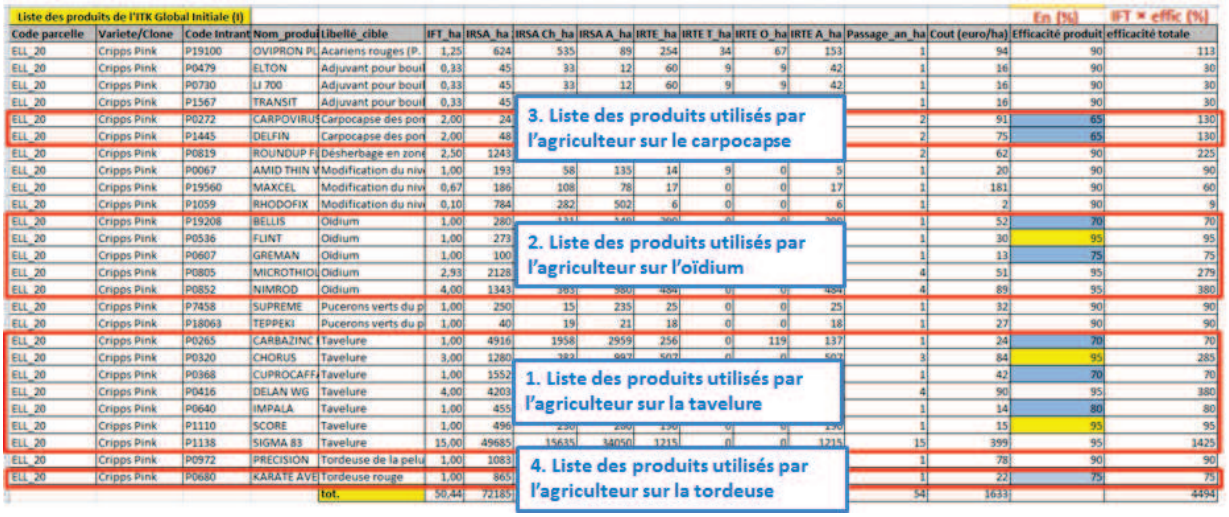
8.1. Analyse des résultats du modèle technico-économique d'optimisation du système de production : application sur quelques ITKs types au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or

Cette partie d'analyse des résultats du modèle a comme objectif global la gestion des risques liés à l'usage des pesticides en optimisant la marge directe. Pour aboutir à cet objectif, nous devons minimiser le coût des produits phytosanitaires sous contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE en fonction des cibles les plus consommatrices en pesticides par culture et, par la suite, au niveau global de l'ITK. De ce fait, nous avons procédé à l'identification des listes des produits phytosanitaires utilisés par l'agriculteur sur les cibles les plus gourmandes en pesticides. Après avoir introduit dans le modèle les listes des produits (identifiés par cible) utilisés par l'agriculteur, ainsi que la base de données des produits de substitution par cible et par culture, nous passons à l'exécution du modèle. Après avoir analysé les scénarios d'optimisation du coût des produits phytosanitaires en fonction des cibles les plus consommatrices en pesticides identifiées par culture, nous analysons les résultats des scénarios d'optimisation de la marge directe au niveau de l'ITK type global en tenant compte de toutes les cibles traitées par l'agriculteur. Cette partie de l'analyse des résultats globaux du modèle technico-

économique OptiPhy permet de montrer l'utilité et l'intérêt existant derrière la création et la mise en place d'un outil d'aide à la décision pour la gestion des risques liés aux pesticides et l'optimisation de l'usage des produits phytosanitaires.

8.1.1. Cas du système de production arboricole : ITK type de pomme

L'arboriculture est la culture la plus consommatrice en pesticides, avec un IFT, un nombre de passages et un nombre de produits appliqués élevés par rapport aux grandes cultures et au maraîchage. Dans le cas de la culture du pommier, nous avons identifié 4 cibles (Figure 82) selon leur contribution à la pression phytosanitaire et au risque de toxicité (santé et environnement) : la tavelure en premier lieu, l'oïdium en second, le carpocapse des pommes et des poires et la tordeuse rouge, en troisième et en quatrième position. Ces 4 cibles contribuent à 94% de l'IRSA, à 87% de l'IRTE et à 81% de l'IFT total de l'ITK (Tableau 26). La tavelure représente la part la plus importante de la pression et des risques de toxicité au niveau de la parcelle : elle contribue à 87% de l'IRSA total et à 52% de l'IFT et de l'IRTE total de cet ITK (Tableau 26). Du point de vue économique, les 4 cibles contribuent à hauteur de 67% du coût total des produits phytosanitaires utilisés dans cet ITK. La tavelure à elle seule contribue à 41% du coût phyto total (Tableau 26).



Liste des produits de l'ITK Global Initiale (I)															En (%)	IFT * effic (%)
Code parcelle	Variete/Clone	Code Intrant	Nom_produ	Libellé_cible	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T_ha	IRTE O_ha	IRTE A_ha	Passage_an_ha	Cout (euro/ha)	Efficacité produit	efficacité totale
ELL_20	Cripps Pink	P19100	OVIPRON PL	Acariens rouges (P.	1,25	624	535	89	254	34	67	153	1	94	90	113
ELL_20	Cripps Pink	P0479	ELTON	Adjuvant pour bouil	0,33	45	33	12	60	9	9	42	1	16	90	30
ELL_20	Cripps Pink	P0730	LI 700	Adjuvant pour bouil	0,33	45	33	12	60	9	9	42	1	16	90	30
ELL_20	Cripps Pink	P1567	TRANSIT	Adjuvant pour bouil	0,33	45							1	16	90	30
ELL_20	Cripps Pink	P0272	CARPOVIRUS	Carpocapse des pon	2,00	24							2	91	65	130
ELL_20	Cripps Pink	P1445	DELFIN	Carpocapse des pon	2,00	48							2	75	65	130
ELL_20	Cripps Pink	P0819	ROUNDUP F	Désherbage en zone	2,50	1243							2	62	90	225
ELL_20	Cripps Pink	P0067	AMID THIN W	Modification du nive	1,00	193	58	135	14	9	0	5	1	20	90	90
ELL_20	Cripps Pink	P19560	MAXCEL	Modification du nive	0,67	186	108	78	17	0	0	17	1	181	90	60
ELL_20	Cripps Pink	P1059	RHODOFIX	Modification du nive	0,10	784	282	502	6	0	0	6	1	2	90	9
ELL_20	Cripps Pink	P19208	BELLIS	Oïdium	1,00	280							1	52	70	70
ELL_20	Cripps Pink	P0536	FLINT	Oïdium	1,00	273							1	30	95	95
ELL_20	Cripps Pink	P0607	GREMAN	Oïdium	1,00	100							1	13	75	75
ELL_20	Cripps Pink	P0805	MICROTHIOL	Oïdium	2,93	2128							4	51	95	279
ELL_20	Cripps Pink	P0852	NIMROD	Oïdium	4,00	1343							4	89	95	380
ELL_20	Cripps Pink	P7458	SUPREME	Pucerons verts du p	1,00	250	15	235	25	0	0	25	1	32	90	90
ELL_20	Cripps Pink	P18063	TEPPEKI	Pucerons verts du p	1,00	40	19	21	18	0	0	18	1	27	90	90
ELL_20	Cripps Pink	P0265	CARBAZINC	Tavelure	1,00	4916	1958	2959	256	0	119	137	1	24	70	70
ELL_20	Cripps Pink	P0320	CHORUS	Tavelure	3,00	1280							3	84	95	285
ELL_20	Cripps Pink	P0368	CUPROCAFF	Tavelure	1,00	1552							1	42	70	70
ELL_20	Cripps Pink	P0416	DELAN WG	Tavelure	4,00	4203							4	90	95	380
ELL_20	Cripps Pink	P0640	IMPALA	Tavelure	1,00	455							1	14	80	80
ELL_20	Cripps Pink	P1110	SCORE	Tavelure	1,00	496							1	15	95	95
ELL_20	Cripps Pink	P1138	SIGMA 83	Tavelure	15,00	49685	15635	34050	1215	0	0	1215	15	399	95	1425
ELL_20	Cripps Pink	P0972	PRECISION	Tordeuse de la pelu	1,00	1083							1	78	90	90
ELL_20	Cripps Pink	P0680	KARATE AVE	Tordeuse rouge	1,00	865							1	22	75	75
				tot.	50,44	72185							54	1633		4494

Figure 82. Identification des listes des produits utilisés par l'agriculteur sur les cibles les plus consommatrices en pesticides pour un ITK type de pomme de la variété Cripps Pink à forte pression phytosanitaire (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

Nous utilisons le modèle en deux phases pour obtenir les différents résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires par cible et pour chaque culture (Figure 83) :

- dans un premier temps, sans tenir compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (Scénario 0) mais en tenant compte de la contrainte du coût des pesticides ;
- dans une deuxième phase, en prenant en compte les contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (Scénario de 1 à n). Cette phase permet d'obtenir deux types de scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE : les scénarios intermédiaires et le scénario optimum.

Les scénarios intermédiaires représentent les différentes possibilités de réduction de l'IRSA et de l'IRTE avant d'atteindre la valeur maximale de diminution du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE). Le scénario optimum présente les valeurs

maximales de réduction de l'IRSA et de l'IRTE que le modèle peut atteindre tout en minimisant le coût des produits phytosanitaires. Après avoir obtenu les résultats des scénarios de minimisation du coût phyto sans contrainte et avec contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE par cible, nous avons calculé la somme des différents paramètres environnementaux et économiques des cibles étudiées pour chaque scénario (Tableau 27). Nous obtenons des scénarios intermédiaires par ITK type et par culture qui se caractérisent par la proposition de différentes combinaisons de produits de substitution pour réduire le risque de toxicité lié aux pesticides. Nous pouvons obtenir un ou plusieurs scénarios optimaux qui se traduisent par une stabilité des résultats du modèle (Tableau 27). Cette stabilité est caractérisée par une atteinte des valeurs maximales de minimisation du coût des produits phytosanitaires et de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (chronique et aiguë) et sur l'environnement (sol, air et eau). Nous obtenons ainsi 23 scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires appliqués pour le traitement de la tavelure, de l'oïdium, du carpocapse et de la tordeuse rouge (Tableau 27).

Nous distinguons trois types de scénarios (Tableau 27) :

- Scénario de minimisation du coût phyto sans contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (scénario 0).
- Scénarios intermédiaires de minimisation du coût phyto avec contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (scénarios de 1 à 10).
- Scénarios optimaux de minimisation du coût phyto avec contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE (scénarios de 11 à 22), où le modèle atteint les valeurs maximales de réduction de l'IRSA et de l'IRTE et de minimisation du coût phyto.

En conséquence, les scénarios optimaux assurent, pour les 4 cibles étudiées, une réduction de l'IRSA/ha et de l'IRTE/ha qui atteint respectivement 52% et 45% par rapport à la situation initiale (Tableau 27). Cette réduction est accompagnée d'une diminution de 12% de la pression phytosanitaire qui représente 5 IFT/ha et d'environ 50% du risque de toxicité chronique et aiguë par rapport à la situation initiale. D'après le tableau 27, nous remarquons aussi qu'au niveau environnemental, grâce aux scénarios optimaux, le modèle nous a permis de réduire jusqu'à 80% et 90% le risque de toxicité respectivement sur le milieu terrestre et sur les oiseaux. Au niveau économique, le modèle permet de baisser le coût des pesticides proposés jusqu'à 21% par rapport au coût initial (1 091 €/ha). En revanche, le modèle nous propose aussi des niveaux intermédiaires de minimisation du coût phyto (du scénario 1 jusqu'au 10), où l'agriculteur peut obtenir une réduction qui atteint les 47% (scénario 3). De ce fait, à l'aide de ce modèle, les agriculteurs peuvent choisir l'un des scénarios proposés en fonction de leur objectif de production.

Tableau 26. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression phytosanitaire (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	50,44	72 185	22 932	49 253	6 822	739	715	5 368	54	1 633
	Part en (%)			32%	68%		11%	10%	79%		
Tavelure	Total produits Tavelure	26,0	62 587	20 164	42 423	3 531	232	351	2 948	26	668
	Part en (%)	52%	87%	88%	86%	52%	31%	49%	55%	48%	41%
Oïdium	Total produits Oïdium	10,0	4 123	809	3 314	1 945	222	222	1 502	11	235
	Part en (%)	20%	6%	4%	7%	29%	30%	31%	28%	20%	14%
Carpocapse des pommes et des poires	Total produits Carpocapse	4,0	72	0	72	121	47	47	27	4	166
	Part en (%)	8%	0%	0%	0%	2%	6%	7%	1%	7%	10%
Tordeuse rouge	Total produits Tordeuse	1,0	865	120	745	361	168	0	193	1	22
	Part en (%)	2%	1%	1%	2%	5%	23%	0%	4%	2%	1%
Total 4 cibles	**Total produits des 4 cibles en valeur**	**41,0**	**67 647**	**21 092**	**46 555**	**5 958**	**669**	**620**	**4 669**	**42**	**1 091**
	Part en (%)	**81%**	**94%**	**92%**	**95%**	**87%**	**91%**	**87%**	**87%**	**78%**	**67%**

A

Scénarios de réduction par cible														
Libellé_cible	Réd. IRSA	Réd. IRTE	Coût max	Eff. init.	IFT	IRSA	IRSA chron.	IRSA aiguë	IRTE	IRTE terr.	IRTE ois.	IRTE aqua.	Nb Passages	Coût	Effic.
Tavelure	-	-	668,28	2405	22,78	39627,39	14300,22	25327,17	2545,71	0	0	2545,71	23	286,45	
Tavelure	10%	10%	668,28	2405	23,85	56328,29	20436,2	35892,09	3177,9	86,09	324,24	2767,57	25	331,08	
Tavelure	20%	20%	668,28	2405	23,35	50069,59	17825,99	32243,6	2824,8	84,02	161,29	2579,49	24	303,39	2164,5
Tavelure	30%	30%	668,28	2405	22,95	43810,89	15525,63	28285,26	2471,7	42,59	42,59	2386,52	24	287,62	2164,5
Tavelure	40%	40%	668,28	2405	22,78	37552,19	12926,13	24626,06	2118,6	0	0	2118,6	24	369,52	
Tavelure	50%	41%	668,28	2405	22,78	31293,49	10615,7	20677,79	2083,29	0	0	2083,29	24	407,22	
Tavelure	50%	42%	668,28	2405	22,78	31293,49	10483,45	20810,04	2047,98	0	0	2047,98	25	433,76	
Tavelure	50%	43%	668,28	2405	22,78	31293,49	10351,2	20942,29	2012,67	0	0	2012,67	24	460,3	
Tavelure	50%	44%	668,28	2405	22,78	31293,49	10245,64	21047,85	1977,36	0	0	1977,36	24	491,29	
Tavelure	50%	45%	668,28	2405	22,78	31293,49	10117,54	21175,96	1942,05	0	0	1942,05	24	528,18	2164,5
Tavelure	51%	45%	668,28	2405	22,78	30667,62	9882,25	20785,38	1942,05	0	0	1942,05	24	538,28	2164,5
Tavelure	52%	45%	668,28	2405	22,78	30041,75	9592,69	20449,06	1942,05	0	0	1942,05	24	563,42	
Oïdium	-	-	235,26	898,67	8,51	3776,18	610,99	3165,19	2195,37	324	324	1547,37	9	101,09	
Oïdium	10%	10%	235,26	898,67	8,51	3710,61	884,66	2825,95	1750,86	216,84	216,84	1317,18	10	106,73	
Oïdium	20%	20%	235,26	898,67	8,51	3298,32	978,15	2320,16	1556,32	169,94	169,94	1216,43	10	108,14	
Oïdium	30%	30%	235,26	898,67	8,57	2886,03	1082,13	1803,9	1361,78	124,88	124,88	1112,01	10	109,92	
Oïdium	40%	40%	235,26	898,67	8,51	2473,74	1150,13	1323,61	1167,24	76,15	76,15	1014,94	10	112,86	
Oïdium	50%	50%	235,26	898,67	8,63	2061,45	1232,64	828,81	972,7	23,5	23,5	925,69	10	117,48	808,8

B

Somme des produits par cible ITK Initiale (I)											
Libellé_cible	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch_ha	IRSA A_ha	IRTE_ha	IRTE T_ha	IRTE O_ha	IRTE A_ha	Passage_an_ha	Cout (euro/ha)	efficacité totale
Tavelure	26,00	62587	20164	42423	3531	232	351	2948	26	668	2405
Oïdium	9,93	4123	809	3314	1945	222	222	1502	11	235	899

C

Produits
DIFCOR 250 EC (0,418 l-kg/ha), IFT : 2,78, 3 passage(s) / DITHANE M 45 (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / MANZOCURE SP (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / PENNCOZEB (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / PENNCOZEB DG (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / TRIZIMA
CARBAZINC FLASH (5 l-kg/ha), IFT : 2, 2 passage(s) / DITHANE M 45 (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / KUMULAN (11,956 l-kg/ha), IFT : 1,59, 2 passage(s) / MANFIL 80 WP (2,25 l-kg/ha), IFT : 1, 1 passage(s) / MANZOCURE SP (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / PEN
CARBAZINC FLASH (2,264 l-kg/ha), IFT : 0,91, 1 passage(s) / DITHANE M 45 (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / KUMULAN (11,669 l-kg/ha), IFT : 1,56, 2 passage(s) / MANFIL 80 WP (2,25 l-kg/ha), IFT : 1, 1 passage(s) / MANZOCURE SP (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(
ADDAX (2,937 l-kg/ha), IFT : 1,47, 2 passage(s) / DITHANE M 45 (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / KUMULAN (5,915 l-kg/ha), IFT : 0,79, 1 passage(s) / MANFIL 80 WP (2,25 l-kg/ha), IFT : 1, 1 passage(s) / MANZOCURE SP (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / PI
DITHANE M 45 (6,875 l-kg/ha), IFT : 3,44, 4 passage(s) / MANCONYL DG (5,87 l-kg/ha), IFT : 2,93, 3 passage(s) / MANZOCURE SP (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) / MERPAN 80 WDG (8,382 l-kg/ha), IFT : 4,41, 5 passage(s) / PENNCOZEB DG (8 l-kg/ha), IFT :
ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / MANCONYL DG (5,914 l-kg/ha), IFT : 2,96, 3 passage(s) / MANZOCURE SP (5,114 l-kg/ha), IFT : 2,56, 3 passage(s) / MERPAN 80 WDG (11,913 l-kg/ha), IFT : 6,27, 7 passage(s) / PENNCOZEB DG (8 l-kg/ha), IFT : 4
ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / MANCONYL DG (4,383 l-kg/ha), IFT : 2,19, 3 passage(s) / MANZOCURE SP (2,928 l-kg/ha), IFT : 1,46, 2 passage(s) / MERPAN 80 WDG (15,444 l-kg/ha), IFT : 8,13, 9 passage(s) / PENNCOZEB DG (8 l-kg/ha), IFT : 4
ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / MANCONYL DG (2,852 l-kg/ha), IFT : 1,43, 2 passage(s) / MANZOCURE SP (0,743 l-kg/ha), IFT : 0,37, 1 passage(s) / MERPAN 80 WDG (18,975 l-kg/ha), IFT : 9,99, 10 passage(s) / PENNCOZEB DG (8 l-kg/ha), IFT :
ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / BABEL 400 (0,161 l-kg/ha), IFT : 0,21, 1 passage(s) / MERPAN 80 WDG (3,506 l-kg/ha), IFT : 1,85, 2 passage(s) / PENNCOZEB DG (7,449 l-kg/ha), IFT : 3,72, 4 passage(s) / SIGMA DG (18 l-kg/ha), IFT : 10, 10 passage(
ALLIAGE (0,6 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / BABEL 400 (1,184 l-kg/ha), IFT : 1,58, 2 passage(s) / MERPAN 80 WDG (7,037 l-kg/ha), IFT : 3,7, 4 passage(s) / PENNCOZEB DG (1,003 l-kg/ha), IFT : 0,5, 1 passage(s) / SIGMA DG (18 l-kg/ha), IFT : 10, 10 passage(s) / SC
ALLIAGE (0,434 l-kg/ha), IFT : 2,17, 3 passage(s) / BABEL 400 (2,184 l-kg/ha), IFT : 2,91, 3 passage(s) / MERPAN 80 WDG (7,037 l-kg/ha), IFT : 3,7, 4 passage(s) / SIGMA DG (18 l-kg/ha), IFT : 10, 10 passage(s) / SOLIFOL (8 l-kg/ha), IFT : 4, 4 passage(s) /
APOTHEOSE+ (1,04 l-kg/ha), IFT : 2,08, 3 passage(s) / BABEL 400 (2,25 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / MERPAN 80 WDG (9,098 l-kg/ha), IFT : 4,79, 5 passage(s) / SIGMA DG (18 l-kg/ha), IFT : 10, 10 passage(s) / SOLIFOL (5,831 l-kg/ha), IFT : 2,92, 3 passage(s) /
AZUPEC WG (22,5 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / KUMULAN (22,5 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / ZACRO (0,628 l-kg/ha), IFT : 2,51, 3 passage(s) /
AZUPEC WG (0,16 l-kg/ha), IFT : 0,02, 1 passage(s) / KOLTHIOR (7,457 l-kg/ha), IFT : 0,99, 1 passage(s) / KUMULAN (22,5 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / TOPAZE (0,375 l-kg/ha), IFT : 1,5, 2 passage(s) / ZACRO (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
KOLTHIOR (5,313 l-kg/ha), IFT : 0,71, 1 passage(s) / KUMULAN (18,29 l-kg/ha), IFT : 2,44, 3 passage(s) / TOPAZE (0,592 l-kg/ha), IFT : 2,37, 3 passage(s) / ZACRO (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
ATOMIUM (0,255 l-kg/ha), IFT : 0,25, 1 passage(s) / KOLTHIOR (2,427 l-kg/ha), IFT : 0,32, 1 passage(s) / KUMULAN (14,918 l-kg/ha), IFT : 1,99, 2 passage(s) / TOPAZE (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / ZACRO (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
ALLIAGE (0,133 l-kg/ha), IFT : 0,67, 1 passage(s) / KUMULAN (10,576 l-kg/ha), IFT : 1,41, 2 passage(s) / TOPAZE (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / TOPENCO EC (0,109 l-kg/ha), IFT : 0,44, 1 passage(s) / ZACRO (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /
ANTENE (0,142 l-kg/ha), IFT : 0,57, 1 passage(s) / KUMULAN (3,264 l-kg/ha), IFT : 0,44, 1 passage(s) / TOPAZE (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) / TOPENCO EC (0,408 l-kg/ha), IFT : 1,63, 2 passage(s) / ZACRO (0,75 l-kg/ha), IFT : 3, 3 passage(s) /

Scénario 0

Scénarios de réduction de 1 à n

Scénario 0

Scénarios de réduction de 1 à n

1. liste des produits par scénarios pour la tavelure

2. liste des produits par scénarios pour l'oïdium

Figure 83. Extrait des résultats du modèle (pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression) : scénarios de minimisation du coût phyto sous contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE par cible (A) par rapport à la situation initiale (B) et listes des produits de substitution proposés par cible (C) (Sources : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

Tableau 27. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (tavelure, oïdium, carpocapse, tordeuse rouge) pour un ITK type de Cripps Pink à forte pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**40,93**	**67 647**	**21 092**	**46 555**	**5 958**	**669**	**620**	**4 669**	**42**	**1 091**	**3 639**
	Scénario 0	35,11	57 158	24 718	32 440	7 355	1 577	324	5 454	36	412	3 275
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 4 cibles	**Scénario 1**	36,86	60 882	21 429	39 454	5 363	448	577	4 338	41	603	3 275
	Scénario 2	36,31	54 110	18 901	35 210	4 779	386	368	4 024	42	588	3 275
	Scénario 3	35,98	47 352	16 694	30 658	4 195	287	206	3 702	42	576	3 275
	Scénario 4	35,79	40 594	14 147	26 447	3 644	195	115	3 334	42	661	3 275
	Scénario 5	35,91	33 922	11 919	22 003	3 410	142	62	3 207	42	704	3 275
	Scénario 6	35,91	33 922	11 787	22 134	3 371	140	62	3 169	43	732	3 275
	Scénario 7	35,91	33 921	11 655	22 266	3 333	139	62	3 131	42	759	3 275
	Scénario 8	35,91	33 920	11 549	22 371	3 294	138	63	3 093	42	791	3 275
	Scénario 9	35,91	33 919	11 421	22 498	3 255	137	63	3 055	42	828	3 275
	Scénario 10	35,91	33 293	11 186	22 107	3 251	136	63	3 053	42	839	3 275
	Scénario 11	35,91	32 666	10 896	21 770	3 247	134	63	3 050	42	865	3 275
	Scénario 12	35,93	32 580	10 884	21 696	3 247	134	63	3 050	42	865	3 275
	Scénario 13	35,94	32 493	10 872	21 621	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 14	35,94	32 485	10 871	21 614	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 15	35,95	32 476	10 870	21 606	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 16	35,95	32 467	10 868	21 599	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 17	35,95	32 459	10 867	21 591	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 18	35,95	32 450	10 866	21 584	3 247	134	63	3 050	42	864	3 275
	Scénario 19	35,95	32 441	10 865	21576	3 247	134	63	3 050	42	863	3 275
	Scénario 20	35,95	32 433	10 864	21 569	3 247	134	63	3 050	42	863	3 275
	Scénario 21	35,96	32 424	10 862	21 561	3 247	134	63	3 050	42	863	3 275
	Scénario 22	35,96	32 415	10 861	21 554	3 247	134	63	3 050	42	863	3 275

B	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**40,93**	**67 647**	**21 092**	**46 555**	**5 958**	**669**	**620**	**4 669**	**42**	**1 091**	**3 639**
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 4 cibles	**Scénario 0**	-14%	-16%	17%	-30%	23%	136%	-48%	17%	-14%	-62%	-10%
	Scénario 1	-10%	-10%	2%	-15%	-10%	-33%	-7%	-7%	-2%	-45%	-10%
	Scénario 2	-11%	-20%	-10%	-24%	-20%	-42%	-41%	-14%	0%	-46%	-10%
	Scénario 3	-12%	-30%	-21%	-34%	-30%	-57%	-67%	-21%	0%	-47%	-10%
	Scénario 4	-13%	-40%	-33%	-43%	-39%	-71%	-82%	-29%	0%	-39%	-10%
	Scénario 5	-12%	-50%	-43%	-53%	-43%	-79%	-90%	-31%	0%	-35%	-10%
	Scénario 6	-12%	-50%	-44%	-52%	-43%	-79%	-90%	-32%	2%	-33%	-10%
	Scénario 7	-12%	-50%	-45%	-52%	-44%	-79%	-90%	-33%	0%	-30%	-10%
	Scénario 8	-12%	-50%	-45%	-52%	-45%	-79%	-90%	-34%	0%	-28%	-10%
	Scénario 9	-12%	-50%	-46%	-52%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-24%	-10%
	Scénario 10	-12%	-51%	-47%	-53%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-23%	-10%
	Scénario 11	-12%	-52%	-48%	-53%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 12	-12%	-52%	-48%	-53%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 13	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 14	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 15	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 16	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 17	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 18	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 19	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 20	-12%	-52%	-48%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 21	-12%	-52%	-49%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%
	Scénario 22	-12%	-52%	-49%	-54%	-45%	-80%	-90%	-35%	0%	-21%	-10%

Au niveau global de l'ITK type, la figure 84 présente les résultats d'optimisation du système de production obtenus avec les différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles les plus consommatrices en pesticides identifiées pour la culture des pommes (tavelure, oïdium, carpocapse, tordeuse rouge). Dans cette phase d'analyse, nous tenons compte des produits de toutes les cibles traitées au niveau de la parcelle. Autrement dit, les résultats des scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE mentionnés dans la figure 84 englobent non seulement les produits proposés à l'agriculteur (produits de substitution), mais aussi ceux déjà appliqués par l'agriculteur et non substitués (produits des cibles non étudiées) au niveau de l'ITK. Le modèle nous a ainsi permis de déterminer plusieurs scénarios optimaux (Figure 84). Ces scénarios proposent, en plus des produits déjà appliqués par l'agriculteur sur les cibles non étudiées, des substituts composés de matières actives moins toxiques et efficaces, satisfaisants au niveau économique et environnemental.

L'optimisation du système de production, grâce aux scénarios optimum, permet à l'agriculteur d'augmenter sa marge directe par ha de 3%, soit environ 225 €/ha (pour un rendement moyen de Cripps Pink = 55 T/ha) par rapport à la situation économique initiale (MD = 6 936 €/ha) (Figure 84). De plus, l'agriculteur diminue le risque de toxicité sur la santé (IRSA) jusqu'à 49%, avec une baisse de la toxicité chronique de 45% et de la toxicité aiguë de 51% et ce jusqu'à 40% pour la toxicité environnementale (IRTE), par rapport à la situation initiale (IRSA global/ha = 72 185, IRTE global/ha = 6 822). La réduction de l'IRTE est accompagnée d'une baisse de 72% du risque de toxicité sur le milieu terrestre, de 78% sur les oiseaux (milieu aérien) et de 30% sur le milieu aquatique (Figure 84). En appliquant le scénario 0, qui consiste à ne pas tenir compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE mais en minimisant le coût des pesticides, l'agriculteur gagne au niveau de sa marge directe plus de 9%, ce qui équivaut à presque 680 €/ha par rapport à la situation initiale (Figure 84). Néanmoins, ce gain économique est accompagné d'une diminution de l'IRSA global/ha de 15% et d'une augmentation de l'IRTE global/ha de 20% (Figure 84).

De façon générale, cette analyse permet de déduire les différents scénarios d'optimisation des systèmes de production sous contrainte de réduction des risques de toxicité sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement liés aux pratiques phytosanitaires, en proposant des alternatives et des stratégies de choix des produits phytosanitaires pour les cibles de chaque culture les plus consommatrices en pesticides. La diversité des résultats des scénarios simulés par le modèle, et qui sont proposés à l'agriculteur, indique la nécessité d'avoir des compromis entre les différents acteurs au niveau d'un bassin versant pour une meilleure gestion des risques de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides.

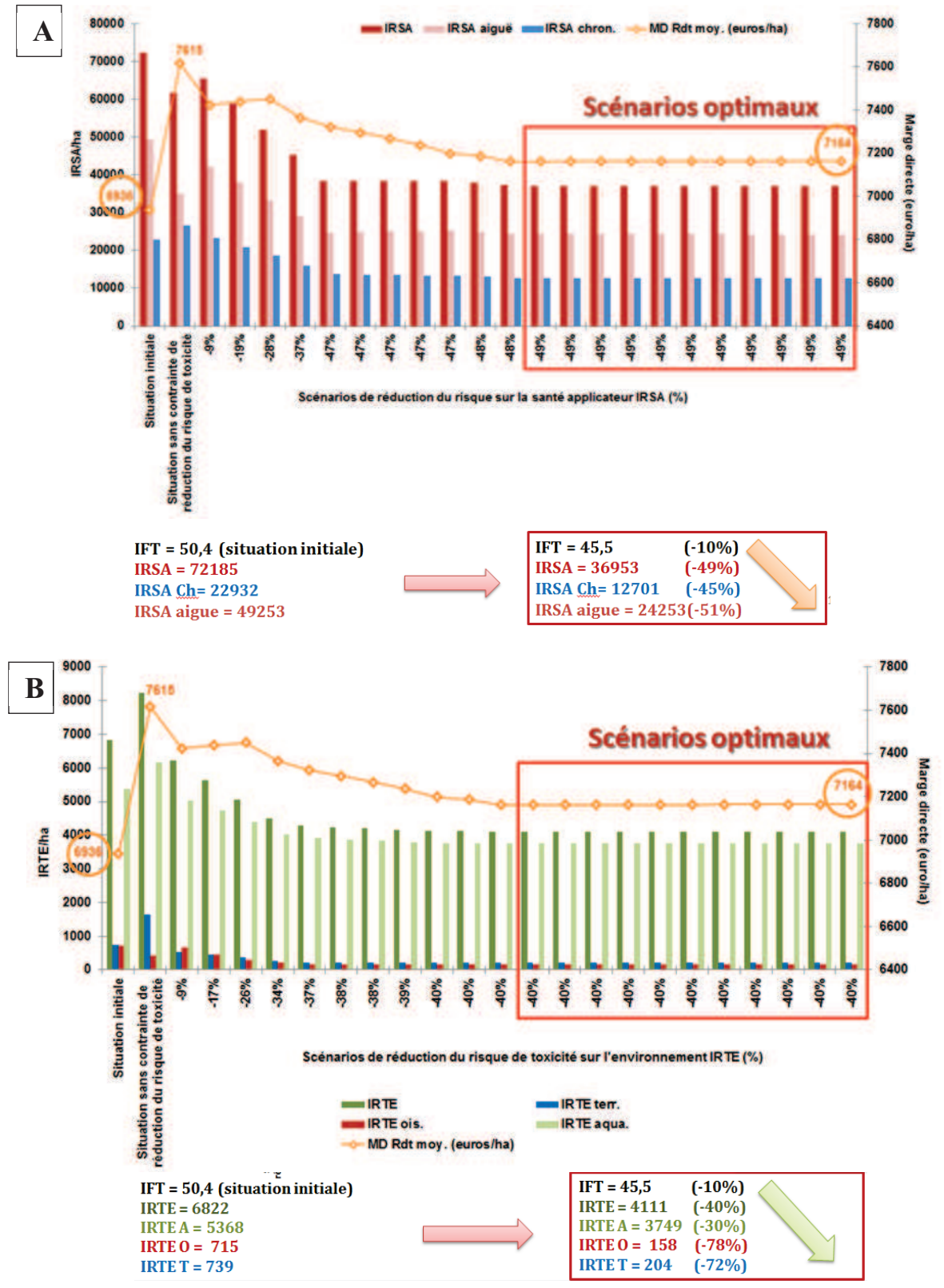
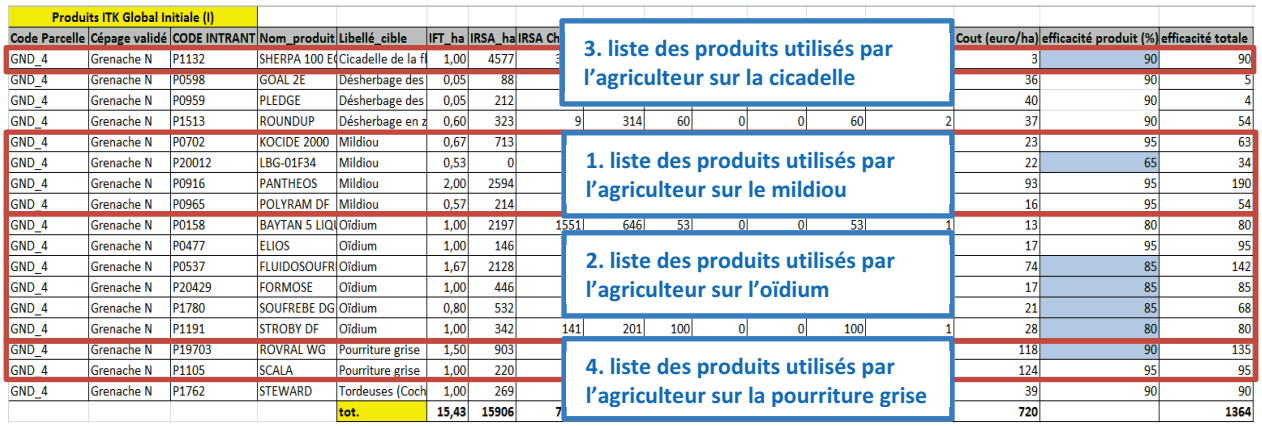


Figure 84. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de Cripps Pink (rendement moyen = 55T/ha) à forte pression phytosanitaire (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

8.1.2. Cas du système de production viticole : ITK type de vigne à cépage rouge

Nous avons également analysé des scénarios de minimisation du coût de pesticides pour un ITK type de vigne à cépage rouge de pression phytosanitaire moyenne (Figure 85). Nous avons identifié les quatre cibles les plus consommatrices en pesticides qui sont les suivantes : le mildiou, l'oïdium, la cicadelle de la flavescence dorée et la pourriture grise. Nous constatons que les produits phytosanitaires utilisés pour le traitement de ces 4 cibles contribuent à environ 90% de la pression phytosanitaire totale (IFT) et des risques de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE) à l'échelle de la parcelle (Tableau 28). Au niveau économique, le coût des pesticides appliqués sur ces 4 cibles identifiées représente presque 80% du coût total des produits phytosanitaires utilisés par l'agriculteur au niveau de cet ITK type (Tableau 28). Cette analyse confirme que les quatre cibles identifiées sont caractérisées par une part de contribution élevée au niveau environnemental (la fréquence de traitement et les impacts liés à l'utilisation des pesticides), autant qu'au niveau économique (coût des pesticides).



Produits ITK Global Initiale (I)

Code Parcelle	Cépage validé	CODE INTRANT	Nom_produit	Libellé_cible	IFT_ha	IRSA_ha	IRSA Ch							Cout (euro/ha)	efficacité produit (%)	efficacité totale
GND_4	Grenache N	P1132	SHERPA 100 E(	Cicadelle de la f	1,00	4577	3							3	90	90
GND_4	Grenache N	P0598	GOAL 2E	Désherbage des	0,05	88								36	90	5
GND_4	Grenache N	P0959	PLEDGE	Désherbage des	0,05	212								40	90	4
GND_4	Grenache N	P1513	ROUNDUP	Désherbage en z	0,60	323	9	314	60	0	0	60	2	37	90	54
GND_4	Grenache N	P0702	KOCIDE 2000	Mildiou	0,67	713								23	95	63
GND_4	Grenache N	P20012	LBG-01F34	Mildiou	0,53	0								22	65	34
GND_4	Grenache N	P0916	PANTHEOS	Mildiou	2,00	2594								93	95	190
GND_4	Grenache N	P0965	POLYRAM DF	Mildiou	0,57	214								16	95	54
GND_4	Grenache N	P0158	BAYTAN 5 LIQ(	Oïdium	1,00	2197	1551	646	53	0	0	53	1	13	80	80
GND_4	Grenache N	P0477	ELIOS	Oïdium	1,00	146								17	95	95
GND_4	Grenache N	P0537	FLUIDOSOUFR	Oïdium	1,67	2128								74	85	142
GND_4	Grenache N	P20429	FORMOSE	Oïdium	1,00	446								17	85	85
GND_4	Grenache N	P1780	SOUFREBE DG	Oïdium	0,80	532								21	85	68
GND_4	Grenache N	P1191	STROBY DF	Oïdium	1,00	342	141	201	100	0	0	100	1	28	80	80
GND_4	Grenache N	P19703	ROVRAL WG	Pourriture grise	1,50	903								118	90	135
GND_4	Grenache N	P1105	SCALA	Pourriture grise	1,00	220								124	95	95
GND_4	Grenache N	P1762	STEWARD	Tordeuses (Coch	1,00	269								39	90	90
				tot.	15,43	15906	7							720		1364

Figure 85. Identification des listes des produits utilisés par l'agriculteur sur les cibles les plus consommatrices en pesticides pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression phyto moyenne (Sources : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013 et capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

Le modèle technico-économique propose 10 scénarios de minimisation du coût des pesticides sous contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE des produits appliqués sur les 4 cibles identifiées. Les scénarios optimaux (scénarios 8, 9 et 10) permettent d'assurer à l'agriculteur une réduction de la pression phytosanitaire de 13% (presque 2 IFT/ha) et une diminution du risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement d'environ 55% par rapport à la situation initiale (IFT/ha = 13,7 ; IRSA/ha = 15 013 ; IRTE/ha = 3 721). Cette baisse est accompagnée d'une diminution du risque de toxicité sur la santé applicateur chronique et aiguë respectivement de 43% et de 64% (Tableau 29). Au niveau environnemental, à l'aide des scénarios optimaux, le modèle permet de réduire jusqu'à 60% le risque de toxicité sur le milieu terrestre, 46% sur le milieu aquatique et de proposer des produits à effet nul sur les oiseaux (Tableau 29). Les scénarios optimaux proposent à l'agriculteur non seulement des produits moins toxiques sur la santé humaine et sur l'environnement mais aussi plus économiques. Le coût des pesticides par ha est réduit ainsi de 23% par rapport à la situation initiale (Tableau 29). Malgré ce progrès sur le plan environnemental et économique, nous constatons aussi que l'efficacité totale des produits proposés par le modèle des scénarios optimaux baisse de 10% par rapport à l'efficacité initiale. Ceci est dû à la contrainte efficacité introduite dans le modèle afin d'avoir plus de souplesse au niveau du choix et des combinaisons de produits proposées (avoir plus de scénarios).

Bien que le scénario 0 ne tienne pas compte de la contrainte de réduction de l'IRSA et de l'IRTE, nous constatons que le modèle propose des produits qui peuvent diminuer l'IRSA/ha et l'IRTE/ha respectivement jusqu'à 19% et 48%, tout en minimisant le coût des pesticides proposés de 65% par rapport à la situation initiale (567 €/ha) (Tableau 29). Les résultats des scénarios simulés par le modèle permettent de mettre à la disposition des agriculteurs de nouvelles stratégies de choix de pesticides selon les enjeux sur la santé humaine et sur l'environnement en tenant compte du coût des produits phytosanitaires. Les résultats du modèle favorisent ainsi l'amélioration de la gestion des impacts de l'usage des pesticides par cible et par culture, l'optimisation du système de production et la rentabilisation économique au niveau de l'exploitation.

Au niveau global de l'ITK type, la figure 86 présente les résultats d'optimisation du système de production obtenus avec les différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles identifiées les plus consommatrices en pesticides pour la culture de la vigne à cépage rouge (mildiou, oïdium, cicadelle, pourriture grise). Les résultats des scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE présentés dans la figure 86 englobent non seulement les produits proposés à l'agriculteur (produits de substitution), mais aussi les produits déjà appliqués par l'agriculteur et non substitués (produits des cibles non étudiées) au niveau de l'ITK. Le modèle permet de déterminer trois scénarios optimaux. L'agriculteur augmente ainsi sa marge directe par ha de 6% (soit environ 130 €/ha pour un rendement moyen de vigne à cépage rouge = 80 hl/ha) par rapport à la situation économique initiale (MD = 2 142 €/ha) (Figure 86). De plus, il diminue le risque de toxicité sur la santé (IRSA) jusqu'à 51%, avec une baisse de la toxicité chronique de 41% et de la toxicité aiguë d'environ 60%, ainsi que celui sur l'environnement (IRTE) jusqu'à 50% par rapport à la situation initiale. La réduction de l'IRTE est accompagnée d'une diminution de 50% du risque de toxicité sur le milieu terrestre, de 40% sur le milieu aquatique et une disparition du risque sur les oiseaux (Figure 86).

En appliquant le scénario 0, qui consiste à ne pas tenir compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE et en minimisant le coût des pesticides, l'agriculteur bénéficie, au niveau de la marge directe par ha, de plus de 17%, équivalents à 370 €/ha par rapport à la situation initiale. En outre, ce gain économique est accompagné d'une diminution de l'IRSA global/ha de 18% et de l'IRTE global/ha de 43%. De plus, ces produits proposés permettent d'augmenter les bénéfices économiques au niveau de la parcelle et de l'exploitation avec une efficacité de produits assez élevée.

D'après les résultats présentés par la figure 86, nous constatons aussi que les scénarios optimaux proposés par le modèle diminuent l'IFT global/ha jusqu'à 12%, soit environ 2 IFT/ha, par rapport à la situation initiale (IFT global/ha = 15,4). Par ailleurs, ces scénarios permettent de rapprocher la valeur de l'IFT/ha des nouveaux ITK de celle de l'IFT moyen régional du Languedoc Roussillon qui est égale à 12,9 (Ministère de l'Agriculture, DEPHY[57] 2012). Ainsi, le modèle assure la mise en place des stratégies non seulement des choix de produits selon des critères environnementaux et économiques, mais aussi de réduction du recours aux pesticides. Les résultats du modèle offrent aux agriculteurs une meilleure gestion, d'une part, de l'usage des pesticides et, d'autre part, de contrôle de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

[57] Méthode de calcul des IFT de référence dans le cadre du réseau de fermes DEPHY (Démonstration, Expérimentation et Production de références sur les systèmes économes en PHYtosanitaires), dans le cadre du plan Ecophyto 2018, http://agriculture.gouv.fr/telecharger/42569?token=161cae798519e0a87736f980dc4a2bd5

Tableau 28. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	15,43	15 906	7 235	8 671	4 159	1 128	449	2 583	20	720
	Part en (%)			45%	55%		27%	11%	62%		
Mildiou	Total produits Mildiou	3,76	3 522	941	2 581	732	68	55	608	5	154
	Part en (%)	24%	22%	13%	30%	18%	6%	12%	24%	25%	21%
Oïdium	Total produits Oïdium	6,47	5 791	2 155	3 636	1831	392	392	1 047	7	169
	Part en (%)	42%	36%	30%	42%	44%	35%	87%	41%	35%	23%
Cicadelle de la flavescence dorée	Total produits Cicadelle	1,00	4 577	3 340	1 237	784	499	0	285	1	3
	Part en (%)	6%	29%	46%	14%	19%	44%	0%	11%	5%	0,4%
Pourriture grise	Total produits Pourriture grise	2,50	1 123	489	634	375	0	0	375	2	241
	Part en (%)	16%	7%	7%	7%	9%	0%	0%	15%	10%	34%
Total 4 cibles	**Total produits des 4 cibles en valeur**	**13,73**	**15 013**	**6 924**	**8 089**	**3 721**	**959**	**447**	**2 315**	**15**	**567**
	Part en (%)	**89%**	**94%**	**96%**	**93%**	**89%**	**85%**	**100%**	**90%**	**75%**	**79%**

Tableau 29. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (mildiou, oïdium, cicadelle, pourriture grise) pour un ITK type de vigne cépage rouge à pression phytosanitaire moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B)
(Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**13,73**	**15 013**	**6 924**	**8 089**	**3 721**	**959**	**447**	**2 315**	**15**	**567**	**1 211**
	Scénario 0	11,83	12 222	6 428	5 794	1 917	497	0	1 421	14	196	1 090
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 4 cibles	**Scénario 1**	12,88	13 512	6 820	6 692	3 349	472	207	2 670	17	344	1 150
	Scénario 2	12,24	12 010	6 032	5 978	2 977	392	183	2 403	19	337	1 090
	Scénario 3	12,05	10 967	5 509	5 458	2 683	392	133	2 158	19	343	1 090
	Scénario 4	11,83	9 923	5 005	4 919	2 389	454	59	1 876	18	349	1 090
	Scénario 5	11,74	8 992	4 673	4 319	2 133	407	41	1 685	18	381	1 090
	Scénario 6	11,65	8 061	4 395	3 666	1 877	392	18	1 467	18	428	1 090
	Scénario 7	11,65	7 482	4 281	3 200	1 694	392	0	1 302	17	430	1 090
	Scénario 8	11,88	6 902	3 973	2 929	1 676	392	0	1 284	18	439	1 090
	Scénario 9	11,89	6 902	3 968	2 935	1 657	392	0	1 266	18	439	1 090
	Scénario 10	11,90	6 902	3 962	2 940	1 639	392	0	1 247	18	439	1 090

B	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**13,73**	**15 013**	**6 924**	**8 089**	**3 721**	**959**	**447**	**2 315**	**15**	**567**	**1 211**
	Scénario 0	-14%	-19%	-7%	-28%	-48%	-48%	-100%	-39%	-7%	-65%	-10%
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 4 cibles	**Scénario 1**	-6%	-10%	-2%	-17%	-10%	-51%	-54%	15%	13%	-39%	-5%
	Scénario 2	-11%	-20%	-13%	-26%	-20%	-59%	-59%	4%	27%	-41%	-10%
	Scénario 3	-12%	-27%	-20%	-33%	-28%	-59%	-70%	-7%	27%	-40%	-10%
	Scénario 4	-14%	-34%	-28%	-39%	-36%	-53%	-87%	-19%	20%	-38%	-10%
	Scénario 5	-14%	-40%	-33%	-47%	-43%	-58%	-91%	-27%	20%	-33%	-10%
	Scénario 6	-15%	-46%	-37%	-55%	-50%	-59%	-96%	-37%	20%	-24%	-10%
	Scénario 7	-15%	-50%	-38%	-60%	-54%	-59%	-100%	-44%	13%	-24%	-10%
	Scénario 8	-13%	-54%	-43%	-64%	-55%	-59%	-100%	-45%	20%	-22%	-10%
	Scénario 9	-13%	-54%	-43%	-64%	-55%	-59%	-100%	-45%	20%	-23%	-10%
	Scénario 10	-13%	-54%	-43%	-64%	-56%	-59%	-100%	-46%	20%	-23%	-10%

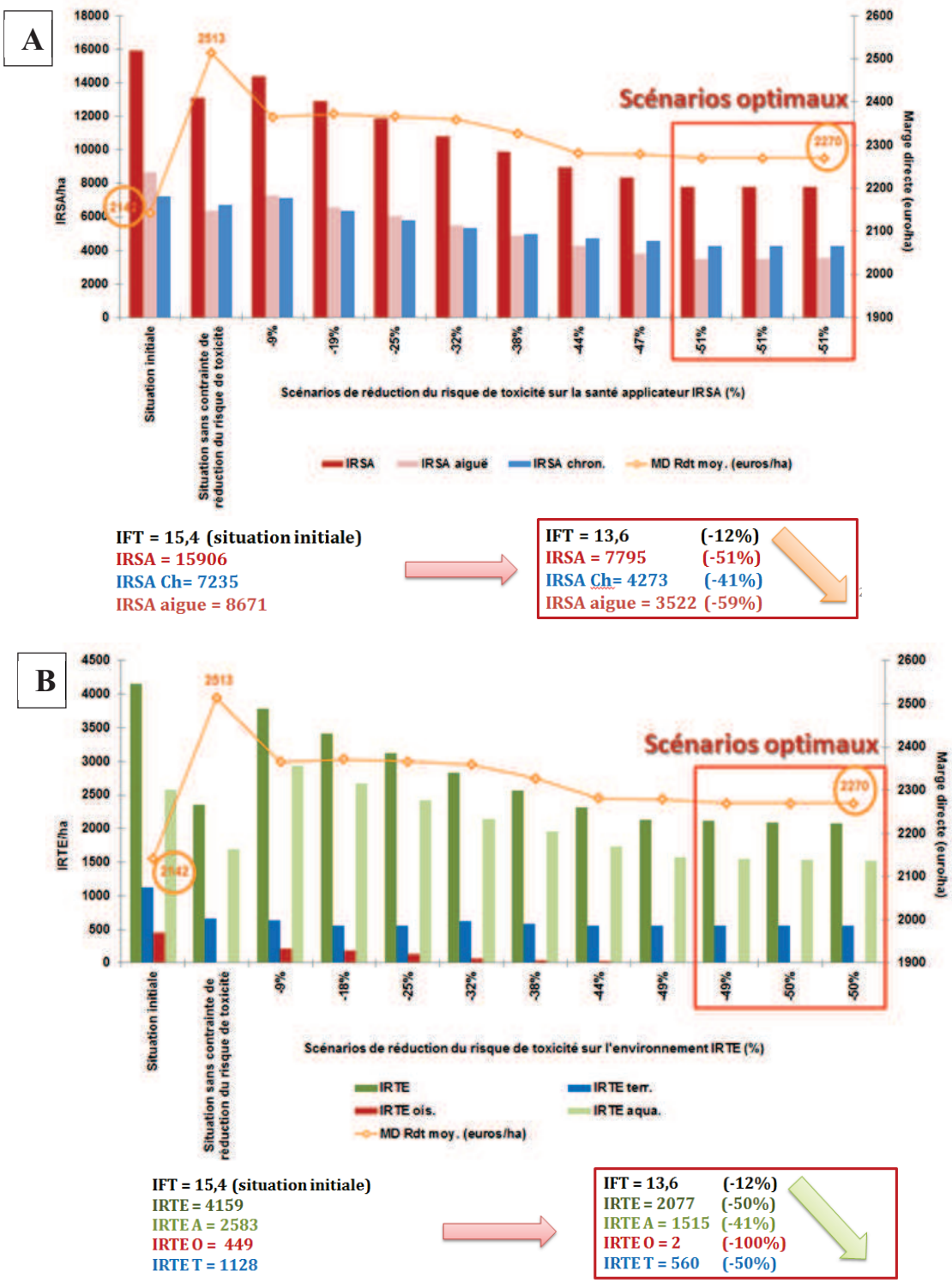


Figure 86. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de vigne cépage rouge (rendement moyen = 80 hl/ha) à phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

Le modèle technico-économique OptiPhy a aussi été testé sur quelques ITK de grandes cultures (blé dur d'hiver, maïs semences, tournesol semences, colza) et de maraîchages (melon, pomme de terre, salades sous serre) (détails de l'analyse des résultats du modèle en annexe 17). Dans la plupart des ITK de grandes cultures, nous avons pu substituer la totalité des produits utilisés par l'agriculteur, vu le nombre faible de traitements exigé par ces cultures (Annexe 17). De façon générale, l'analyse des résultats d'OptiPhy appliqué aux différentes cultures étudiées permet de déduire que ce modèle propose des scénarios alternatifs pour réduire les risques d'usage des pesticides quels que soient la culture et le niveau de la pression phytosanitaire à l'échelle de la parcelle (Annexe 17).

8.2. Analyse des mesures de réduction des risques des pesticides sur les exploitations agricoles

L'élaboration du modèle technico-économique OptiPhy d'optimisation du système de production, comme outil d'aide à la décision pour une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires, nous a permis de définir de nouveaux leviers de gestion dans le choix des produits phytosanitaires, en minimisant les impacts des pesticides sur la santé humaine (de l'applicateur) et sur l'environnement sous contraintes économique et d'efficacité par rapport aux cibles. Ce modèle technico-économique, en proposant des combinaisons de produits phytosanitaires, selon des critères d'efficacité et de performance économiques, vise à la fois la maximisation de la marge directe du système de production et la réduction des risques de toxicité liés aux pesticides.

Dans ce travail de recherche, nous avons choisi d'analyser les résultats d'optimisation du système de production de quelques ITK réels des cultures étudiées sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Par ailleurs, notre modèle a été testé sur des ITK à différents niveaux de pressions phytosanitaires (faible, moyenne et forte). Ce test nous a permis de déduire que, quel que soit le niveau de pression des pratiques phytosanitaires, notre modèle technico-économique OptiPhy propose à l'agriculteur des scénarios alternatifs permettant d'améliorer l'usage des pesticides et d'optimiser le système de production. De manière générale, les scénarios de substitution des produits proposés par le modèle permettent de (Mghirbi *et al.* 2016) :

- ✓ diminuer la fréquence de traitement (IFT) au niveau de l'ITK et à celui de la parcelle ;
- ✓ réduire jusqu'à environ 50% le risque de toxicité sur l'environnement et la santé de l'applicateur de l'ITK ;
- ✓ satisfaire la situation économique et même assurer une légère augmentation de la marge directe par rapport à la situation initiale de l'exploitation quelle que soit la culture.

Plusieurs paramètres sont problématiques dans le choix des scénarios et, par conséquent, dans les possibilités de substitution des produits phytosanitaires. Des facteurs limitants doivent être introduits dans le modèle pour améliorer sa pertinence. Parmi ces contraintes, nous pouvons mettre en avant la prise en compte de l'attaque des bioagresseurs, qui varie d'une année agricole sur l'autre et qui est fortement liée au climat. Nous devons donc retenir cette contrainte dynamique pour déterminer l'efficacité exacte de chaque produit phytosanitaire de substitution selon l'année agricole (forte attaque, attaque moyenne ou faible attaque des bioagresseurs). En dehors de l'effet climatique sur l'intensité des attaques ou les dommages des bioagresseurs, il existe d'autres facteurs physiques et biophysiques liés au sol, aux assolements des cultures, aux successions de cultures (précédent cultural) et aux paysages qui peuvent contrôler les niveaux de pression des bioagresseurs et, par la même, la décision d'appliquer des pesticides. La création de ce modèle peut satisfaire les besoins des agriculteurs en termes de gestion des pratiques phytosanitaires et des stratégies de choix de pesticides en optant pour l'un des scénarios proposés. Dans ce cas, l'agriculteur est libre dans son choix de scénario selon ses objectifs de production et le niveau de risque acceptable. C'est pour cela que les

contraintes introduites dans le modèle sont modulables en permettant de gérer les choix de produits en fonction des risques sur la santé humaine et sur l'environnement (eau, air, sol) à différentes échelles. Par conséquent, la fonction objectif et les contraintes du modèle sont modifiées au vu, d'une part, des enjeux environnementaux et socio-économiques et, d'autre part, des objectifs de production de l'agriculteur.

Cette modélisation multi-échelles et multicritères devrait permettre d'aboutir à une gestion globale de la pollution phytosanitaire diffuse au niveau d'un bassin versant (Le Grusse *et al.* 2006 ; Lescot *et al.* 2013 ; Vernier *et al.* 2013 ; Mottes *et al.* 2014 ; Ravier *et al.* 2015). Pour ce changement d'échelle dans la gestion des scénarios, nous souhaitons élaborer, dans les prochains travaux, une méthode de distribution statistique des usages à partir d'une typologie des pratiques phytosanitaires des exploitations agricoles croisées avec une typologie des contraintes spatiales (types de sol, pente, proximité des cours d'eau ou masse d'eau, etc.) (Biarnès *et al.* 2009 ; Vernier *et al.* 2013 ; Mottes *et al.* 2014 ; Murgue *et al.* 2015 ; Ravier *et al.* 2015 ; Martin *et al.* 2016). Cette démarche doit faciliter une représentation de la diversité agricole et une gestion intégrée des impacts de l'usage des pesticides par culture au niveau spatial. Ainsi, notre modèle technico-économique d'optimisation sera modulable en fonction des objectifs des décideurs et des pouvoir publics en terme de mesures agro-environnementales et selon les caractéristiques du milieu naturel au niveau d'un territoire.

Comparé à d'autres modèles développés pour la gestion des pratiques phytosanitaires et qui ne tiennent compte que des aspects éco-toxicologiques et des techniques d'utilisation des pesticides (Steinberg 2000 ; Wilkerson *et al.* 2002 ; Vasileiadis *el al.* 2011 ; Norsworthy *et al.* 2012 ; Swartjes *et al.* 2012), notre modèle technico-économique fournit aux agriculteurs et aux conseillers agricoles des scénarios de réduction des risques liés aux pesticides sous forme de combinaisons de produits phytosanitaires au regard de critères éco-toxicologiques (risques de toxicité), techniques (dose appliquée, efficacité du produit par cible et par culture) et économiques (prix unitaire du produit). Ainsi, ce modèle est générique, facile à utiliser et peut être transposable à d'autres territoires et adaptable en fonction des mesures de gestion de la pollution diffuse et du contexte du milieu naturel. Cependant, nous avons désormais besoin de développer et de valider le modèle avec des experts spécialisés en matière de protection des plantes et de lutte contre les bioagresseurs (techniciens et conseillers agricoles) pour l'adapter à des facteurs contraignants dans les stratégies de choix de pesticides.

Dans le cadre des politiques publiques et des mesures de gestion de l'usage des pesticides, notre modèle technico-économique peut être complémentaire à d'autres dispositifs mis en place pour proposer des pratiques agricoles respectueuses de la santé humaine et de l'environnement. Parmi ces dispositifs, nous pouvons citer la transition vers des systèmes de production agro-écologique qui se basent sur certaines pratiques agricoles telles que les techniques pour lutter contre le développement des adventices et les attaques des bioagresseurs (haies, bandes enherbées, filets, lutte biologique, etc.) (Trabelsi *et al.* 2016). Cette transition permet de conserver la biodiversité, de réduire les impacts des pesticides sur l'environnement et sur la santé publique, afin d'arriver progressivement vers des pratiques agricoles qui minimisent au maximum le recours aux produits phytosanitaires.

Conclusion du chapitre 8

L'objectif de ce chapitre est de mettre en place une stratégie de gestion des pratiques phytosanitaires et de réduction des risques liés à l'usage des pesticides. Cette stratégie permet d'améliorer la gestion de la pollution diffuse et d'optimiser les systèmes de production à travers la construction du modèle technico-économique OptiPhy (Mghirbi *et al.* 2016). Ce dernier se base sur les techniques de la programmation mathématique et l'introduction des indicateurs de risque de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement (IRSA, IRTE et leurs sous indicateurs), de pression (IFT),

économiques (coût phytosanitaire, rendement, prix de vente, prix unitaire des pesticides, etc.) et d'efficacité des produits phytosanitaires par cible et par culture (Figure 87).

Dans ce travail de recherche, deux volets complémentaires dans la modélisation des exploitations agricoles ont été associés. Le premier est constitué d'éléments techniques (les intrants : produits phytosanitaires) pour évaluer la réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement à travers les scénarios simulés par le modèle. Le second est composé d'éléments économiques (coût de production, rendement, etc.) permettant d'évaluer la situation économique (marge directe) de l'exploitation agricole qui correspond à chaque scénario de réduction des risques liés aux pesticides. En tenant compte de l'efficacité des produits, de leur impact sur l'environnement et la santé humaine et de leur prix d'achat, de nouveaux leviers de gestion des pratiques phytosanitaires (de nouveaux traitements) sont proposés aux agriculteurs en fonction de la culture et de la cible (ou des bioagresseurs) (Figure 87).

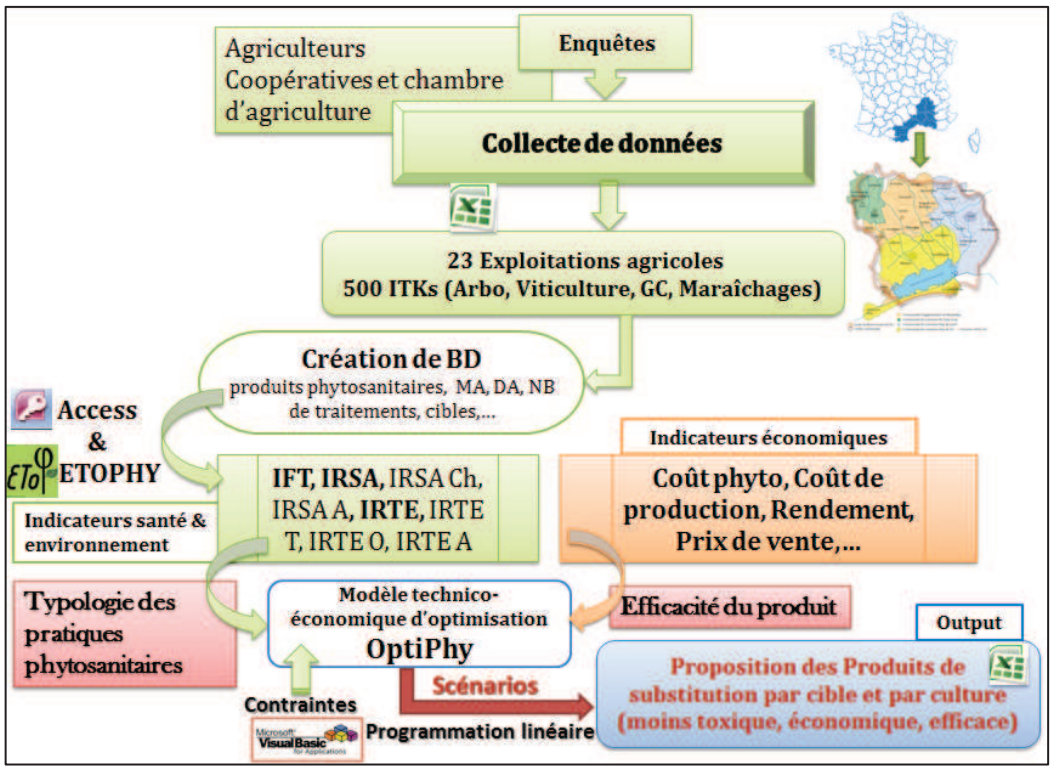


Figure 87. Démarche d'élaboration du modèle technico-économique d'optimisation OptiPhy (Réalisation : Mghirbi 2015)

Cette alternative de réduction des risques liés à l'usage des pesticides assure à l'agriculteur une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires et une situation économique satisfaisante au niveau de l'exploitation agricole. Ainsi, les résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique au niveau parcellaire permettront d'assurer une meilleure gestion de la pollution diffuse en fonction des zones fragiles et dégradées au niveau du bassin versant. Les résultats des scénarios de ce modèle proposent des combinaisons de substitution des produits phytosanitaires selon leur risque de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement et au vu de critères d'efficacité et de performance économiques (Figure 85).

De ce fait, son originalité se traduit par les informations qu'il fournit, à travers les résultats des scénarios proposés, aux différents acteurs au niveau d'un territoire pour la gestion de la pollution diffuse en diminuant les risques liés aux pratiques phytosanitaires. Les résultats du couplage d'un modèle technico-économique avec les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE,…),

décrivant les impacts environnementaux et socio-économiques des pratiques phytosanitaires, répondent aux besoins exprimés par les parties prenantes au niveau d'un territoire pour développer des outils d'aide à la décision. D'après les résultats des scénarios simulés par ce modèle, nous pouvons en déduire que notre objectif a été atteint ; il consiste à améliorer la gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires tout en préservant une situation économique satisfaisante des exploitations agricoles. Ce modèle est générique et transposable à d'autres territoires.

Au cours de la thèse, tel qu'il est élaboré, ce modèle a été testé avec des techniciens et des conseillers agricoles spécialisés en phytosanitaire auprès de quelques coopératives agricoles au Sud de la France. Ces acteurs ont apprécié les résultats préliminaires de cet outil d'aide à la décision en terme de gestion des pratiques phytosanitaires et de choix de pesticides au regard de leur risque de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement. En revanche, plusieurs facteurs peuvent représenter des éléments limitant le choix et la substitution des produits phytosanitaires. Ces facteurs, tels que l'efficacité du produit en fonction des informations climatologiques de l'année agricole (année humide ou sèche), le mode d'action du produit selon la saison d'application (hiver, été,…) et l'état de développement de la cible ou le stade d'application (juvénile ou larvaire,…) ne sont pas pris en compte dans notre modèle. D'autres facteurs économiques ne sont pas comptabilisés dans le modèle, comme par exemple l'effet des maladies sur les rendements des cultures et la variation des prix unitaires des produits phytosanitaires. C'est pour cette raison que nous devons valider et développer le modèle à l'aide d'experts spécialisés en phytosanitaire (techniciens et conseillers agricoles) pour l'adapter aux facteurs contraignants dans les stratégies de choix des pesticides. Le changement d'échelle de l'exploitation au bassin versant (ou à la région) s'insère dans la liste des éléments qui ne sont pas pris en considération dans notre modèle d'optimisation. Par manque de moyen logistique, ce modèle technico-économique a été conçu à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation.

De façon générale, pour développer les résultats des scénarios du modèle et les rendre plus fiables, nous devrons introduire l'efficacité des produits phytosanitaires proposés et la perte de rendement selon le type de l'année agricole (si l'année agricole connaît une attaque forte de bioagresseurs, moyenne ou faible). Cette combinaison entre l'efficacité du produit et la perte du rendement selon l'année agricole permet de rendre le modèle dynamique et à multi-décisions. Nous devrons aussi tenir compte de la variation de l'échelle d'optimisation des systèmes de production (de la parcelle au bassin versant) pour obtenir deux types de modèle : individuel (au niveau de l'exploitation) et régional.

En constatant le succès de l'objectif de ce modèle technico-économique, la vérification de la durabilité de cet outil au-delà du projet de recherche devient une nécessité. Elle s'insère dans le cadre d'une approche participative et de l'optique « *Action Research* » (Whyte 1991 ; McIntyre 2008 ; Scholz *et al.* 2014 ; Stringer 2014). Valider et développer la conception de ce modèle technico-économique et déterminer les différents paramètres à introduire dans le modèle permet d'établir un compromis entre les parties prenantes au niveau d'un territoire pour la gestion intégrée de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

Face au changement des pratiques phytosanitaires, à travers les résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique d'optimisation, le système de production des exploitations agricoles enquêtées est-il capable de surmonter cette perturbation au niveau des traitements phytosanitaires et de continuer à fonctionner normalement ? Comment peut-on classer et définir les différentes catégories de résilience des exploitations face à ce changement ? Nous essayons de répondre à ces questions dans le chapitre suivant qui vise à analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires et face à l'application de nouvelles techniques de traitement.

CHAPITRE 9. ANALYSE DE LA RESILIENCE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES ET EVALUATION CARTOGRAPHIQUE DU SYSTEME AGRICOLE ET DE LA POLLUTION DIFFUSE AU NIVEAU DU BASSIN VERSANT DE L'ETANG DE L'OR

Dans ce chapitre, nous proposons un cadre opérationnel pour analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires et nous évaluons, à l'aide de cartes, la contribution des systèmes de production à la pollution diffuse selon l'occupation du sol sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Dans un premier temps **(9.1)**, nous présentons le cadre conceptuel opérationnel de la résilience des exploitations agricoles. Dans cette partie, nous avons recours aux résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique (développés dans le chapitre précédent) et à la combinaison entre les indicateurs de risque (sur la santé humaine et sur l'environnement) et économique (marge directe). Cette combinaison permet de définir, par la suite, les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles en fonction des scénarios.

Quels sont donc les impacts du changement des pratiques phytosanitaires sur la situation environnementale et sur la viabilité économique des exploitations agricoles ? L'optimisation des systèmes de production en proposant des scénarios de réduction des risques liés aux pesticides permet-elle d'améliorer la gestion de la pollution phytosanitaire diffuse et de satisfaire la situation économique des exploitations agricoles ? Pour répondre à notre hypothèse, dans un deuxième temps **(9.2)**, nous évaluons les limites de la méthode adoptée et les résultats de l'analyse de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. Dans cette partie, une démonstration du rôle de l'optimisation des systèmes de production et de l'usage des pesticides est développée, ainsi que la généricité de la méthodologie proposée pour analyser la résilience des exploitations agricoles. Nous terminons par une évaluation cartographique de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides et par un état des lieux de l'impact des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur l'environnement au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette analyse spatiale montre l'utilité du SIG, considéré comme un outil d'aide à la décision, pour la gestion de la pollution diffuse et la mise en place des stratégies et des dispositifs de réduction des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Cette analyse spatiale permettra en conséquence de contrôler les risques de la pollution diffuse liée aux pesticides au niveau d'un territoire selon les zones fragiles et dégradées.

9.1. Analyse de la résilience des exploitations agricoles au changement des pratiques phytosanitaires

9.1.1. Analyse du cadre conceptuel opérationnel pour mesurer la résilience des exploitations agricoles

L'évaluation de la résilience des systèmes d'exploitations agricoles nécessite la détermination de leur stabilité et la persistance aux changements introduits par rapport à l'état initial ainsi que les mesures dans lesquelles le système peut être restructuré, après perturbations (Holling 1973 ; Carpenter *et al*. 2001; Walker *et al.* 2004 ; Lallau 2008). Les changements dans les systèmes de production agricole étudiés sont donc traduits par les variations des valeurs des paramètres ou d'un ensemble de « variables de contrôle » (dénommés dans notre étude « indicateurs ») (Perrings 1998 ; Carpenter *et al*. 2001). Ces variables de contrôle sont principalement identifiées sur la base des objectifs des systèmes agricoles (Perrings 1998) et, en particulier, du système de production. Généralement, l'analyse de la résilience des systèmes de production agricole consiste à répondre aux trois questions suivantes (Carpenter *et al.* 2001) :

1- Résilience de quoi ? Les systèmes de production agricole sont souvent complexes et imbriqués hiérarchiquement (Ewert *et al.* 2005). Trois niveaux fonctionnels sont fréquemment mentionnés, lorsqu'il s'agit de la mise en place des stratégies de gestion du système de production : i) **la parcelle,** considérée comme un élément de base où les processus de croissance des plantations et les besoins de développement des rendements des cultures (eau, fertilisant, pesticides, etc.) se présentent, ii) **l'exploitation**, niveau auquel interviennent les acteurs pour la prise de décision et la mise en place des politiques appliquées (subventions, pénalités, réduction de l'usage des pesticides ou de fertilisation, etc.) et iii) **le bassin versant**, comme le niveau de marché du travail, des terres agricoles et de gestion de la pollution diffuse d'origine agricole (Maurizi et Verrel 2002). Chaque décision prise à un niveau particulier du système hiérarchique complexe (la parcelle, l'exploitation et le bassin versant) affecte potentiellement, négativement et/ou positivement, le fonctionnement des autres niveaux (Walker *et al.* 2006). Par exemple, la substitution des produits phytosanitaires toxiques utilisés par l'agriculteur sur la parcelle comme alternative afin de réduire les risques de toxicité liés aux pratiques phytosanitaires se traduit souvent par un changement des stratégies de traitement et d'usage des pesticides à ce niveau. En revanche, bien que ce changement d'itinéraires techniques de traitement permette de réduire la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides et une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires, cette alternative peut provoquer une diminution du rendement et du revenu agricole au niveau de l'exploitation et du bassin versant.

Plus précisément, si l'objectif de cette étude est d'analyser la résilience des systèmes des exploitations agricoles et, en particulier, des systèmes de production, il devient clair que le niveau de l'exploitation doit être considéré comme le point d'accès privilégiée dans le système. Toutefois, il est aussi indispensable de prendre en considération le niveau de la parcelle comme sujet des performances des systèmes de production, le niveau du bassin versant pour les interactions entre les exploitations à l'égard des ressources clés (eau, terre,…), l'environnement (milieu aquatique, terrestre et aérien) et la santé publique.

2- Résilience à quoi ? Face à des perturbations externes (du climat, du marché, de la politique et de l'innovation), les systèmes de production agricole peuvent temporairement ou définitivement changer leur fonctionnement et même leur structure en un état différent (Ross *et al.* 2008 ; Lallau 2008, Lallau et Thibaut 2009). Selon Ross *et al.* (2008), le changement se caractérise par trois éléments :

- les perturbations externes, telles que le climat, le marché, la politique et/ou l'innovation ;
- la trajectoire du système, lorsqu'il se déplace d'un état initial (dans notre cas l'ITK initial de traitement appliqué par l'agriculteur) défini par ses caractéristiques biophysiques, socio-économiques et environnementaux et toutes les interactions qui déterminent le potentiel productif du système à un second état (les résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique) ;
- l'effet du changement déterminé par la différence entre les deux états du système.

3- La résilience de quelles caractéristiques ? Pour caractériser la stabilité du fonctionnement du système de production et celle de sa structure face aux perturbations et aux changements, plusieurs indicateurs socio-économiques, agronomiques et environnementaux peuvent être déterminés à différents niveaux spatio-temporels. Cela pourrait conduire à l'introduction d'un nombre infini de combinaisons indicateur/niveau qui rendrait l'analyse de résilience des exploitations agricoles très compliquée et difficile à réaliser. En outre, les indicateurs peuvent être corrélés, en particulier avec des scénarios simples : par exemple, la marge directe agricole est souvent fortement et positivement corrélée au rendement des cultures, lorsque les prix de vente des produits sont maintenus constants. Pour éviter ces problèmes, Parsonson-Ensor et Saunders (2011) préconisent, lors de l'évaluation de la résilience des systèmes de production agricole, de prendre en compte des indicateurs qui expriment l'évolution du :

- capital naturel, lui-même divisé en trois catégories principales : les ressources naturelles, les terres et les écosystèmes ;
- stock du capital humain qui correspond à l'infrastructure et aux machines utilisées pour la production agricole et l'élevage ;
- capital social, qui peut inclure, dans l'agriculture, les ouvriers agricoles et leur statut (connaissances, compétences ...).

Et/ou nous pouvons nous concentrer sur la résilience financière des systèmes de production en utilisant des indicateurs tels que la rentabilité de l'exploitation, la liquidité, etc. En nous inspirant des travaux de Lallau (2008), Lallau et Thibaut (2009), Parsonson-Ensor et Saunders (2011) et de la thèse de Souissi (2014), nous avons choisi d'exprimer l'évolution de l'état du capital naturel (l'environnement : eau, air et sol), du capital humain (la santé publique et, en particulier, la santé de l'utilisateur de pesticides) et celle de la situation économique de l'exploitation à travers trois indicateurs. Les deux premiers sont les indicateurs du risque de toxicité lié aux pesticides sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur qui caractérisent les impacts des pratiques phytosanitaires au niveau de l'exploitation. Le troisième est le revenu agricole (la marge directe) qui caractérise le comportement rationnel des agriculteurs et qui représente la fonction principale du système de production pour la plupart des agriculteurs. D'une manière générale, les indicateurs utilisés dans ce travail pour analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires sont les suivants :

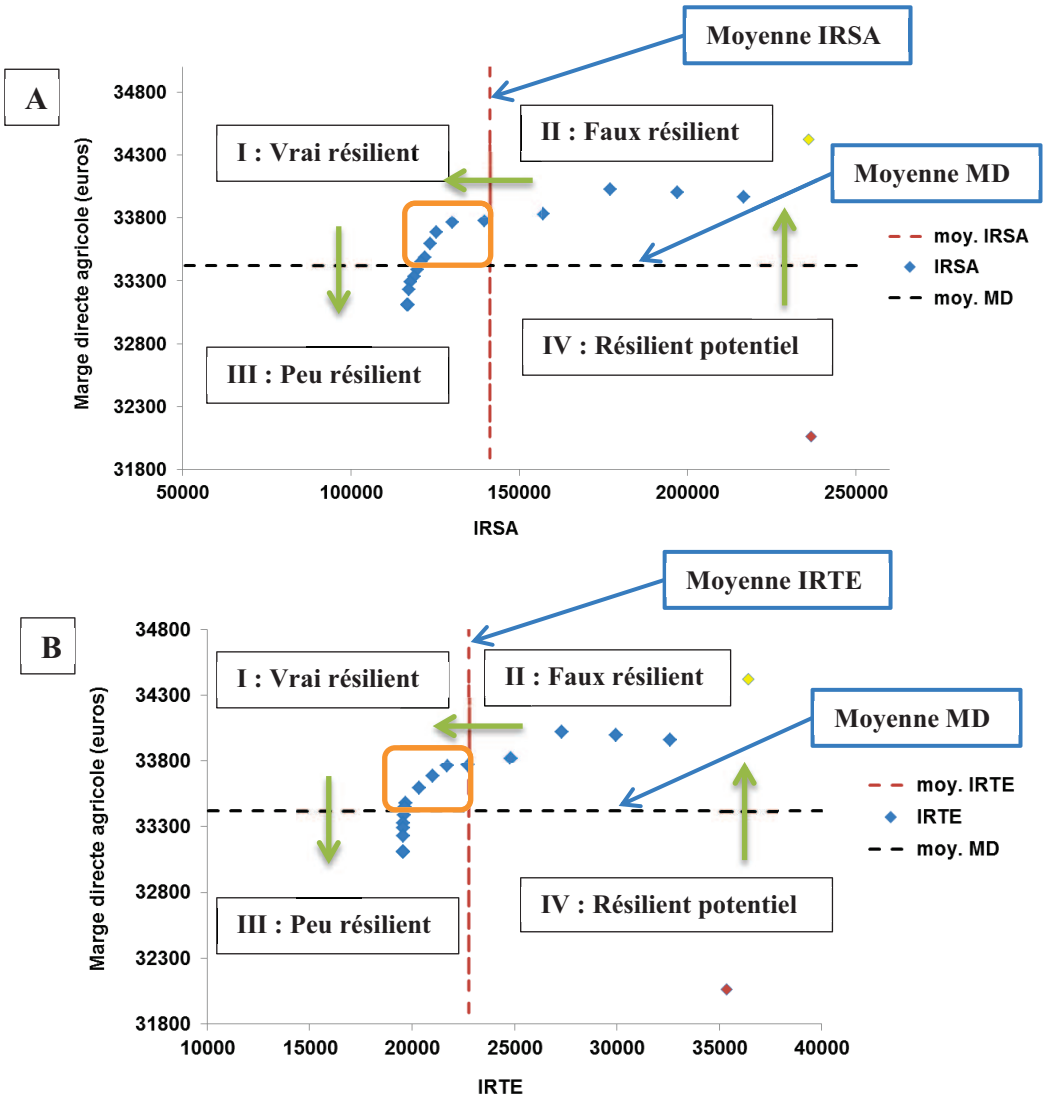
- ***Risque sur la santé de l'applicateur (indicateur d'impact)*** : la réduction des risques liés à l'usage des pesticides sur la santé de l'agriculteur et de son voisinage peut être un levier pour adapter des changements de pratiques phytosanitaires qui conduisent à une baisse des risques de toxicité chronique et aiguë sur la santé publique.
- ***Risque de toxicité sur l'environnement (indicateur d'impact)*** : la réduction des risques liés aux pesticides sur les différents compartiments de l'environnement à travers la substitution des pesticides toxiques, par des produits moins toxiques, efficaces et économiques, est une alternative qui permet de réduire la pollution diffuse au niveau des milieux naturels. En conséquence, la réduction des risques de toxicité sur l'environnement liés aux pesticides conduit à la préservation de la biodiversité, de l'équilibre des écosystèmes, ainsi qu'à la protection des ressources naturelles, notamment celles en eau au niveau du bassin versant.
- ***Marge directe agricole (indicateur de fonctionnement de l'exploitation)*** : cet indicateur est lié au climat et aux stratégies des pratiques phytosanitaires appliquées par l'agriculteur en raison de leurs impacts directs sur le rendement de la culture. En effet, le choix des stratégies de traitement peut affecter l'environnement (par exemple : la pollution des eaux de surface et souterraine), la santé de l'agriculteur et de son voisinage (par exemple : l'apparition des allergies et des maladies cancérigènes), ainsi que la production au niveau de l'exploitation et la marge directe. L'analyse de cet indicateur dépend des stratégies des agriculteurs par rapport aux systèmes de production appliqués, compte tenu des ressources naturelles, des intrants, des contraintes, des opportunités socio-économiques et des politiques agricoles.

Pour déterminer qu'une exploitation agricole est résiliente ou pas, nous fixons des critères bien précis qui sont considérés comme les objectifs à atteindre suite aux changements des pratiques phytosanitaires. Ces objectifs se traduisent par la satisfaction de la situation économique et environnementale au niveau de l'exploitation et par des compromis entre les différents acteurs au niveau du bassin versant. Pour comprendre les effets des changements des pratiques phytosanitaires sur les valeurs de ces trois indicateurs, nous illustrons, dans la figure 88, les quatre catégories possibles d'adaptation du système de production relatives à la résilience des exploitations agricoles :

- Catégorie 1 : **les vrais résilients** (I) la situation économique de l'exploitation est satisfaisante bien que les valeurs d'indicateurs de risque soient réduites de façon remarquable par rapport à

la situation initiale. L'agriculteur a pu remédier à sa situation économique et la rendre satisfaisante avec un risque de toxicité sur l'environnement et sur la santé d'applicateur faible au niveau de l'exploitation. Cette catégorie de résilience est pertinente à la fois au niveau environnemental et économique, vu que la résilience de l'exploitation est très élevée et le système de production est dans une situation économique et environnementale satisfaisante. Par ailleurs, cette catégorie obéit aux objectifs de notre étude. Autrement dit, le système de production est capable de s'adapter au changement des pratiques phytosanitaires selon les objectifs fixés (réduire le risque des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement).

- Catégorie 2 : **les faux résilients** (II) la situation économique de l'exploitation est plus satisfaisante que la situation initiale T0, mais les valeurs d'indicateurs de risque restent élevées. Ce qui fait que la technique de traitement de référence T0 est une technique qui nuit à l'environnement et à la santé de l'applicateur, qui demeurent fragiles. Par contre, sur le plan économique, le système de production semble se porter mieux en rapportant même un revenu correct à l'agriculteur.
- Catégorie 3 : **les peu résilients** (III) l'exploitation agricole représente les valeurs d'indicateurs de risque les plus faibles par rapport aux autres catégories et la situation économique est assez satisfaisante. L'agriculteur peut accepter d'appliquer les scénarios optimaux proposés par le modèle tout en se contentant d'une marge directe inférieure à celle de la catégorie (I) et (II). Sur le plan économique, il s'en sort mieux qu'à la situation initiale suite au changement de la technique de traitement (substitution des produits toxiques identifiés par cible).
- Catégorie 4 : **les résilients potentiels** (IV) situation initiale où l'exploitation représente une valeur de risque sur la santé de l'applicateur et de toxicité sur l'environnement élevée : la santé humaine et la biodiversité sont fortement dégradables préalablement au plan « Ecophyto 2018 » et à la gestion des pratiques phytosanitaires. La situation économique est plus ou moins satisfaisante, voire précaire. Dans cette situation, l'agriculteur cherche à avoir des alternatives à travers des outils d'aide à la décision pour augmenter son profit tout en diminuant les risques de toxicité liés à l'usage des pesticides.



Légende

- Situation initiale (T0)
- Scénario 0 : minimisation du coût des pesticides sans réduction de l'IRSA et de l'IRTE
- Scénarios de 1 à n : minimisation du coût des pesticides avec réduction de l'IRSA et de l'IRTE
- Sens de variation des indicateurs selon les scénarios
- Scénarios de vraie résilience de l'exploitation agricole

Figure 88. Les indicateurs de résilience : la variation relative des indicateurs du risque liés aux pesticides sur la santé de l'applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) et la marge directe (MD) entre les deux situations du système de production (la situation initiale et les résultats des scénarios simulés par le modèle) pour une exploitation de pommiers (5 variétés de pommes sur 5 ha) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

Lorsque nous analysons les indicateurs qui varient d'un scénario à un autre (Figures 88 et 89), la question clé demeure la détermination des limites à prendre en compte pour définir les domaines de la résilience d'une exploitation agricole. Pour chaque indicateur, un seuil de résilience doit être associé, ce qui représente la valeur critique pour décider si le système perd sa résilience ou non. Généralement, les seuils sont basés sur le cycle de vie du système ou sa trajectoire d'évolution (Perrot *et al.* 1995) et les valeurs statistiques pertinentes (Huggett 2005 ; Lallau et Thibaut 2009) ou bien ils sont établis de

façon arbitraire par les scientifiques qui se fondent sur des expériences (Muradian 2001 ; Huggett 2005). Pour surmonter le problème du seuil des indicateurs, nous avons déterminé la valeur moyenne des résultats de ces indices issus des scénarios simulés par le modèle. La détermination du seuil de chaque indicateur permet de regrouper le comportement du système de production, face au changement des pratiques phytosanitaires, en fonction de la variation relative, entre les scénarios de T0 jusqu'au scénario n, des trois indicateurs. L'analyse des caractéristiques de ces groupes devrait permettre de déterminer les caractéristiques du système de production le plus résilient. De ce fait, la caractéristique de « vrai résilient » est attribuée, à la catégorie des exploitations agricoles, lorsque les objectifs atteints correspondent à une maximisation de la marge directe (MD) et à une minimisation du risque de toxicité (IRSA, IRTE).

9.1.2. Analyse de la résilience des systèmes de production des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or

Cette partie a pour objectif de montrer l'utilité de la phase opérationnelle du concept de résilience dans l'évaluation de l'impact du changement des pratiques phytosanitaires dans la prise de décision des différents systèmes de production des exploitations agricoles enquêtées. Si nous analysions l'impact environnemental et économique des scénarios simulés par le modèle sur toutes les exploitations à l'échelle du bassin versant de l'étang de l'Or, cette étude serait difficile à mener. Par conséquent, nous avons choisi d'évaluer les ITK types de traitement (des exploitations agricoles enquêtées) déduits de l'analyse en composantes principales (ACP ; Paragraphe 5.4.2), pour étudier le comportement des exploitations réelles représentatives. Afin de comprendre le comportement de ces exploitations, leur système de production et leurs impacts sur l'environnement, des variables explicatives structurelles ont été utilisées.

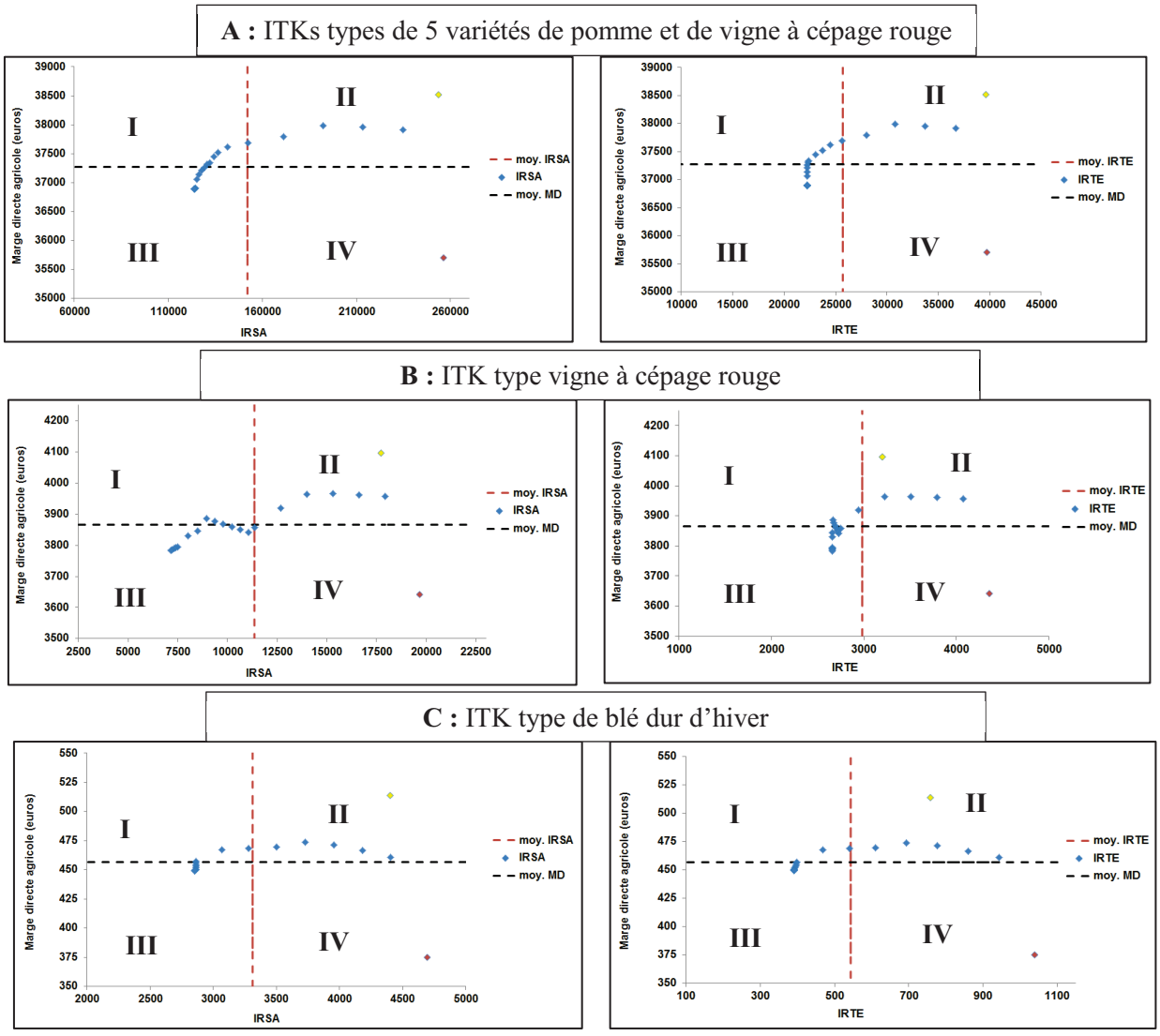
La figure 89 illustre la variation relative des trois indicateurs utilisés (IRSA, IRTE et MD) pour la détermination de la résilience des exploitations agricoles face aux scénarios de substitution des produits phytosanitaires proposés par le modèle technico-économique OptiPhy au niveau des ITKs types. Les scénarios sont donc classés en utilisant le cadre opérationnel de la résilience expliquée dans le paragraphe 6.5 (partie 2, chapitre 6). Ainsi, le comportement des exploitations est regroupé en 4 catégories (Figure 89) :

- **catégorie I** : regroupe les scénarios dans lesquels les exploitations agricoles sont identifiées comme de véritables systèmes de production résilients. Ces scénarios ont permis d'aboutir à une marge directe satisfaisante, avec un IRSA et IRTE qui sont réduits de façon remarquable par rapport à la situation initiale. Nous constatons, dans la plupart des systèmes de production, que les scénarios intermédiaires (par exemple de S5 à S12 pour le cas A et D) sont ceux qui favorisent la résilience des exploitations agricoles et qui reflètent les objectifs de l'agriculteur ;
- **catégorie II** : cette catégorie représente aussi le groupe des scénarios où le système de production est résilient, vu que la marge directe est élevée par rapport à la situation initiale. Or, nous remarquons que les valeurs du risque de toxicité (IRSA et IRTE) restent assez élevées, ce qui confirme la dénomination de cette catégorie comme « faux résilient ». En effet, la situation économique est meilleure, mais le risque de toxicité reste élevé dans la majorité des cas et parfois supérieur à la situation initiale (cas du scénario 0). Dans la plupart des cas, les scénarios de S0 à S4 se regroupent dans cette catégorie ;
- **catégorie III** : représente les scénarios où le système de production des exploitations est assez résilient. Bien que l'IRSA et l'IRTE soient inférieurs aux autres catégories, la marge directe reste assez satisfaisante mais pas autant que pour la catégorie I. Nous notons surtout que les scénarios optimaux sont regroupés dans cette catégorie. L'agriculteur peut accepter

d'appliquer ces scénarios en se contentant d'un minimum de profit par rapport à la situation initiale (catégorie IV) ;

- **catégorie IV** : représente la situation initiale ; l'exploitation agricole dans ce cas est caractérisée par un risque de toxicité élevé et une marge directe plus ou moins satisfaisante pour les cultures arboricoles, melon et salades, tandis que la marge directe demeure faible pour les grandes cultures et la pomme de terre. L'agriculteur, dans ce cas, cherche à améliorer son système de production et à trouver de nouveaux leviers pour réduire les risques de toxicité liés aux pesticides et à augmenter sa marge directe au niveau de son exploitation. L'étiquette de « résilient potentiel ou virtuel » est attribuée ainsi pour cette catégorie. La situation initiale du système de production est en déséquilibre et l'agriculteur cherche, d'une part, à remédier à sa situation économique et, d'autre part, à diminuer les risques liés à l'usage des pesticides à l'aide des outils d'aide à la décision.

Nous soulignons, selon les figures 88 et 89, que le sens de variation des indicateurs va de la catégorie IV (situation initiale) à la catégorie II (faux résilient), suivies par la catégorie I (vrai résilient) et, enfin, la catégorie III (qui regroupe généralement les scénarios optimaux de réduction de l'IRSA et de l'IRTE). Ce sens est attribué en fonction de l'enchainement des scénarios simulés par le modèle en commençant par la situation initiale de l'exploitation agricole (catégorie IV).



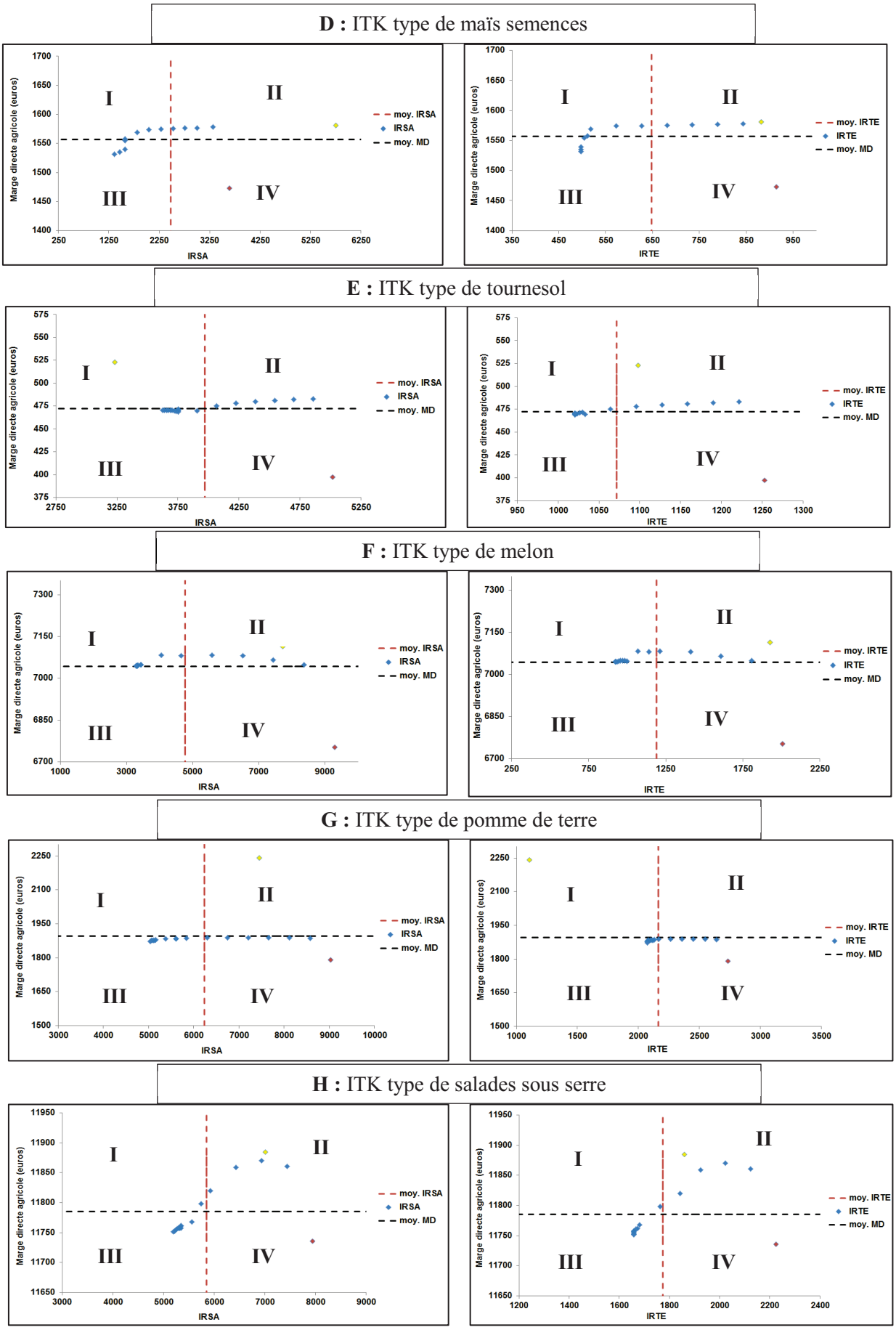


Figure 89. Variation relative des indicateurs du risque liés aux pesticides sur la santé de l'applicateur (IRSA) (à gauche) et sur l'environnement (IRTE) (à droite) et de la marge directe (MD) entre les deux

situations du système de production (la situation initiale et les résultats des scénarios simulés par le modèle) des ITK type réels à forte pression phytosanitaire et à des rendements maximum (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

De façon générale, l'analyse des résultats de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires montre que, lorsque les agriculteurs choisissent d'appliquer les scénarios intermédiaires ou, dans certains cas, les scénarios optimaux proposés par le modèle technico-économique OptiPhy, les systèmes de production peuvent atteindre une situation de vraie résilience. Ces scénarios assurent ainsi à l'agriculteur, quel que soit le système de production, une situation économique satisfaisante et un environnement plus sain par rapport à la situation initiale. Dans ce cas, nous avons pu démontrer l'utilité de la mise en place d'outils d'aide à la décision pour répondre aux attentes des différents acteurs territoriaux afin d'établir des stratégies de gestion des risques liés à l'usage des pesticides et de maintenir la viabilité économique des exploitations agricoles. De ce fait, nous pouvons déduire que, même si l'agriculteur introduit du changement dans ses pratiques phytosanitaires (de nouvelles techniques de traitement) sur son exploitation agricole, le système de production devient résilient grâce aux dispositifs dédiés aux outils d'aide à la décision.

9.2. Discussion des résultats d'analyse de la résilience des exploitations agricoles

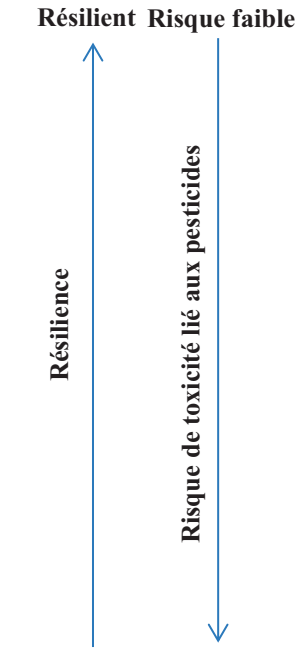
9.2.1. Evaluation du comportement des exploitations en réponse au changement des pratiques phytosanitaires

Dans l'ensemble, notre étude montre que la résilience des systèmes agricoles est surtout fonction de la combinaison des produits phytosanitaires proposés à l'agriculteur à travers les scénarios offrant plus ou moins de possibilités d'adaptation et d'amélioration de la situation économique et environnementale de l'exploitation. Ces résultats sont cohérents avec les études antérieures montrant que, parmi les alternatives pour réduire les risques liés aux pesticides, l'agriculteur doit agir sur la stratégie de choix des produits phytosanitaires en terme de composition des matières actives et appliquer des traitements phytosanitaires raisonnés dans le cadre d'une gestion intégrée de l'utilisation des pesticides (Aubertot *et al.* 2005 ; Pingault *et al.* 2009 ; Butault *et al.* 2010). La diversification des produits utilisés sur les exploitations est une autre solution fournie par le modèle technico-économique pour réduire l'accumulation de la même matière active dans l'environnement. En effet, il ressort de cette étude que les systèmes de production les plus résilients sont ceux qui appliquent les scénarios où les produits phytosanitaires sont diversifiés, efficaces, économiques et pas forcément les moins toxiques possible. Plus les produits proposés par le modèle sont efficaces et économiques, permettant ainsi à l'agriculteur de gagner à la fois plus au niveau de la marge directe et de réduire les risques sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur, plus l'exploitation agricole est résiliente.

Les exploitations agricoles les plus résilientes au changement des pratiques phytosanitaires sont les vergers (pommiers, vigne), les céréales (blé dur d'hiver et maïs) et le melon (Figure 87). En revanche, le tournesol et les maraîchages (salades et pomme de terre) sont les moins résilients (Figure 87). En outre, il apparaît que, vu l'exigence des vergers en terme de traitement phytosanitaire, ils ont plus de choix et de combinaisons de produits par rapport aux autres cultures. De ce fait, la création et le développement d'outils d'aide à la décision pour l'optimisation de l'usage des pesticides et la meilleure gestion des pratiques phytosanitaires sont indispensables pour mettre à la disposition des différents acteurs, notamment les agriculteurs, les différents scénarios de raisonnement du choix des pesticides. Ces scénarios qui mettent en évidence le maintien du bon fonctionnement du système de production favorisent la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques

phytosanitaires. Le tableau 30 synthétise les relations obtenues dans notre étude entre la réduction des risques de toxicité liés aux pesticides et les niveaux de résilience. Ce tableau permet de déduire que plus les risques de toxicité liés aux pesticides sont réduits et la marge directe satisfaisante, plus l'exploitation agricole est résiliente, ce qui assure évidemment à l'agriculteur un environnement sain et une agriculture durable.

Tableau 30. Classification de la résilience des systèmes de production selon la variation du niveau de risque de toxicité lié aux pesticides et de la marge directe (Réalisation : Mghirbi 2015)



Niveau du risque de toxicité lié aux pesticides	Niveau de résilience	Les indicateurs de résilience
Risque faible	Peu résilient	Marge directe ☺ IRSA ☺ ☺ IRTE ☺ ☺
Risque moyen à faible	Vrai résilient	Marge directe ☺ ☺ IRSA ☺ ☺ IRTE ☺ ☺
Risque élevé à moyen	Faux résilient	Marge directe ☺ ☺ IRSA ☹ ☺ IRTE ☹ ☺
Risque très élevé	Résilient potentiel	Marge directe ☹ ☹ IRSA ☹ ☹ IRTE ☹ ☹

☺ Satisfaisant ; ☹ Pas satisfaisant

Cette analyse a besoin d'être améliorée par l'introduction d'autres indicateurs qui peuvent être essentiels dans le comportement de l'agriculteur, ainsi que dans la trajectoire d'évolution et d'adaptation du système de production. Par exemple, nous avons supposé que l'efficacité des produits phytosanitaires n'est pas influencée par le climat : les pesticides gardent leur efficacité sur la cible à traiter quel que soit le climat. Par conséquent, nous supposons que la perte au niveau de la récolte est négligeable.

Néanmoins, la prise en considération de l'effet climat sur l'efficacité des produits phytosanitaires et sur le rendement peut réduire la résilience des systèmes de production face au changement des pratiques phytosanitaires. Par ailleurs, l'introduction de l'effet climat dans le modèle technico-économique peut permettre aussi d'accroître la résilience des exploitations agricoles. Le modèle fournit à l'agriculteur des scénarios plus fiables en proposant des produits moins toxiques, économiques et efficaces selon les conditions climatiques (sec ou humide).

9.2.2. Evaluation de la méthodologie d'analyse de la résilience des exploitations agricoles

L'approche de l'analyse des systèmes de production développée dans cette étude révèle l'utilité d'évaluer la résilience de ces systèmes face au changement des pratiques phytosanitaires, tout en tenant compte à la fois de la diversité des exploitations agricoles et des traitements phytosanitaires à l'intérieur de chaque ferme. Les cultures étudiées et le modèle technico-économique développé sont assez souples pour permettre son application à l'échelle du bassin versant et dans d'autres régions, à condition que des données suffisantes soient disponibles pour le paramétrage du modèle et son évaluation. Ainsi, son atout principal est de traduire le concept de résilience, dont le caractère opérationnel est ambigu et encore discutable (Carpenter *et al.* 2001 ; Parsonson-Ensor et Saunders 2011 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2012 ; Reghezza-Zitt *et al.* 2015), en une approche opérationnelle pour l'étude de la résilience des exploitations agricoles et des systèmes de production dans leurs diversités (à l'intérieur et entre les exploitations types).

L'analyse de la résilience des exploitations agricoles sur deux échelles (parcelle, exploitation) et l'approche quantitative développée dans cette étude permettent de simuler les interactions complexes entre les composants techniques et économiques des systèmes de production, face à des facteurs internes ou externes tels que le changement des pratiques phytosanitaires et le changement climatique. Dans notre étude, le comportement des systèmes de production (de la vraie résilience à la non résilience des exploitations agricoles) a été regroupé à l'aide de trois indicateurs qui caractérisent la stratégie d'adaptation des exploitations agricoles avec et sans les effets du changement des pratiques phytosanitaires. Certes, le modèle technico-économique est suffisamment souple pour permettre d'introduire plus d'indicateurs afin de classer ce comportement adaptatif et évaluer son impact sur les systèmes de production à l'échelle d'un bassin versant.

Comme plusieurs auteurs (Muradian 2001 ; Lallau et Thibaut 2009) l'ont indiqué, la complexité principale à traiter, lorsque nous analysons la résilience des systèmes de production, est de définir un seuil de résilience pour chaque indicateur, en particulier lors de l'utilisation de plusieurs types de variables (structurelle et opérationnelle) à différents niveaux du système (parcelle, exploitation et bassin versant). En analysant la variation relative des valeurs des indicateurs avec et sans changement de pratiques phytosanitaires, nous avons surmonté partiellement le problème du seuil de l'indicateur. Nous émettons l'hypothèse que, plus la variation relative de la valeur des indicateurs, entre les scénarios de changement des pratiques phytosanitaires et les situations initiales, est importante (l'IRSA et l'IRTE diminuent et la MD augmente), plus les possibilités que l'exploitation deviendra « non résiliente » est faible. Évidemment, en utilisant cette méthode, nous pouvons analyser la sensibilité de résilience de chaque exploitation en testant différents niveaux de seuil. Une autre caractéristique de notre approche est qu'elle permet une analyse en profondeur du comportement de l'exploitation à travers les « scénarios intermédiaires » décrivant les différentes combinaisons de produits phytosanitaires possibles pour la gestion des risques liés aux pesticides. Le modèle peut être à la fois un outil d'aide à la décision et de compromis entre les différents acteurs au niveau d'un bassin versant. Autrement dit, la réduction des risques de toxicité sur l'environnement et la santé de l'applicateur, à l'aide des scénarios simulés par le modèle, peut augmenter la marge directe de l'agriculteur, protéger sa santé et la santé publique, ainsi que conserver la biodiversité et protéger les milieux naturels. Ceci est une caractéristique puissante, lorsque l'analyse des scénarios du modèle est destinée à être partagée avec différentes disciplines scientifiques (par exemple : agronomie, économie, environnement et santé publique) et avec diverses parties prenantes (par exemple : agriculteurs, techniciens agricoles et gestionnaires de l'eau) qui ont chacune un domaine et/ou un niveau spécifique de compréhension du système.

9.3. Evaluation cartographique du système agricole et de la contribution des pratiques phytosanitaires à la pollution diffuse au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or

9.3.1. Etat des lieux de l'utilisation des pesticides et contribution des pratiques phytosanitaires à la pollution diffuse par commune

L'analyse spatiale des systèmes de production agricole au niveau des communes, en tenant compte des caractéristiques des éléments technico-économiques et agronomiques des exploitations agricoles et de leur contribution à la pollution diffuse, permet de déduire qu'il existe une iniquité spatiale et sociale (Ayadi 2013), voire économique (Figures 90 et 91). Cette inégalité géographique est expliquée par la différence de la SAU, des systèmes de cultures et des stratégies de production des agriculteurs (en particulier au niveau des pratiques phytosanitaires) entre les communes. D'après la figure 90 et la carte d'occupation du sol (Figure 41 et Tableau 9 ; Paragraphes 4.3.1 et 4.3.2), nous constatons que la consommation des pesticides à l'échelle du bassin versant de l'étang de l'Or est fortement liée à la SAU cultivée des communes (Annexe 6). En effet, les communes de Mauguio, Marsillargues et Mudaison couvrent 42% de la SAU cultivée totale, ce qui représente 10 933 ha (Annexe 6) et contribuent à environ 35% de l'IFT total, de l'IRSA total, de l'IRTE total et du coût phytosanitaire total du bassin versant (Figures 90 et 91).

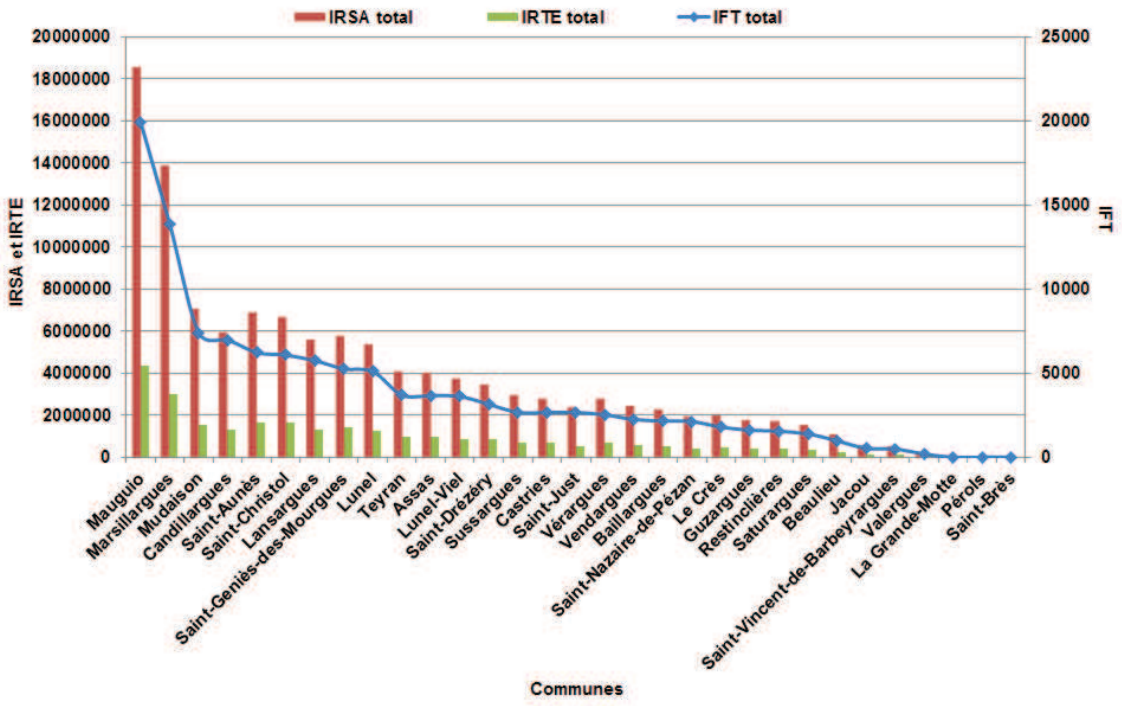


Figure 90. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production agricole par commune à l'IFT total, à l'IRSA total et à l'IRTE total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2015)

De façon globale, les systèmes de production de la plupart des communes situées sur la plaine agricole de Mauguio-Lunel sont les plus consommatrices en pesticides, à l'exception de Baillargues, Valergues et Saint Nazaire de Pézan (Figure 91). De même, les deux communes Saint-Geniès-des-Mourgues et Saint-Christol, situées au Nord du bassin versant, sont caractérisées par une consommation élevée de pesticides (Figure 91). En conséquence, les communes qui dépensent le plus en achat de pesticides sont les mêmes qui représentent un nombre de passages (ou de traitements) élevé au niveau du bassin

versant (Annexe 18.1). La variation du coût des pesticides et du nombre de passages est fortement corrélée avec la SAU cultivée des communes. Cette variation est due éventuellement à la diversité des systèmes de production et à l'occupation du sol entre le Sud et le Nord du bassin versant.

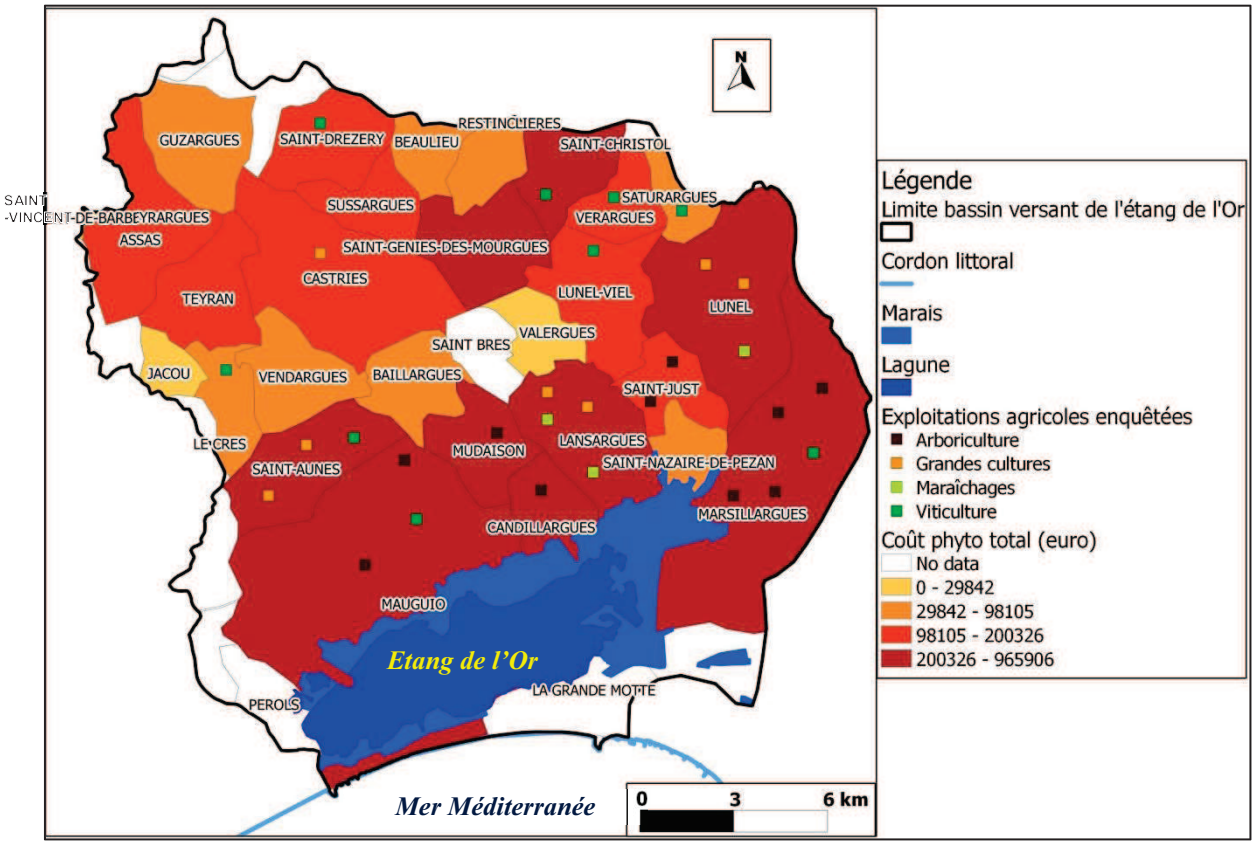


Figure 91. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production agricole par commune au coût des produits phytosanitaires total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)

En revanche, une analyse spatiale des systèmes de production des communes par hectare montre que le coût des produits phytosanitaires par ha n'est élevé que pour six communes : Castries, Mudaison, Candillargues, Lunel-Viel, Saint-Just et Saint Nazaire de Pézan et varie de 569 €/ha à 716 €/ha (Figure 92). Ce coût élevé des pesticides s'explique par les superficies arboricoles et viticoles importantes sur ces six communes et l'exigence de ces deux types de culture en traitements phytosanitaires. En outre, les dépenses en produits phytosanitaires pour 75% des communes sont inférieures ou égales à 569 €/ha (Figure 92).

Le coût des pesticides inférieur à 446 €/ha dans certaines communes (Figure 92), qui présentent une consommation élevée de produits phytosanitaires sur le bassin versant (en particulier au niveau de la plaine agricole Mauguio-Lunel), peut être attribué à la superficie remarquable des grandes cultures. Ce type de cultures n'exige pas beaucoup de recours aux pesticides et les produits utilisés par ces exploitations sont essentiellement des herbicides (constatations développées dans le paragraphe 7.3 et l'annexe 16). L'analyse spatiale de l'utilisation des pesticides amène à déduire que la pondération du coût des pesticides total par la SAU cultivée de chaque commune permet de déterminer la localisation des systèmes de production les plus consommateurs en pesticides par hectare.

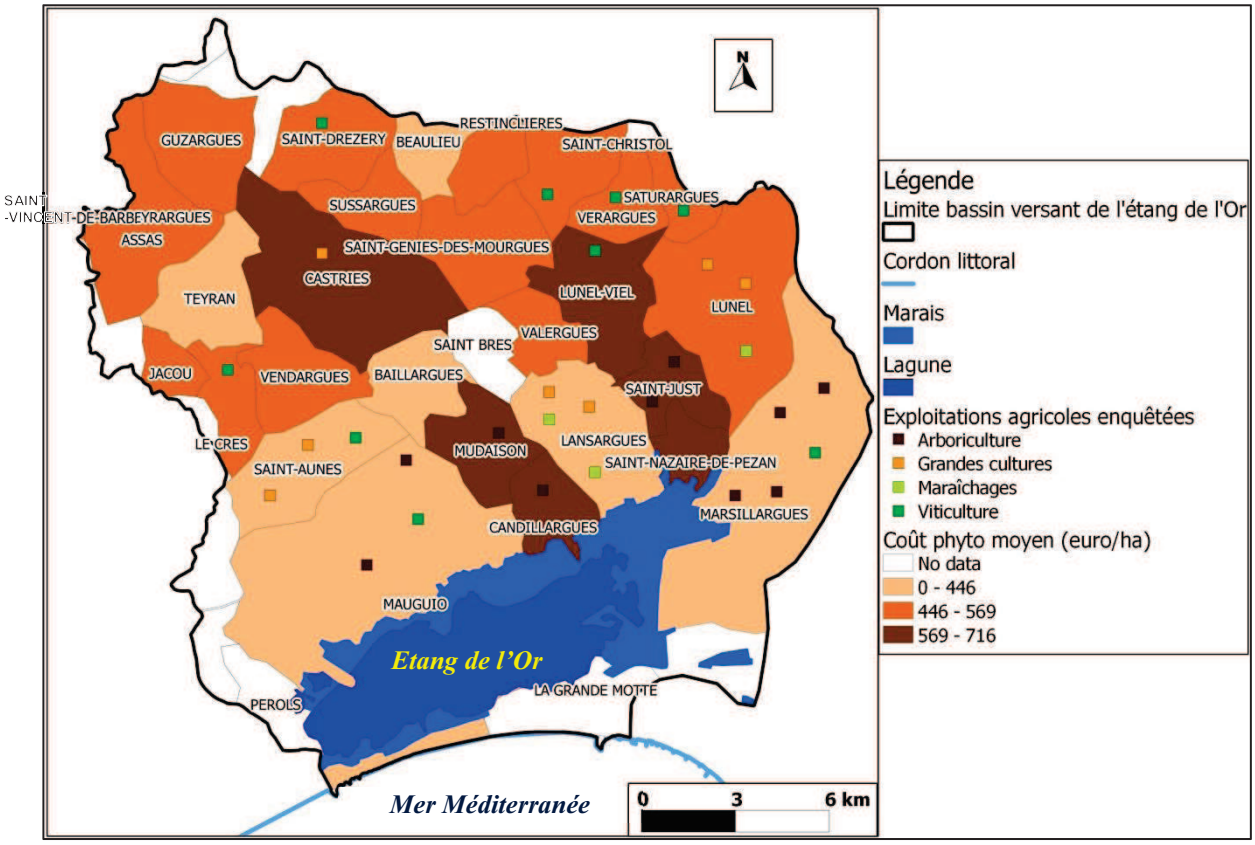


Figure 92. Répartition des communes selon le niveau du coût des produits phytosanitaires moyen par hectare (Réalisation : Mghirbi 2015)

L'analyse spatiale du nombre de passages au niveau des systèmes de production montre que 50% des communes ont un nombre de passages moyen par ha inférieur ou égal à 13 (Figure 93). En revanche, le nombre de passages moyen par ha des communes situées au Nord et au Nord-Ouest du bassin versant et qui sont caractérisées par une superficie importante de vigne varie entre 13 et 18 passages/ha (Figure 93).

D'après la figure 93, les agriculteurs des trois communes Mudaison, Saint-Just et Saint Nazaire de Pézan pratiquent un traitement systématique au vu du nombre de passages moyen/ha qui varie de 18 à 21 traitements moyens par ha. Cela peut s'expliquer par le fait que les principales cultures de ces communes sont l'arboriculture et les céréales. De ce fait, le nombre de passages varie d'un territoire à l'autre selon les stratégies de traitement phytosanitaire appliquées par les agriculteurs (systématique ou raisonné) et l'occupation du sol de chaque commune.

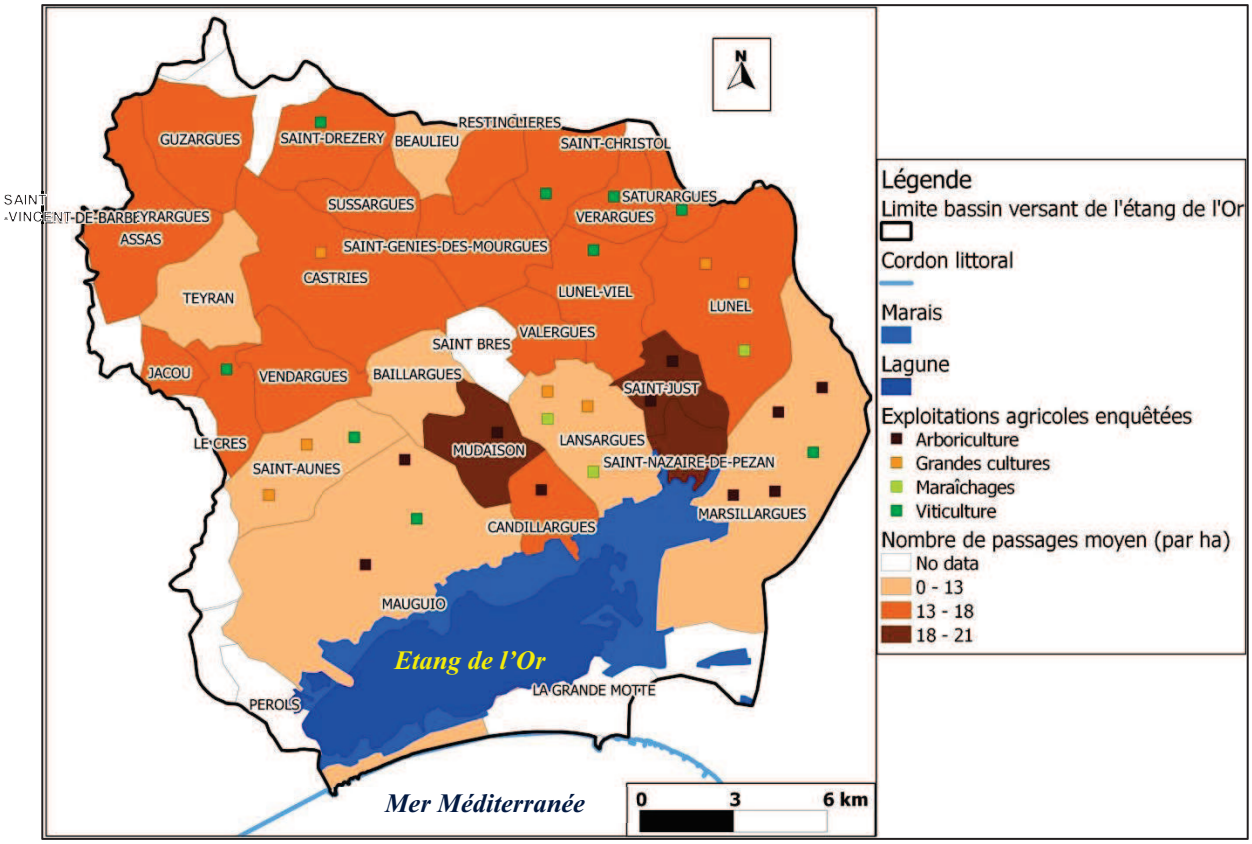


Figure 93. Répartition des communes selon le niveau du nombre de passages moyen par hectare (Réalisation : Mghirbi 2015)

Après avoir analysé les systèmes de production des communes en termes de consommation de pesticides et de stratégies de traitement phytosanitaire, nous allons évaluer la contribution des pratiques phytosanitaires de ces systèmes à la pression (IFT), au risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) et sur la santé de l'applicateur (IRSA). Au niveau global, nous constatons qu'il existe une corrélation spatiale des 3 indicateurs (Figures 94 et 95 ; Annexe 18.2). Autrement dit, les communes qui ont un IFT élevé sont les mêmes que celles qui engendrent des valeurs élevées de l'IRSA et de l'IRTE (Figures 94 et 95 ; Annexe 18.2) à l'exception des communes de Saint-Just et Vendargues.

L'analyse spatiale de la pollution diffuse liée aux pesticides montre que les communes de la plaine agricole de Mauguio-Lunel (8 communes) contribuent à presque 60% de l'IFT, de l'IRSA et de l'IRTE total du bassin versant (Figures 94 et 95 ; Annexe 18.2). En effet, la moitié du territoire du bassin versant génère une pression phytosanitaire, un IRSA et un IRTE élevés. Les deux communes de Mauguio et Marsillargues contribuent largement (environ 30%) à l'IFT et au risque sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur (Figure 90). En revanche, les communes situées au Nord et au Nord-Ouest du bassin versant (Figures 94 et 95 ; Annexe 18.2), où nous trouvons une superficie importante de vigne, se caractérisent par une contribution assez faible. La variation de la contribution des communes à l'IFT, à l'IRSA et à l'IRTE du bassin versant s'explique par l'intensification et la diversification agricole (le nombre d'exploitations agricoles par culture) et les pratiques phytosanitaires (les itinéraires techniques de traitement) des agriculteurs pour chaque commune. La contribution élevée de la plaine agricole de Mauguio-Lunel à l'IFT, à l'IRSA et à l'IRTE du bassin versant est fortement liée à la SAU élevée par culture de cette zone, à la diversification des systèmes de production et aux stratégies d'usage des pesticides par les agriculteurs.

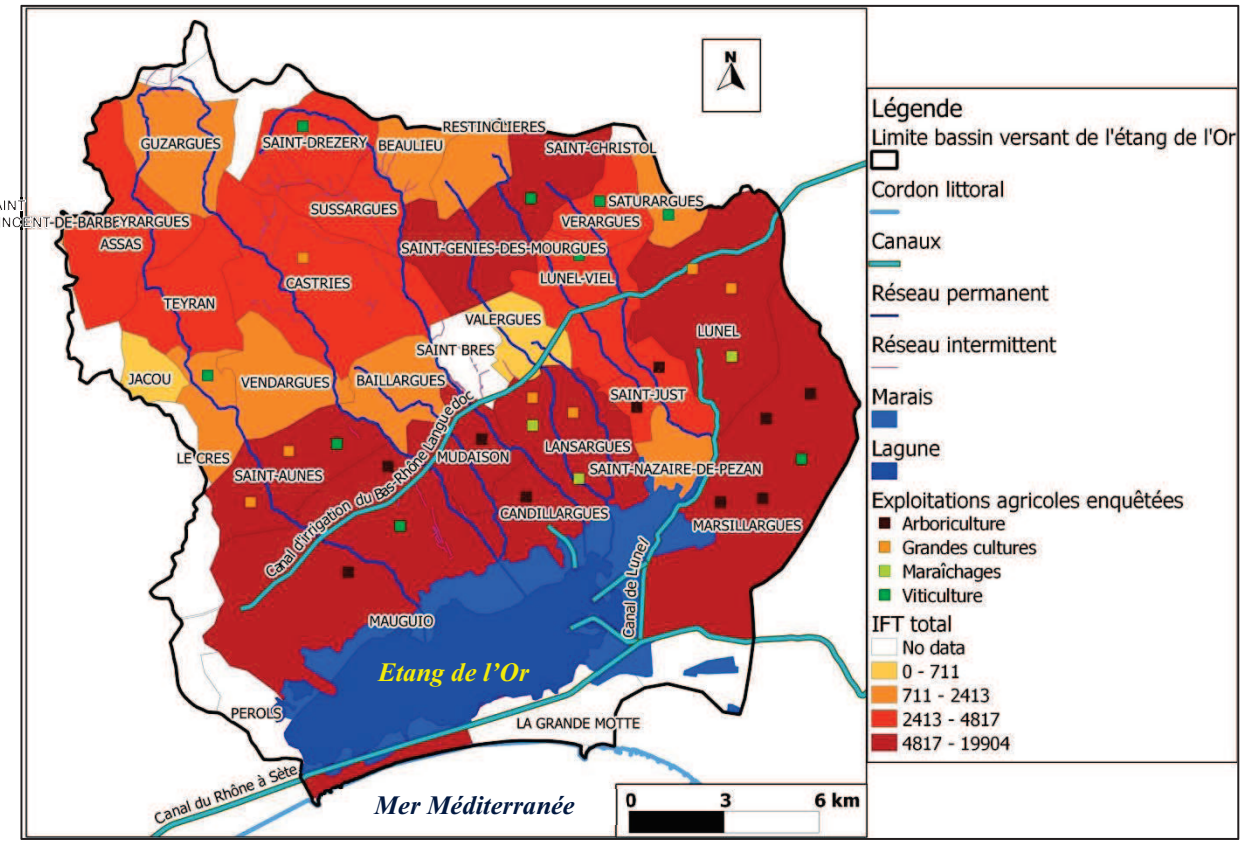


Figure 94. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IFT total au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)

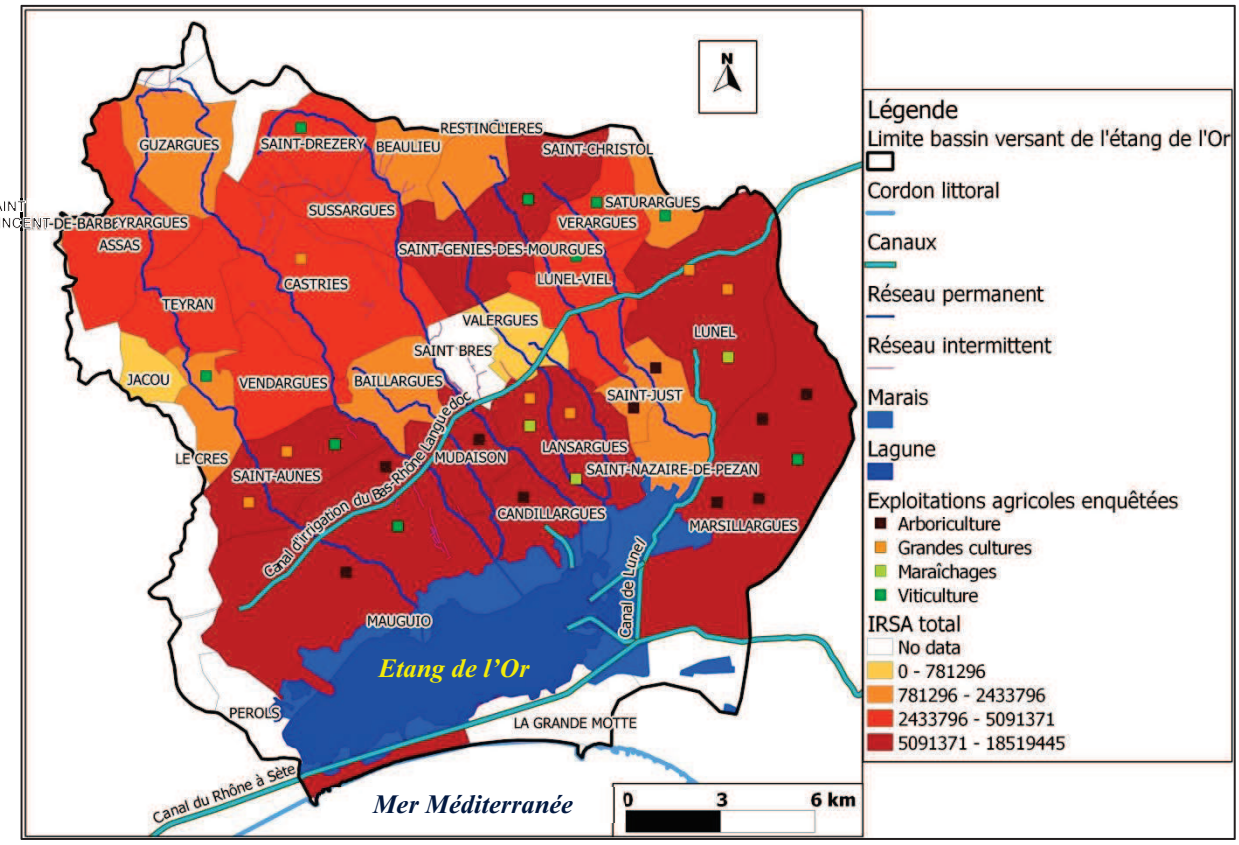


Figure 95. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)

L'analyse spatiale du risque aigu des pesticides sur la santé humaine au niveau du bassin versant montre que les communes qui contribuent le plus à l'IRSA sont les mêmes que celles qui génèrent un IRSA aigu et un IRSA chronique élevé (Annexes 18.3 et 18.4). Nous pouvons donc en déduire que la plupart des systèmes de production situés au niveau de la plaine agricole Mauguio-Lunel sont caractérisés par un recours aux produits phytosanitaires toxiques et par l'application d'ITK de traitement non respectueux de la santé humaine. De plus, la SAU diversifiée et importante des cultures céréalières, maraîchères et arboricoles au niveau de la plaine Mauguio-Lunel explique aussi la contribution élevée de cette zone à l'IRSA aigu et l'IRSA chronique au niveau du bassin versant. Les deux communes de Mauguio et Marsaillargues, qui couvrent 38% de la SAU cultivée du bassin versant, contribuent à 27% de l'IRSA aigu total et à 41% de l'IRSA chronique total. Dans le même sens d'analyse, les systèmes de production des communes situées au Nord et au Nord-Ouest du bassin versant avec une SAU importante de vigne contribuent moins à l'IRSA chronique (Annexe 18.4).

D'après cette analyse spatiale globale de la contribution des systèmes de production par commune à la pollution diffuse liée aux pesticides, nous pouvons expliquer l'origine de la contamination du réseau hydrographique, notamment celui de l'étang de l'Or. La principale cause de contamination de l'étang provient du transfert des molécules chimiques et des matières actives de l'amont vers l'exutoire. En conséquence, l'étang de l'Or est considéré comme le principal récepteur des molécules chimiques et le réservoir d'accumulation des eaux polluées par les pesticides provenant des cours d'eau. Ce réseau hydrographique, qui prend son origine au Nord du bassin versant, représente le principal élément de transfert des eaux de surface vers l'étang de l'Or, en traversant les zones agricoles du Nord (caractérisées par les vignobles) vers le Sud du bassin versant couvert par la plaine agricole de Mauguio-Lunel.

9.3.2. Contribution des systèmes de production des communes à la pollution diffuse par hectare

Pour affiner l'analyse spatiale de la contribution des systèmes de production des communes à la pression phytosanitaire et aux risques de toxicité liés aux pesticides au niveau du bassin versant, nous pondérons par hectare (ha) l'IFT, l'IRSA et l'IRTE, ainsi que les sous indicateurs (de la figure 96 jusqu'à la figure 103). La spatialisation de la pollution phytosanitaire diffuse pondérée par ha en fonction de la SAU cultivée par commune fournit aux différents acteurs sur le bassin versant de l'étang de l'Or un niveau d'analyse affinée permettant de comparer les systèmes de production des communes à l'échelle d'un ha. L'analyse spatiale par ha montre ainsi que les systèmes de production des communes de Mudaison, Saint-Just et Saint Nazaire de Pézan sont caractérisés par un IFT moyen/ha (entre 14 et 19) et un IRSA moyen/ha (entre 15 355 et 17 314) les plus élevés du bassin versant (Figures 96 et 97). Nous remarquons aussi que 75% des systèmes de production des communes ont un IRSA moyen/ha inférieur ou égal à 15 355 et un IFT moyen/ha qui ne dépasse pas 14 (Figures 96 et 97). Ceci indique la prédominance des vignobles au niveau de la SAU de la plupart des communes, étant donné que la valeur moyenne de l'IFT régional du Languedoc Roussillon de la vigne est de 12,9 (Ministère de l'Agriculture, DEPHY 2012). Les systèmes de production des communes qui représentent un IFT moyen/ha inférieur ou égal à 10,5, situés au niveau de la plaine agricole de Mauguio-Lunel, sont caractérisés par une diversité agricole et une superficie importante de grandes cultures. Prenons l'exemple de trois communes (Mauguio, Lansargues et Marsillargues) qui couvrent 45% de la SAU cultivée du bassin versant (Annexe 6) et sont connues comme territoires agricoles constitués principalement de cultures céréalières. Celles-ci occupent respectivement une superficie de 43%, 47% et 66% de la SAU cultivée des communes de Lansargues, Mauguio et Marsillargues. De ce fait, leurs valeurs faibles de l'IFT moyen/ha et de l'IRSA moyen/ha sont fortement liées à l'occupation du sol et aux systèmes de production, tels que les grandes cultures, qui n'exigent pas trop le recours aux pesticides.

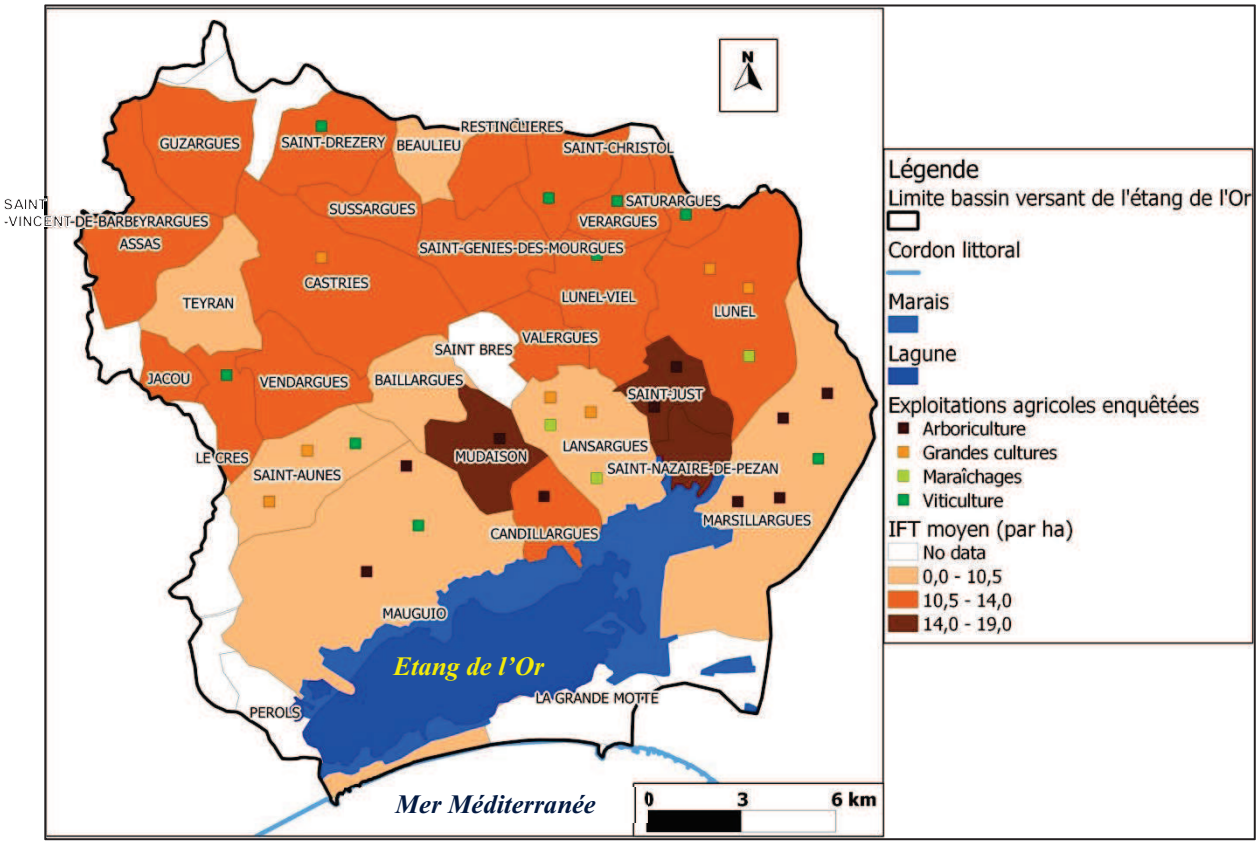


Figure 96. Répartition des communes selon le niveau de pression phytosanitaire en moyenne par hectare (IFT moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

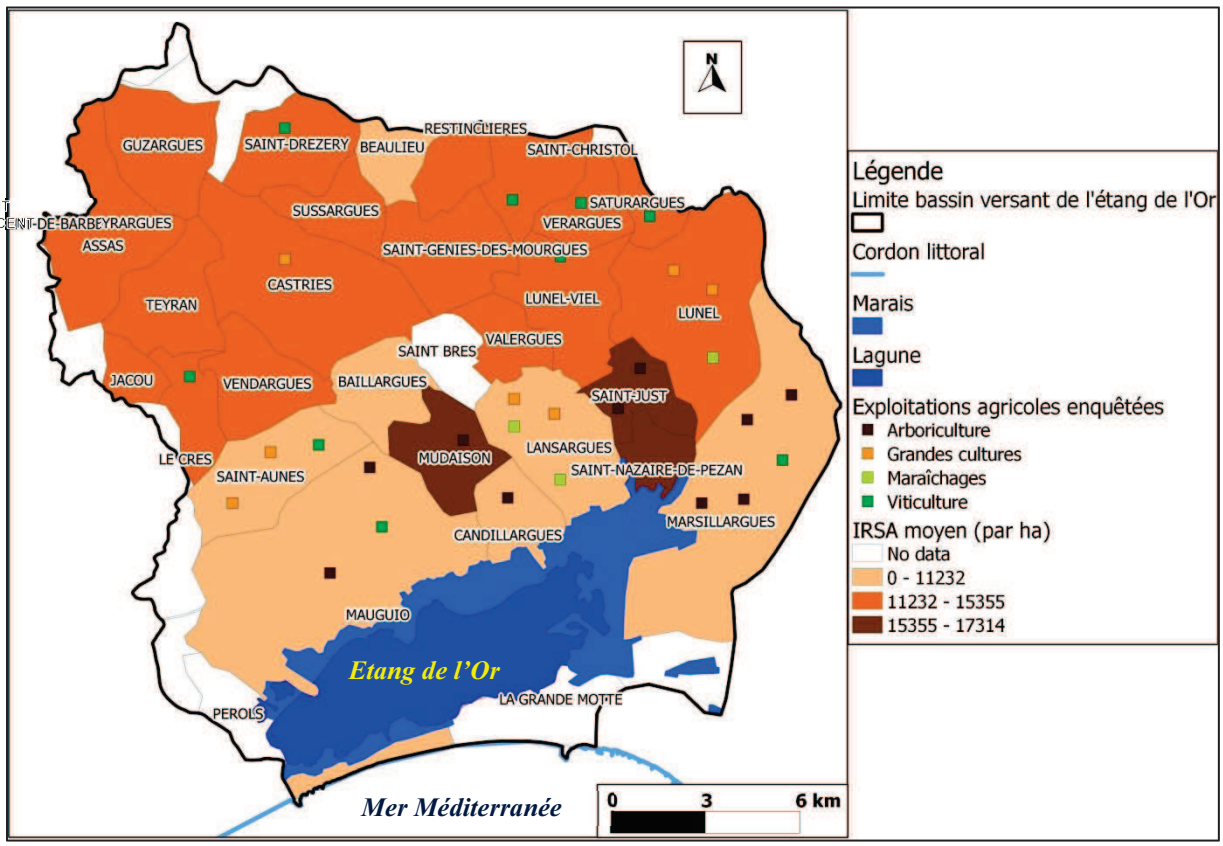


Figure 97. Répartition des communes selon le niveau du risque des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

L'analyse spatiale du risque aigu et chronique des pesticides sur la santé humaine par hectare au niveau du bassin versant montre que les trois communes de Mudaison, Saint Nazaire de Pézan et Saint-Just sont toujours classées dans la catégorie de risque le plus élevé pour la santé humaine (Figures 98 et 99). L'IRSA aigu moyen/ha pour ces trois communes varie entre 9 750 et 11 107, alors que l'IRSA chronique moyen/ha se situe entre 6 778 et 9 287 (Figures 98 et 99). Les valeurs élevées du risque chronique et aigu sur ces trois communes sont liées aux pratiques phytosanitaires en arboriculture et en viticulture qui sont exigeantes en pesticides. Les vergers et les vignes au niveau de Mudaison, Saint Nazaire de Pézan et Saint-Just couvrent respectivement 68%, 64% et 53% de la SAU cultivée de ces communes (RGA 2010), ce qui explique l'origine de ces valeurs élevées en terme de risque de toxicité chronique et aiguë sur la santé humaine.

Par ailleurs, nous remarquons que l'IRSA aigu moyen/ha est faible (entre 0 et 7 109) pour la plupart des communes situées au niveau de la plaine agricole Mauguio-Lunel telles que Mauguio et Marsillargues (Figure 98). Or, au niveau du bassin versant, ces deux communes contribuent à plus de 25% de l'IRSA aigu total. Ceci démontre bien l'effet de la SAU de chaque commune, la diversification des systèmes de production et des stratégies de traitement phytosanitaire sur la contribution des communes dans la pollution diffuse liée aux pesticides. Dans le même sens d'analyse, l'IRSA chronique moyen/ha de la majorité des communes situées au niveau de la plaine agricole Mauguio-Lunel est le plus élevé du bassin versant (Figure 99). Le risque de toxicité chronique élevé sur ce territoire est lié aux produits phytosanitaires appliqués et à la diversité des systèmes de production caractérisés par l'abondance des grandes cultures en particulier céréalières. A l'opposé, la plupart des communes au Nord du bassin versant, là où la viticulture domine, sont caractérisées par un risque chronique moyen/ha faible entre 0 et 5 767 (Figure 99). Ce résultat permet de déduire que les produits phytosanitaires utilisés en viticulture génèrent un risque aigu plus que chronique sur la santé humaine.

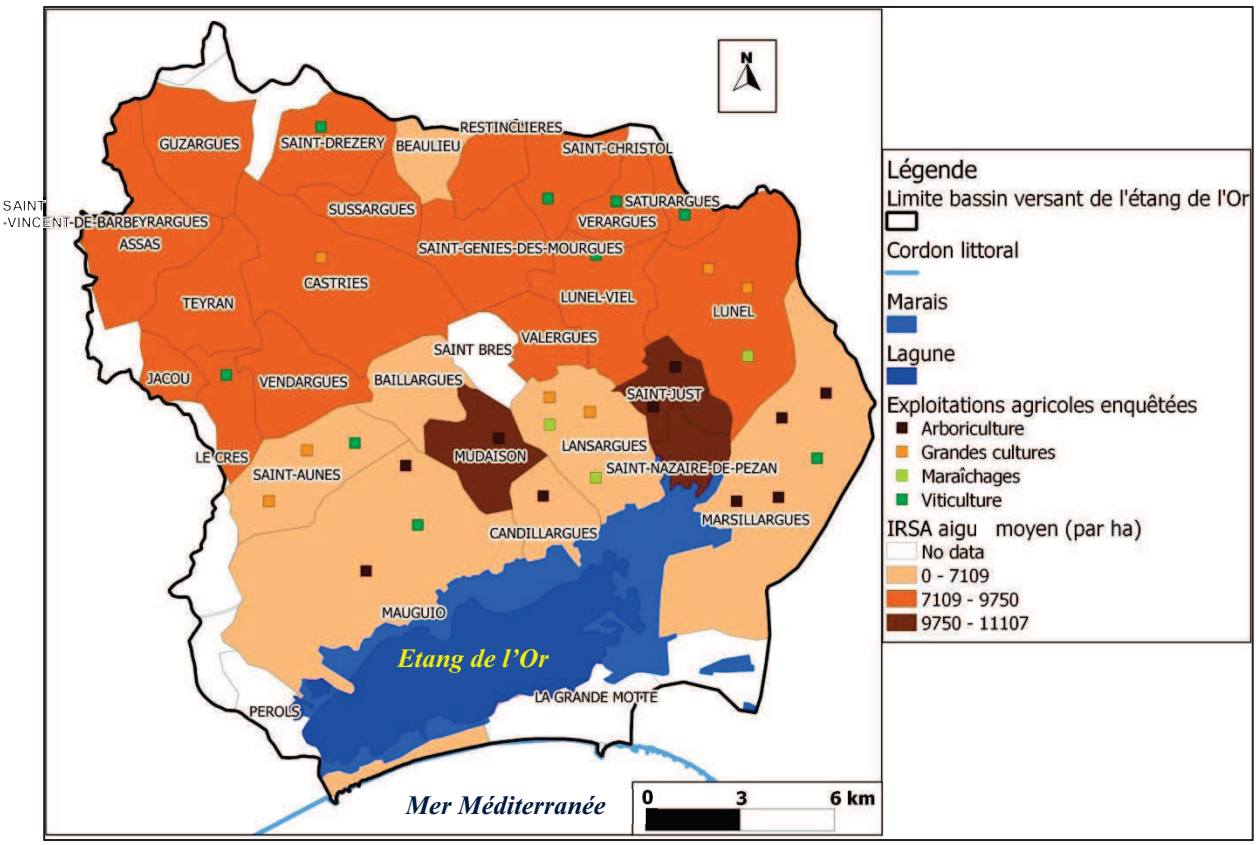


Figure 98. Répartition des communes selon le niveau de risque aigu des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA aigu moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

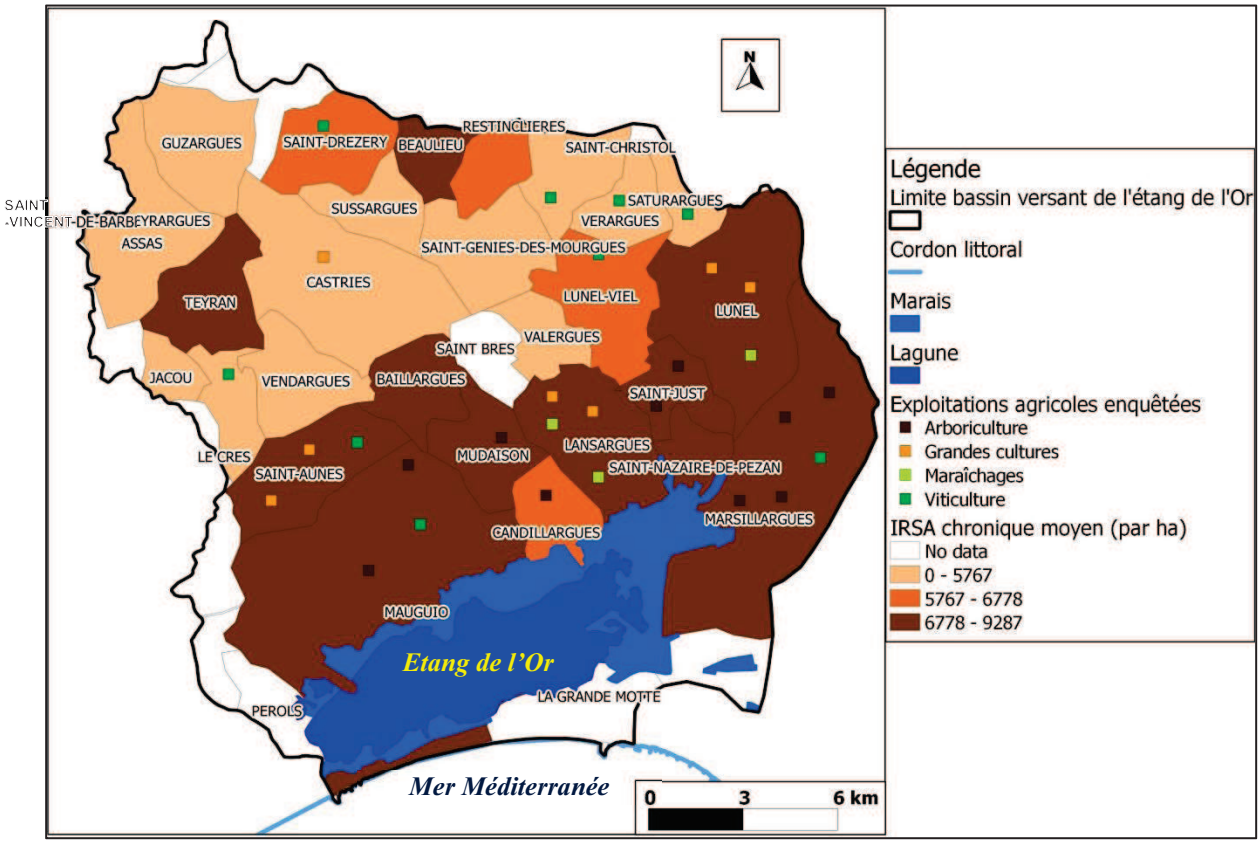


Figure 99. Répartition des communes selon le niveau de risque chronique des pesticides sur la santé de l'applicateur en moyenne par hectare (IRSA chronique moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

L'analyse spatiale de l'IRTE moyen par ha (Figure 100) et de la pollution diffuse des milieux naturels (Figures 101, 102 et 103) liée aux pratiques phytosanitaires des systèmes de production montre qu'il existe une variation du risque de toxicité sur les différents compartiments de l'environnement entre les communes. La figure 100 permet de déduire que presque 50% des communes, en particulier celles qui sont situées à la moitié Nord et au Nord-Ouest du bassin versant, sont caractérisées par un IRTE moyen/ha élevé entre 3 295 et 3 767. Pour les mêmes communes (les 16 colorées en marron foncé sur les figures 101 et 102), la valeur de l'IRTE aquatique et de l'IRTE terrestre en moyenne/ha sont élevés et varient respectivement de 2 280 à 2 639 et de 766 à 904 (Figures 101 et 102). L'analyse spatiale du risque de toxicité des pesticides sur les oiseaux, illustrée par la figure 103, indique que les quatre communes de Mudaison, Lunel-Viel, Saint-Just et Saint Nazaire de Pézan génèrent en moyenne par ha l'IRTE oiseau le plus élevé au niveau du bassin versant variant de 253 et 389. Ces résultats permettent de déduire que les systèmes de production viticole et arboricole génèrent un risque de toxicité élevé sur les différents compartiments de l'environnement, du fait de l'utilisation excessive des pesticides.

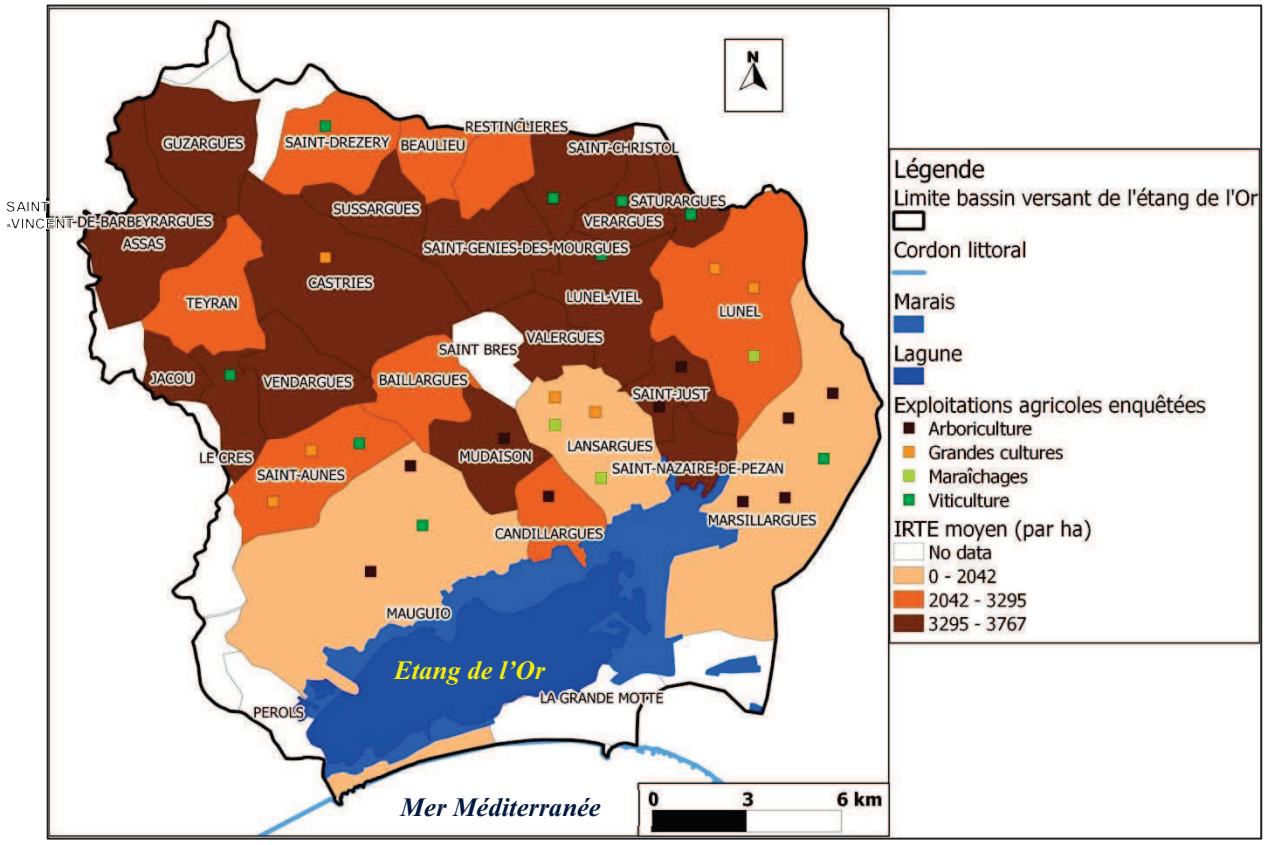


Figure 100. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur l'environnement en moyenne par hectare (IRTE moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

En revanche, bien que la contribution des deux communes agricoles Mauguio et Marsillargues (38% de la SAU cultivée) au niveau du bassin versant représente environ 25% de l'IRTE aquatique, de l'IRTE terrestre et de l'IRTE oiseaux (Annexes 18.5, 18.6 et 18.7), ces deux communes sont caractérisées par un risque de toxicité par ha faible sur les compartiments de l'environnement (eau, sol et air) (Figures 101, 102 et 103). Cette variation de la contribution aux risques de toxicité environnementale est attribuée principalement à la part de la SAU des communes et aux stratégies de l'usage des pesticides par les agriculteurs.

A partir de l'analyse spatiale globale de la contribution des systèmes de production par commune à la pollution diffuse liée aux pesticides au niveau des compartiments de l'environnement (Annexes 18.5, 18.6 et 18.7), nous pouvons déduire l'origine de la dégradation des milieux naturels notamment celle du milieu aquatique au niveau de l'étang de l'Or (Ifremer 2012, 2013, 2014). En effet, les études de suivi et de surveillance de la qualité des eaux au niveau de l'étang de l'Or réalisées entre 2009 et 2012 révèlent la dégradation de l'état biologique (Sargian *et al.* 2013) et le mauvais état chimique de l'étang de l'Or (Munaron *et al.* 2013). La campagne de suivi de la contamination chimique des eaux effectuée en 2010 confirme la présence de 3 insecticides : cyclodiènes (aldrine, dieldrine, isodrine et endrine), lindanes et endosulfan au niveau de l'étang avec des concentrations qui dépassent les seuils réglementaires de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Munaron *et al.* 2013). Or, nous constatons que tous ces insecticides ont été retirés du marché des pesticides français, parmi lesquels l'endosulfan est le dernier (interdit de tout usage en France depuis 2007) (Munaron *et al.* 2013). Ces constatations montrent que certaines molécules chimiques et substances actives accumulées dans l'étang de l'Or peuvent survivre plusieurs années et ne se dégradent pas facilement dans le milieu naturel.

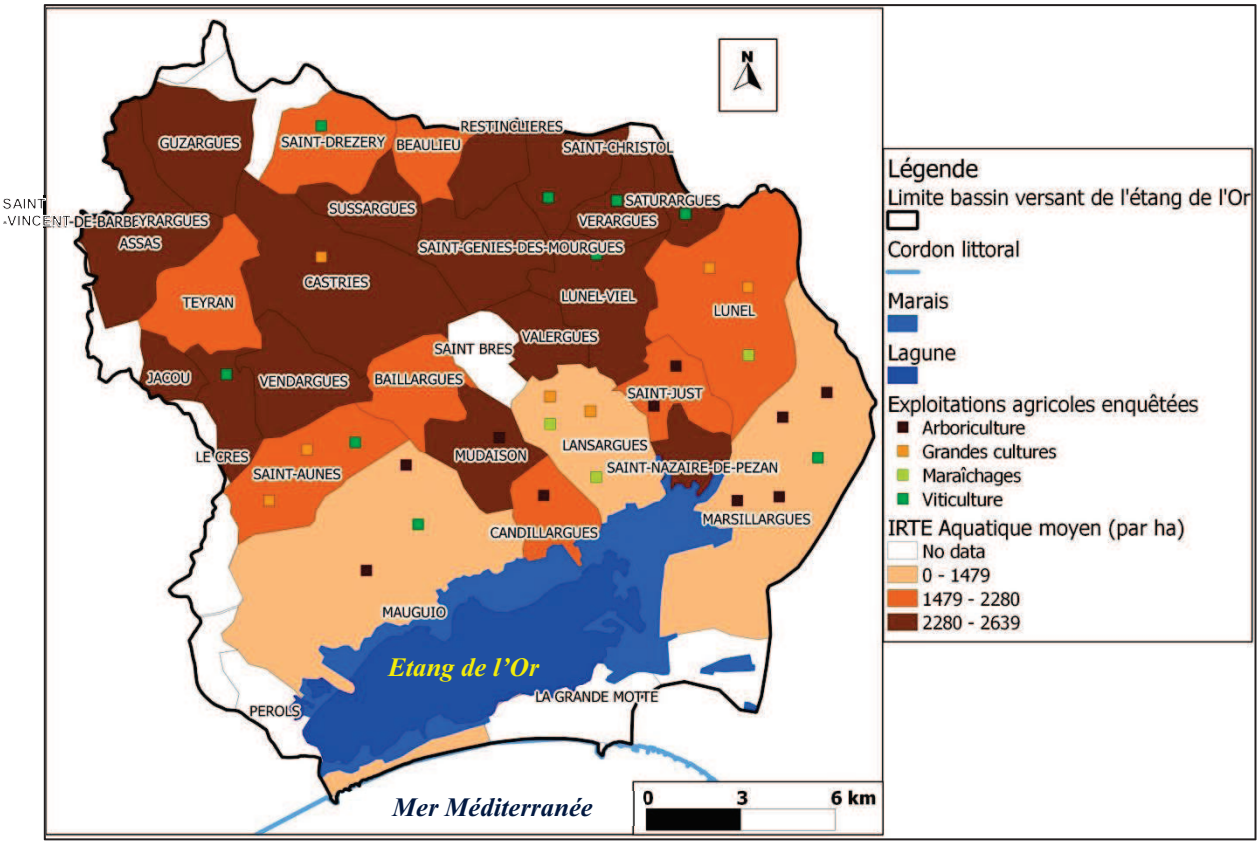


Figure 101. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur le milieu aquatique en moyenne par hectare (IRTE aquatique moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

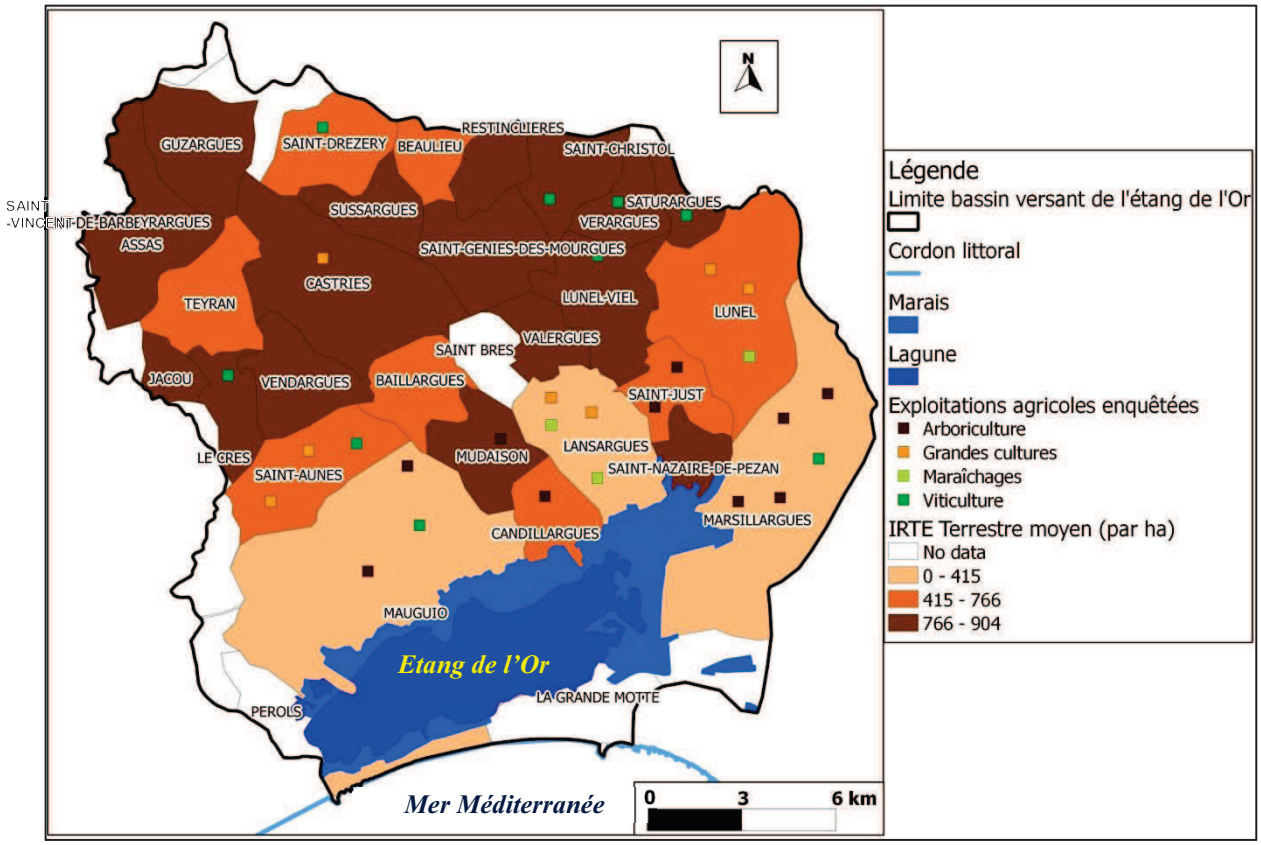


Figure 102. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur le milieu terrestre en moyenne par hectare (IRTE terrestre moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

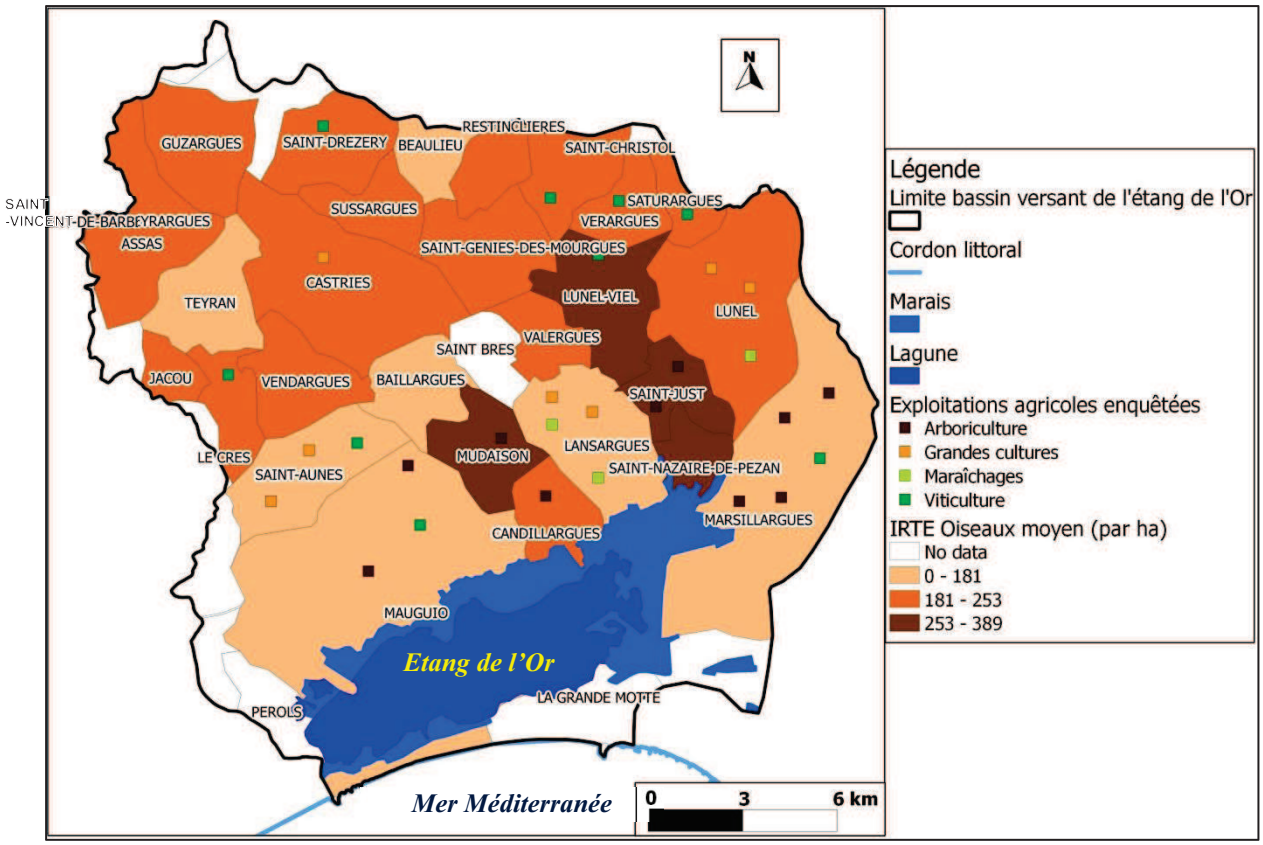


Figure 103. Répartition des communes selon le niveau du risque de toxicité lié aux pesticides sur les oiseaux en moyenne par hectare (IRTE oiseaux moyen/ha) (Réalisation : Mghirbi 2015)

Face à ces constatations l'analyse spatiale de la contribution des systèmes agricoles par commune à la pollution diffuse liée aux pesticides devient indispensable pour connaître l'origine de la contamination des ressources en eaux, en particulier des eaux de surface (cours d'eau et étang de l'Or). Cette analyse permet ainsi de préciser la nature des pesticides (les substances actives) trouvés dans l'étang de l'Or en fonction de l'occupation du sol et des pratiques phytosanitaires au niveau des communes du bassin versant.

L'analyse spatiale de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires au niveau global du bassin versant et par ha souligne la contribution des systèmes de production de chaque commune aux risques de toxicité sur l'environnement et sur la santé humaine (applicateur). Cette analyse permet donc ,d'une part, de déterminer les communes dont les risques de toxicité environnementale sont élevés et, d'autre part, de mettre en place des stratégies de gestion de l'utilisation des pesticides selon l'état des lieux des communes au niveau du bassin versant. De plus, nous pouvons déduire, à partir de cette analyse spatiale, les principaux facteurs et éléments qui provoquent et favorisent l'augmentation des risques de toxicité environnementale liés aux pratiques phytosanitaires. Parmi ces facteurs, nous pouvons citer la part de la SAU par commune et les pratiques phytosanitaires (les ITK de traitement) appliquées par les agriculteurs qui varient d'une culture à l'autre et d'un système de production à l'autre.

Conclusion du chapitre 9

La richesse de la littérature qui développe la notion de résilience dans toutes les disciplines et le peu de travaux présentant une approche méthodologique opérationnelle de ce concept ne suffisent pas pour mesurer de façon quantitative la résilience des systèmes de production au niveau des exploitations agricoles (Reidsma *et al.* 2010 ; Olesen *et al.* 2011 ; White *et al.* 2011). L'originalité de ce travail de recherche se manifeste ainsi dans l'élaboration d'un cadre méthodologique opérationnel pour la mesure de la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires. La démarche d'évaluation adoptée consiste à comparer les états du système de production entre plusieurs situations d'une trajectoire représentée par les scénarios proposés à l'aide du modèle technico-économique. Cette comparaison se fait entre la situation initiale ou actuelle des exploitations enquêtées et leurs situations environnementales et économiques suite à l'application des résultats des scénarios simulés par le modèle. Cette approche prend en considération les états intermédiaires d'optimisation du système de production avant d'atteindre les scénarios optimaux de réduction des risques liés aux pratiques phytosanitaires.

Le cadre conceptuel et opérationnel, basé sur l'utilisation des indicateurs et celle d'un modèle technico-économique d'optimisation développés dans cette étude, nous a permis d'évaluer la résilience des exploitations agricoles en fonction des scénarios appliqués par l'agriculteur. En effet, la résilience a été évaluée en fonction de la variabilité relative des indicateurs de risque (l'IRSA et l'IRTE) et d'un indicateur économique qui est la marge directe de l'exploitation agricole. Ce choix d'indicateurs de résilience a été fait selon le principal objectif de notre étude qui consiste à réduire les risques de toxicité liés à l'usage des pesticides tout en gardant une situation économique satisfaisante au niveau de l'exploitation. En revanche, si nous cherchons à établir des stratégies de gestion de la pollution diffuse dans le cadre de la notion de développement durable, il serait plus pertinent de considérer d'autres indicateurs/variables environnementaux et socio-économiques tels que le coût de la pollution diffuse au niveau de l'exploitation pour l'optimisation du système de production. De ce fait, nous pouvons déduire les aides spécifiques à mettre en place pour les agriculteurs en fonction des contraintes environnementales issues des politiques de gestion telles que les directives nitrates et eau, ou encore les programmes agro-environnementaux.

La détermination des valeurs seuils pour chaque indicateur de résilience est l'étape la plus délicate dans la construction du cadre opérationnel de la résilience des exploitations. Plusieurs auteurs (Carpenter *et al.* 2001 ; Walker *et al.* 2004) considèrent le seuil comme étant l'élément clef pour distinguer les différentes catégories de résilience : une fois le seuil dépassé ou franchi, le système perd sa résilience ou passe à une nouvelle situation d'équilibre. Il est donc difficile de définir des valeurs seuils à cause des interactions existant entre les différentes composantes et échelles du système, en particulier pour les systèmes complexes tels que le système agricole (Muradian 2001 ; Walker and Meyers 2004 ; Kinzig *et al.* 2006). Voilà pourquoi, nous avons simplifié notre méthode d'élaboration des seuils de résilience en déterminant la moyenne des indicateurs (IRSA, IRTE et MD) des scénarios simulés par le modèle pour chaque culture.

Le cadre opérationnel de la résilience tel qu'il est développé dans cette étude permet d'analyser les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires en fonction de la variation relative des trois indicateurs clés. La situation des exploitations par rapport aux scénarios appliqués permet aux parties prenantes (décideurs politiques et agriculteurs) de prendre une décision collective sur la détermination des valeurs seuils en fonction de un ou plusieurs indicateurs de résilience (Souissi 2014).

Malgré les limites rencontrées pour développer le cadre conceptuel et opérationnel de la résilience des exploitations agricoles, nous avons pu présenter le comportement des systèmes de production face au changement des pratiques phytosanitaires. Le premier paragraphe de ce chapitre développe les notions

de prise de décision des agriculteurs et la résilience des exploitations en appliquant de nouvelles techniques de traitements phytosanitaires. Ces outils d'aide à la décision pour la gestion des risques liés aux pesticides peuvent servir à assurer le meilleur fonctionnement du système de production pour les agriculteurs et faciliter aux acteurs politiques la mise en place de stratégies d'adaptation des systèmes agricoles pour la gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

A partir de l'analyse de la résilience, au niveau des exploitations agricoles, a apparaît la notion de spatialisation et de contrôle de la pollution diffuse en fonction des zones fragiles et dégradées au niveau d'un territoire, d'où l'évaluation cartographique du système agricole et de la contribution à la pollution diffuse au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette partie d'analyse spatiale montre l'utilité du SIG pour la gestion de la pollution diffuse liée aux pesticides. Nous avons aussi présenté la contribution des pratiques phytosanitaires par commune à la pollution diffuse, notamment aux risques de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement. Cette analyse a aussi mis en évidence l'iniquité spatiale et socio-économique en terme de pollution diffuse au niveau du bassin versant. Cette iniquité peut avoir une influence directe sur la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires, vu les interactions entre les systèmes agricoles et socio-écologiques au niveau du bassin versant.

L'analyse cartographique des pratiques phytosanitaires et celle de l'ampleur de la pollution diffuse sur le bassin versant de l'étang de l'Or développée dans ce chapitre fournissent aux acteurs territoriaux une lecture spatiale mettant en évidence la relation entre les systèmes de production et les impacts environnementaux en fonction de l'occupation du sol. Cette analyse démontre la variation de la pollution phytosanitaire diffuse entre le Nord du bassin versant de l'étang de l'Or, connu pour l'abondance des vignobles et le Sud caractérisé par la plaine agricole diversifiée de Mauguio-Lunel. Cette variation spatiale est essentiellement liée aux exigences des cultures en traitements phytosanitaires et aux stratégies des agriculteurs dans leur choix des pesticides. Il convient ainsi de souligner que les territoires, où la viticulture et l'arboriculture dominent, sont les plus exposés aux risques de pollution phytosanitaire diffuse, du fait que ces cultures sont les plus consommatrices en pesticides.

A l'échelle du bassin versant et par rapport à la diversité des pratiques phytosanitaires des agriculteurs, les systèmes de production et les orientations culturales constituent les critères qui déterminent la différentiation spatiale de la pression phytosanitaire et celle des risques de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement. Le zonage de la pollution phytosanitaire diffuse en fonction de la SAU cultivée des communes permet d'analyser la distribution spatiale des différentes valeurs des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et sous indicateurs) sur le bassin versant de l'étang de l'Or. Cette distribution, étudiée au niveau global des communes et à l'échelle d'un hectare, en fonction des systèmes de production et des cultures, propose aux différents acteurs deux niveaux d'analyse des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires afin de résoudre la problématique environnementale par l'aménagement et la gestion territoriale.

Le couplage dans ce chapitre entre le SIG et la notion de résilience permettra de proposer aux différents acteurs, au niveau d'un territoire, des outils d'aide à la décision, dans le cadre d'une approche systémique, pour la mise en place des stratégies de gestion intégrée de la pollution phytosanitaire diffuse et le bon fonctionnement des systèmes de production. En conséquence, la proposition des scénarios de réduction des risques liés aux pesticides sera fonction des zones fragiles et dégradées. A partir de cette démarche analytique, nous pouvons définir le cadre d'une étude géographique de la résilience des exploitations agricoles au niveau spatial (Aschan-Leygonie 2000). Malgré les difficultés de l'application de cette approche, par manque d'étude et de travaux de recherche mettant en évidence la relation géographie/résilience, la résilience reste un concept générique et modulable en fonction des problématiques et des objectifs définis pour la gestion des risques au niveau d'un territoire.

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE

A partir de l'analyse des résultats développée dans cette partie, quatre principales conclusions à retenir sont les suivantes :

- Les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs) jouent un rôle primordial dans l'évaluation des impacts des pratiques phytosanitaires et dans la gestion des risques liés à l'usage des pesticides.
- La construction du modèle technico-économique OptiPhy d'optimisation du système de production permet la mise en place de nouveaux leviers (nouvelles techniques de traitement) pour la gestion des risques liée à la pollution phytosanitaire diffuse. Ce modèle est considéré comme un outil d'aide à la décision basé sur les indicateurs agri-environnementaux et économiques. Il assure une meilleure stratégie de choix des pesticides, à travers les scénarios de réduction des risques liés aux pesticides proposés par le modèle sous forme de combinaisons de produits phytosanitaires. Ces produits sont proposés en fonction de leur toxicité, de critères d'efficacité et de performance économiques.
- L'analyse de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires montre le comportement des systèmes de production lorsque l'on applique de nouvelles techniques de traitement. Les différentes catégories de résilience (peu résilient, faux résilient, vrai résilient, résilient potentiel) ont été définies selon les scénarios appliqués.
- L'analyse spatiale des pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or indique la contribution de chaque commune, au regard de l'occupation du sol (SAU), de la pollution phytosanitaire diffuse. Cette analyse permet de préciser l'origine de la pollution et la localisation des zones fragiles et dégradées. Les zones d'intervention sont donc identifiées pour la mise en place de stratégies de réduction des risques liés à la pollution phytosanitaire diffuse, au vu des problématiques environnementales et de santé publique.

L'évaluation des pratiques phytosanitaires permet d'étudier la variabilité des indicateurs agri-environnementaux parmi les agriculteurs (chapitre 7). L'analyse de cette variabilité à l'échelle des exploitations agricoles révèle une corrélation globale entre les indicateurs IFT/IRSA/IRTE. En revanche, à l'échelle des parcelles (des itinéraires techniques de traitement) et des produits appliqués, cette corrélation est faible ou absente entre ces indicateurs. Cette analyse détaillée et approfondie des impacts de l'usage des pesticidessur l'environnement et sur la santé humaine souligne la nécessité non seulement de déterminer la pression phytosanitaire (IFT) mais aussi de mettre en place des indicateurs de risque (IRSA, IRTE et les sous indicateurs). Grâce à eux, nous observons ainsi un diagnostic exhaustif des pratiques phytosanitaires à différentes échelles (parcelle, exploitation, bassin versant). De ce fait, la complémentarité des informations fournies par les indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA et IRTE) permet de répondre aux besoins exprimés par les différents acteurs au niveau d'un territoire en terme de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires.

De manière générale, l'évaluation des pratiques phytosanitaires des exploitations enquêtées, à l'aide des indicateurs agri-environnementaux, nous a permis d'illustrer la différence entre la pression phytosanitaire et les risques (sur l'environnement et sur la santé humaine) qui lui sont rattachés. De même, l'opposition peut aussi exister entre risques des pesticides sur l'environnement et ceux sur la santé humaine (de l'applicateur). Autrement dit, un produit phytosanitaire peut avoir un risque élevé de toxicité sur la santé de l'applicateur mais pas autant sur l'environnement et inversement. Ces indicateurs agri-environnementaux constituent non seulement des éléments d'évaluation des pratiques phytosanitaires, mais ils peuvent également être utilisés comme des paramètres dans des outils interactifs d'aide à la décision à différentes échelles, afin d'améliorer les pratiques phytosanitaires et de déterminer des stratégies de gestion des risques liés aux pesticides.

Dans ce contexte d'intégration des indicateurs dans des outils d'aide à la décision, une analyse des résultats de l'introduction de ces indicateurs agri-environnementaux, en combinaison avec des indicateurs économiques et d'efficacité des produits phytosanitaires, dans un modèle technico-économique, a été réalisée (chapitre 8). Les résultats de cet outil ont permis de définir de nouveaux leviers de gestion dans le choix des produits phytosanitaires en fonction des impacts sur la santé humaine (applicateur) et l'environnement. La mise à disposition, pour les parties prenantes, en particulier agriculteurs et conseillers agricoles, de ce type de modèle, basé sur des indicateurs agri-environnementaux (de pression (IFT) et les (sous)-indicateurs de risque) et des indicateurs économiques, permet de :

- proposer des combinaisons de substitution des produits phytosanitaires (scénarios de réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides), selon des critères d'efficacité et de performance économique ;
- maximiser la marge directe du système de production sous contrainte de réduction des risques de toxicité liés aux pesticides.

Confronté à la diversité des intérêts (socio-économiques et environnementaux) au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, ce modèle technico-économique est considéré comme un outil d'aide à la décision pour aboutir à un compromis entre les différents acteurs. De façon générale, le modèle technico-économique développé dans ce travail propose d'assurer :

- une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires en optimisant l'usage des pesticides en agriculture ;
- le contrôle de la pollution diffuse liée à l'usage phytosanitaire en agriculture grâce aux contraintes intrinsèques du modèle.

Pour répondre à la question de recherche : comment les systèmes de production se comporteront-ils face aux nouvelles stratégies de gestion des risques liés aux pesticides ? (chapitre 9) L'analyse de la résilience des exploitations agricoles au changement des pratiques phytosanitaires nous a permis de comprendre l'évolution (économique et environnementale) des systèmes de production en fonction des résultats des scénarios simulés par le modèle. En effet, l'objectif de cette étude est d'évaluer les effets de l'adoption de nouvelles techniques de traitement : pour la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires et pour l'amélioration des situations environnementales et économiques des exploitations agricoles. En conséquence, nous avons pu identifier les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles en fonction de la combinaison des indicateurs agri-environnementaux (IRSA et IRTE) et économiques (MD) issue des sorties du modèle technico-économique OptiPhy.

L'analyse de la résilience, qui fait suite aux simulations des scénarios de réduction des risques, vise essentiellement à démontrer l'efficacité des stratégies de gestion des risques de pollution diffuse proposées. Cependant, l'ensemble des outils d'aide à la décision développés dans ce travail assurent l'équilibre du fonctionnement du système de production.

La cartographie, dans ce cas, propose une analyse complémentaire à l'évaluation des pratiques phytosanitaires des exploitations enquêtées (chapitre 7) et aux résultats des scénarios du modèle technico-économique (chapitre 8), et ce, à l'aide de la spatialisation des impacts de la pollution phytosanitaires diffuse selon l'occupation du sol au niveau du bassin versant (chapitre 9). Ainsi, l'analyse spatiale des pratiques phytosanitaires permet de mettre en place des stratégies de gestion intégrée et localisée des risques de la pollution phytosanitaire diffuse.

Pour conclure, la présentation des résultats de ce travail de recherche aux différents acteurs du bassin versant de l' étang de l'Or, dans le cadre d'une démarche participative, permettra de consolider et de développer les dispositifs (outils et méthode) et les stratégies élaborées dans ce travail pour améliorer la gestion des risques de pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette thèse était de développer un cadre méthodologique et opérationnel afin d'analyser la résilience des exploitations agricoles face à la mise en place des stratégies d'évaluation et de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Ceci a été réalisé à l'aide de la conception d'outils d'aide à la décision (indicateurs, modèle technico-économique et SIG).

Cet objectif a été conçu en partant de la problématique majeure de ce travail de recherche : les impacts de la pollution phytosanitaire diffuse sur la santé humaine et sur l'environnement au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Pour répondre à cet objectif, nous avons centré notre réflexion à étudier les solutions et les alternatives à mettre en place pour lutter contre les risques des pratiques phytosanitaires. Ce bassin versant est caractérisé par la diversité des territoires agricoles qui couvrent 59% de la superficie globale (405 km²) et par un exutoire (l'étang de l'Or) classé en zone Ramsar, situé sur le littoral méditerranéen (au Sud de la France). Cette zone est connue pour son grand intérêt socio-économique et environnemental. Dans le cadre de ces enjeux s'inscrivent les travaux de recherche réalisés tout au long de cette thèse.

Les principaux points que nous pouvons retenir en conclusion de ce travail sont les suivants :

- Le développement d'une démarche méthodologique d'évaluation et de gestion des risques des pratiques phytosanitaires au niveau d'un bassin versant à travers la conception d'outils d'aide à la décision.
- La construction d'un cadre conceptuel pour analyser la résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires.

Ces points constituent les deux volets complémentaires développés dans ce travail de recherche, afin de répondre au but de cette thèse. Nous revenons donc, dans un premier temps, sur les principaux apports scientifiques de nos travaux de recherche, ainsi que leurs limites. Nous présentons aussi une synthèse des connaissances acquises dans le domaine de la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Dans un deuxième temps, nous donnons un aperçu général sur l'articulation entre gestion des risques liés aux pesticides et notion de résilience des exploitations agricoles. Au final, nous développons les perspectives de recherche pour améliorer ce travail et contribuer à l'enrichissement des connaissances scientifiques dans le domaine de la gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires.

Les principaux apports de la conception des outils de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires : indicateurs, modèle technico-économique, SIG

- *La construction d'une méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires (MEPP)*

Le chapitre 7 expose les résultats de la méthode mise en place pour l'évaluation des pratiques phytosanitaires à l'aide des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs). Cette méthode, générique et modulable en fonction des systèmes de production (chapitre 5), permet d'aboutir à un diagnostic assez exhaustif des impacts de l'usage des pesticides sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur à différentes échelles (parcelle et exploitation). Dans ce cas, nous parlons d'un diagnostic global des pratiques phytosanitaires. Celui-ci peut être effectué en fonction des catégories de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides, etc.) et des risques de toxicité sur la santé humaine (chronique et aiguë) et sur les compartiments de l'environnement (eau, air, sol). Ce diagnostic détaillé présente une deuxième optique d'évaluation des pratiques phytosanitaires. Nous avons désagrégé l'IRSA global en IRSA chronique et IRSA aigu au vu de l'impact de l'usage des pesticides sur la santé humaine. De même, la décomposition de l'IRTE global en fonction des compartiments de l'environnement (eau, air, sol) permet d'obtenir l'IRTE aquatique

(eau), IRTE oiseau (air) et IRTE terrestre (sol). A travers cette désagrégation, une démarche analytique a été établie pour évaluer les risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

Une analyse complémentaire entre la pression phytosanitaire (IFT) et les risques de l'usage des pesticides (sur la santé humaine et sur l'environnement) permet de qualifier cette méthode comme un outil d'aide à l'évaluation et à la décision pour une meilleure gestion des pesticides. Cependant, nous avons analysé la relation de corrélation et d'opposition entre la pression et le risque, ainsi qu'entre l'IRSA et l'IRTE au niveau global de l'exploitation et à l'échelle de la parcelle (itinéraire technique de traitement). Cette étude montre les limites de l'IFT considéré comme un outil de gestion des pratiques phytosanitaires, ainsi que l'utilité des indicateurs d'impact ou de risque (IRSA et IRTE) pour aboutir à mettre en place des outils de gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. De manière générale, cette méthode analytique nous a permis de comprendre les pratiques phytosanitaires des agriculteurs et l'origine de la variabilité de la pression et des risques de toxicité entre les exploitations agricoles. Cette variabilité est associée principalement à la stratégie de choix des produits phytosanitaires et au mode de traitement appliqué (systématique, raisonné, etc.) par les agriculteurs. De ce fait, cette méthode permet de répondre aux attentes des différents acteurs au niveau d'un territoire (agriculteurs, conseillers agricoles, gestionnaires territoriaux, médecins, décideurs politiques, etc.) qui ont exprimé leur besoin d'outils pour améliorer les stratégies de gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

- *La création d'un modèle technico-économique d'optimisation des systèmes de production et de gestion des pratiques phytosanitaires (OptiPhy)*

Après avoir établi la méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires, les demandes de mise en place d'alternatives et d'outils d'optimisation de l'usage des produits phytosanitaires sont devenues nombreuses, autant de la part des agriculteurs et des conseillers agricoles que d'autres acteurs. Ainsi, l'étape de construction du modèle technico-économique d'optimisation OptiPhy (chapitre 6) constitue l'un des éléments majeurs qui reflètent l'originalité de cette thèse. En effet, pour la première fois dans la modélisation des exploitations agricoles, il y a intégration simultanée des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs), économiques (coût de production, coût phytosanitaire, rendement, prix de vente, prix unitaire des pesticides, etc.), ainsi que celle de l'efficacité du produit phytosanitaire. Ces indicateurs constituent les données d'entrée du modèle technico-économique.

Ce dernier vise donc à maximiser la marge directe de l'exploitation (satisfaire la situation économique) qui résulte de la minimisation du coût des produits phytosanitaires, en diminuant les risques de toxicité liés à l'usage des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement. Il permet de proposer des scénarios de réduction des risques liés aux pratiques phytosanitaires sous forme de combinaisons de produits de substitution par cible en fonction de critères d'efficacité et de performances économiques (chapitre 8). A partir des scénarios simulés par le modèle, nous pouvons présenter aux agriculteurs des stratégies de choix de produits en tenant compte de deux enjeux majeurs au niveau d'un territoire, la santé publique et l'environnement (la biodiversité), tout en satisfaisant la situation économique pour l'exploitation agricole. De façon générale, ce modèle technico-économique aide : (i) à optimiser les systèmes de production en diminuant l'usage des pesticides toxiques, (ii) à définir de nouveaux leviers de gestion des risques des pratiques phytosanitaires (proposition de nouvelles techniques de traitement) et (iii) à contrôler la pollution diffuse au niveau d'un territoire.

- *L'utilité du SIG pour évaluer la contribution des systèmes agricoles à la pollution phytosanitaire diffuse au niveau du bassin versant*

L'analyse spatiale de la contribution des systèmes agricoles à la pollution phytosanitaire diffuse met en exergue l'utilité du SIG. Ce dernier nous a servi à obtenir un diagnostic multi-échelle du bassin

versant de l'étang de l'Or. A partir de la spatialisation des indicateurs agri-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs) et économiques (coût phytosanitaire,…), nous avons évalué la contribution des systèmes agricoles à la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. De ce fait, nous avons montré l'iniquité spatiale en terme de pollution diffuse qui caractérise les communes du bassin versant de l'étang de l'Or. Cette analyse spatiale nous a aidé à identifier les zones les plus vulnérables et dégradées au niveau du bassin versant. Ainsi, les représentations cartographiques et l'analyse spatiale de l'impact des pratiques phytosanitaires élaborées dans ce travail à l'aide des SIG ont permis : (i) d'étudier les caractéristiques du milieu naturel et de l'occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or et (ii) de mettre à la disposition des différents acteurs (collectivités territoriales, gestionnaires du milieu naturel, décideurs politiques, chercheurs, professionnels de santé, etc.) un outil d'aide à la prise de décisions nécessaires (plans d'action) pour aboutir à mettre en place des stratégies de gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. La démarche d'analyse cartographique et spatiale développée dans cette thèse montre l'utilité de la géographie et des SIG pour la gestion des risques de la pollution phytosanitaire diffuse d'origine agricole.

L'analyse de résilience des exploitations agricoles face à la mise en place des stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires

En plus de la conception des outils et des dispositifs de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires, l'un des principaux objectifs de ce travail de recherche a été de comprendre et d'analyser la résilience des exploitations agricoles face à la mise en place des stratégies de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse. Pour y parvenir, une lecture analytique de la notion de résilience et de son rôle dans la gestion des risques a été effectuée (chapitre 1). De cette lecture nous sommes passés de la phase théorique du concept de résilience à la quantification de la résilience (partie opérationnelle). La mesure de la résilience des exploitations agricoles a été effectuée à l'aide des indicateurs agri-environnementaux (IRSA et IRTE) et économiques (marge directe) qui résultent des scénarios du modèle technico-économique. En fonction des seuils déterminés, les différentes catégories de résilience des exploitations agricoles (chapitre 9) ont pu être identifiées : peu résilient, vrai résilient, faux résilient et résilient potentiel (situation initiale de l'exploitation).

La conception de ce cadre analytique opérationnel pour l'analyse de la résilience des exploitations agricoles a facilité la compréhension du comportement des systèmes de production face à l'application de nouvelles techniques de traitement phytosanitaire. En revanche, ces dispositifs peuvent être adoptés dans les futurs plans d'action mis en place par les pouvoirs publics pour lutter contre les risques liés à la pollution phytosanitaire diffuse. L'anticipation, par une analyse en profondeur du comportement des exploitations face au changement des pratiques phytosanitaires à l'aide du concept de résilience, fournit aux parties prenantes les conséquences de l'application des nouvelles stratégies de gestion des risques liés aux pesticides, sur le plan environnemental, sanitaire et économique. Pour simplifier l'interaction entre le concept de résilience et la gestion des risques, la figure 104 illustre la séquence stratégique de cette relation. Ce schéma conceptuel indique que l'analyse de la résilience des exploitations agricoles permet de valider le choix des stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires en fonction des critères environnementaux et économiques. Ce choix assure le bon fonctionnement du système de production dans le cadre d'une agriculture saine est durable.

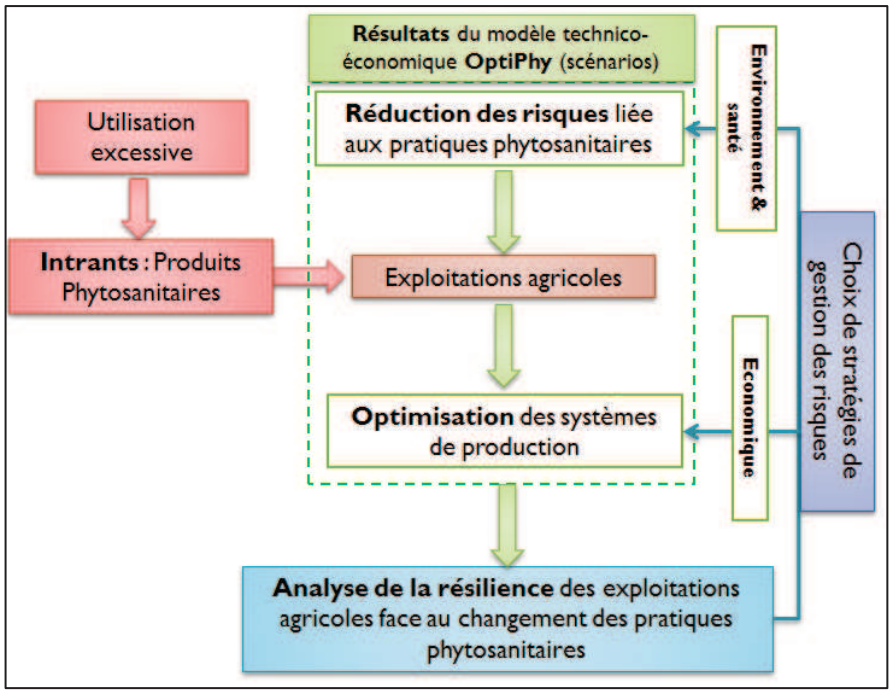


Figure 104. Séquence stratégique de la relation résilience-gestion des risques (Réalisation : Mghirbi 2015)

D'une manière générale, cette analyse de la résilience des exploitations prouve l'efficacité des outils d'aide à la décision que nous avons élaborés (indicateurs et modèle technico-économique) en essayant de trouver un compromis entre les différents acteurs au niveau d'un territoire. Au final, la démarche analytique et consensuelle développée dans ce travail permet d'analyser la résilience des exploitations agricoles en nous basant sur la conception d'outils d'aide à la décision pour la gestion des risques de pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

PERSPECTIVES DE RECHERCHES

L'interaction entre les intérêts environnementaux et socio-économiques du bassin versant de l'étang de l'Or engendre la complexité de la problématique de la pollution diffuse traitée dans cette thèse. Cette interaction exige donc la construction d'une approche systémique pluridisciplinaire : agronomie, économie, santé, environnement, géographie. Le point commun entre ces disciplines est le partage du territoire pour résoudre la problématique environnementale en trouvant un compromis entre les différents acteurs. La conception des outils d'aide à la décision et la construction d'une démarche méthodologique pour la gestion des risques liés à la pollution diffuse ont permis d'enrichir cette approche systémique multidisciplinaire. D'une part, la base de données construite à partir des enquêtes de terrain, le développement d'une méthode d'évaluation des pratiques phytosanitaires, la modélisation des exploitations agricoles à l'aide des techniques de programmation mathématique et de l'introduction des indicateurs (agri-environnementaux et économiques) dans ce processus de gestion des risques ont été d'une grande importance dans la construction des outils méthodologiques. D'autre part, la cartographie dans cette thèse nous a facilité la lecture et la compréhension des caractéristiques du système agricole et de sa contribution à la pollution phytosanitaire diffuse au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or.

Ces outils ont permis la mise en place des stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires et l'optimisation des systèmes de production. L'analyse de la résilience des

exploitations agricoles montre les conséquences de ces stratégies de gestion des risques de la pollution diffuse sur le fonctionnement des systèmes de production et sur l'environnement des exploitations. Malgré les limites, ce travail de recherche à la fois conceptuel et de modélisation propose un cadre opérationnel de l'analyse de résilience des exploitations agricoles face au changement des pratiques phytosanitaires basé sur des outils d'aide à la décision pour la gestion des risques liés à l'usage des pesticides. Plusieurs améliorations peuvent être introduites en vue d'enrichir les apports scientifiques de cette thèse et rendre les outils développés dans ce travail plus fiables et génériques :

- L'augmentation du nombre d'enquêtes de terrain sur les pratiques phytosanitaires pour avoir plus de représentativité de l'impact des systèmes de cultures et des systèmes de production sur l'environnement et sur la santé humaine au niveau d'un bassin versant.
- Le développement du modèle technico-économique au niveau individuel (l'exploitation) et régional (le bassin versant), en tenant compte de (i) la perte du rendement et de (ii) l'efficacité des produits phytosanitaires en fonction de l'attaque des bioagresseurs par saison agricole (attaques forte, moyenne, faible) et de la climatologie. Nous devrons introduire la notion d'état de nature en déterminant le risque probable pour chaque scénario sur le système de production. Dans ce cas, le modèle deviendra dynamique et multi-décisionnel.
- Les stratégies de gestion des risques liés à l'usage des pesticides simulées dans cette thèse sont principalement des innovations technologiques réalisées à l'aide des techniques de modélisation au niveau parcellaire avec un changement de pratiques phytosanitaires. Or, il est important de prendre en considération les interactions entre les éléments qui caractérisent les systèmes de culture (les assolements, les rotations, etc.) au niveau d'un bassin versant.
- Les scénarios simulés par le modèle technico-économique OptiPhy doivent être validés et améliorés avec des experts agroéconomistes et des spécialistes dans le domaine des phytosanitaires. Cela ne peut se faire que dans le cadre d'une approche participative.
- La prise en compte des interactions avec les autres systèmes du territoire, tels que le système hydrique et les systèmes socio-écologiques, est nécessaire pour améliorer les résultats du modèle et enrichir les critères d'analyse de la résilience des exploitations agricoles. De ce fait, nous passerons de l'échelle de l'exploitation à celle du territoire (bassin versant). Les interactions avec les autres territoires à proximité du bassin versant de l'étang de l'Or doivent aussi être prises en compte.
- L'intégration d'autres indicateurs serait judicieuse pour développer la méthode d'analyse de résilience des exploitations agricoles. Dans ce cas, le concept de résilience pourrait être adapté en fonction des objectifs et des caractéristiques des systèmes à analyser : comme, par exemple, prendre en considération le coût de la pollution diffuse sur la santé humaine et sur l'environnement. Cela permettra d'aider les pouvoirs publics à proposer des subventions pour réduire les risques de pollution diffuse.
- L'intégration de nouvelles approches telles que l'agroécologie et l'agroforesterie à l'échelle parcellaire et du territoire en proposant des scénarios de lutte biologique et/ou de lutte intégrée et qui prennent en compte la résistance génétique aux bioagresseurs.
- L'analyse de la résilience ne doit pas se limiter à l'échelle de l'exploitation pour comprendre les impacts des nouvelles stratégies de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires. Une analyse de la résilience des exploitations agricoles face à ces stratégies à l'échelle du bassin versant mettra en évidence la relation géographie/résilience et les emboîtements d'échelles spatiales : parcelle, exploitation agricole, bassin versant.
- Une analyse spatiale approfondie doit être effectuée en tenant compte des éléments qui entrent dans le processus de pollution phytosanitaire diffuse, tels que la pédologie et le transfert des matières actives dans l'eau et dans le sol. Cette analyse permettra d'identifier précisément les zones vulnérables au niveau d'un bassin versant.

- La conception d'une méthodologie basée sur le couplage SIG et modèle technico-économique d'optimisation permettra une gestion intégrée spatiale et temporelle de la pollution phytosanitaires diffuse. Nous pourrons donc proposer des stratégies de gestion des risques liés aux pesticides en déterminant les périodes des pics d'accumulation des matières actives, selon l'occupation du sol (des pratiques phytosanitaires) et les caractéristiques du milieu naturel (par exemple : la proximité du cours d'eau).

De ces perspectives de recherche découle une question plus globale : comment mettre en œuvre et valoriser la conception des outils d'aide à la décision et les connaissances acquises au cours de ce travail de recherche, en terme de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse, au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or et à celui d'autres bassins versants à l'échelle de la France et de la Méditerranée ?

Références bibliographiques

Abbes K. (2005). *Analyse de la relation agriculture environnement : une approche bio-économique. Cas de la salinisation des sols et de la pollution par les nitrates au nord tunisien. Rapport des annexes*. Thèse de doctorat d'université en Sciences Economiques: Université de Montpellier 1, (France). 305+106 p.

Adger W.N. (2000). Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography*, September 2000, vol. 24, n. 3, p. 347-364. http://phg.sagepub.com/content/24/3/347.abstract

Adriaanse A. (1993). *Environmental policy performance indicators: a study on the development of indicators for environmental policy in the Netherlands*. Den Haag: Sdu Uitgeverij Koninginnegracht. 175 p.

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. (2016). *L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et Corse*. Lyon: Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 28 p. (Eau & Connaissance). http://www.eaurmc.fr/espace-dinformation/brochures-dinformation/qualite-des-eaux.html?eID=dam_frontend_push&docID=3837

AGRESTE. (2011). Languedoc-Roussillon, viticulture : premères tendances. *Agreste Données*, Novembre 2011, p. 1-4. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_R9111A18.pdf

AGRESTE. (2013). Enquête pratiques culturales 2011 : les traitements phytosanitaires sur les grandes cultures, indicateurs de fréquence de traitement. *Agreste : Les Dossiers*, Novembre 2013, n. 18, p. 1-40. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier22_integral.pdf

AGRESTE. (2014). Enquête pratiques phytosanitaires en arboriculture 2012 : nombre de traitements. *Agreste : Les Dossiers*, Décembre 2014, n. 22, p. 1-16. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier22_integral.pdf

Ahouangninou C., Fayomi B.E, Martin T. (2011). Évaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires des producteurs maraîchers dans la commune rurale de Tori-Bossito (Sud-Bénin). *Cahiers Agricultures*, vol. 20, n. 3, p. 216-222. http://www.jle.com/fr/revues/agr/e-docs/evaluation_des_risques_sanitaires_et_environnementaux_des_pratiques_phytosanitaires_des_producteurs_maraichers_dans_la_commune_rurale_de_tori_bossito_sud_benin__291159/article.phtml

Aktar M.W., Sengupta D., Chowdhury A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary toxicology*, March 2009, vol. 2, n. 1, p. 1-12. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2984095/

Alvarez S., Paas W., Descheemaeker K., Tittonell P., Groot J.C.J. (2014). *Typology construction, a way to deal with farm diversity: general guidelines for the Humidtropics*. Wageningen: Wageningen University. 36 p. Report for the CGIAR Research Program on Integrated Systems for the Humid Tropics. http://humidtropics.cgiar.org/wp-content/plugins/download-monitor/download.php?id=231

Alwang J., Siegel P.B., Jorgensen S.L. (2001). *Vulnerability: a view from different disciplines*. Washington: World Bank. 42 p. (Social Protection Discussion Paper Series, n. 0115). http://siteresources.worldbank.org/SOCIALPROTECTION/Resources/SP-Discussion-papers/Social-Risk-Management-DP/0115.pdf

Andersen E., Elbersen B., Godeschalk F., Verhoog D. (2007). Farm management indicators and farm typologies as a basis for assessments in a changing policy environment. *Journal of Environmental Management*, February 2007, vol. 82, n. 3, p. 353-362. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479706002489

Anselin L., Rey J.S. (2010). *Perspectives on Spatial Data Analysis*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 290 p.

Arias-Estévez M., López-Periago E., Martínez-Carballo E., Simal-Gándara J., Mejuto J.-C., García-Río L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 123, n. 4, p. 247-260. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880907001934

Aronoff S. (1989). Geographic information systems: a management perspective. *Geocarto International*, 1989/12/01, vol. 4, n. 4, p. 1-294. http://dx.doi.org/10.1080/10106048909354237

Aschan-Leygonie C. (1998). *La résilience d'un système spatial: l'exemple du Comtat; une étude comparative de deux périodes de crises au XIXe et au XXe siècles*. Thèse de doctorat en géographie: Université de Paris I, Paris. 401 p.

Aschan-Leygonie C. (2000). Vers une analyse de la resilience des systèmes spatiaux. *Espace géographique*, vol. 29, n. 1, p. 64-77. doi:10.3406/spgeo.2000.1968. http://www.persee.fr/doc/spgeo_0046-2497_2000_num_29_1_1968

Aubertot J.-N., Barbier J.-M., Carpentier A., Gril J.N., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini S., Voltz M. (2005). *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'expertise scientifique collective, INRA et CEMAGREF*. 900 p. http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Pesticides-agriculture-et-environnement

Aujas P., Lacroix A., Lemarié S., Reau R. (2011). Réduire l'usage des pesticides. Un défi pour le conseil aux agriculteurs. *Économie rurale*, Juillet-Août 2011, n. 324, p. 18-33. https://economierurale.revues.org/3071

Aurousseau P., Gascuel-Odoux C., Squividant H. (1998). Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Etude et gestion des sols*, vol. 5, n. 3, p. 143-156. http://afes.fr/afes/egs/EGS_5_3_aurousseau.pdf

Ayadi H. (2009). *Quels indicateurs et modèles de mesure pour la gestion des produits phytosanitaires au niveau d'un territoire ? Cas de la Lomagne Tarn et Garonnaise*. Mémoire (Master of Science): CIHEAM-IAMM, Montpellier (France). 202 p. (Master of Science : Recherche, n. 725). Master soutenu, non publié.

Ayadi H. (2013). *Outils de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse au niveau d'un territoire : cas d'application zone humide Ramsar de la Merja Zerga au Maroc*. Thèse de doctorat en Géographie et Aménagement de l'Espace, spécialité Agronomie: Université Montpellier 3, Montpellier. 283+ annexes 66 p. Thèse soutenue en co-tutelle : CEDoc-IAV Hassan II Rabat (Maroc) et Ecole Doctorale ED 60 Unité de Recherche GRED / LAMES du CIHEAM-IAMM. http://www.iamm.fr/ressources/opac_css/doc_num.php?explnum_id=10886

Ayadi H., Le Bars M., Le Grusse P., Mandart E., Fabre J., Bouaziz A., Bord J.P. (2014). SimPhy: a simulation game to lessen the impact of phytosanitaries on health and the environment-the case of Merja Zerga in Morocco. *Environmental Science and Pollution Research*, April 2014, vol. 21, n. 7, p. 4950-4963. http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-013-2244-2

Ayadi H., Le Grusse P., Fabre J., Mandart E., Bouaziz A., Bord J.-P. (2012). *Indicateurs et diagnostic de la pollution phytosanitaire diffuse d'origine agricoles : construction d'un indicateur de risque de toxicité environnementale (IRTE).* 6 p. 42. Congrès du Groupe Français des Pesticides : Nouveaux Enjeux et Stratégies Novatrices pour la Protection des Plantes Cultivées dans un Contexte de Développement Durable, 2012/05/30-2012/06/01, Poitiers (France). Session 3 : Qualité de l'air, de l'eau, des sols et des aliments, écotoxicologie.

Balderacchi M., Trevisan M. (2010). Comments on pesticide risk assessment by the revision of Directive EU 91/414. *Environmental Science and Pollution Research*, Mars 2010, vol. 17, n. 3, p. 523-528. http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-009-0278-2

Barral M., Sourribes V.-C., Bourgeois E., Gavoty E., Barré N., Tillier C. (2007). *Synthèse sur les zones humides françaises, à destination des gestionnaires, élus et acteurs de terrain. Vers une gestion intégrée des lagunes méditerranéennes. Tome 3 : Annexes cartographiques*. Tour du Valat: Pôle relais lagunes méditerranéennes. 50 p.

Barroca B., DiNardo M., Mboumoua I. (2013). De la vulnérabilité à la résilience : mutation ou bouleversement ? *EchoGéo*, n. 24, p. 2-15. https://echogeo.revues.org/13439

Bartolini F., Bazzani G.M., Gallerani V., Raggi M., Viaggi D. (2007). The impact of water and agriculture policy scenarios on irrigated farming systems in Italy: an analysis based on farm level

multi-attribute linear programming models. *Agricultural Systems*, March 2007, vol. 93, n. 1-3, p. 90-114. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X06000783

Batsch D. (2011). *L'impact des pesticides sur la santé humaine*. Thèse de doctorat en pharmacie: Université Henri Poincare, Nancy. 165 p.

Becerra S. (2012). Vulnérabilité, risques et environnement: l'itinéraire chaotique d'un paradigme sociologique contemporain. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Mai 2012, vol. 12, n. 1, p. 1-27. https://vertigo.revues.org/11988

Beddington J.R., Free C.A., Lawton J.H. (1976). Concepts of stability and resilience in predator-prey models. *Journal of Animal Ecology*, vol. 45, n. 3, p. 791-816. http://www.jstor.org/stable/3581

Béguin M., Pumain D. (2009). *La représentation des données géographiques : statistique et cartographie*. 2 ed. Paris (France): Armand Colin. 192 p. (Cursus).

Bellman R. (1957). *Dynamic programming*. Princeton: Princeton University Press. 339 p.

Berbel J., Gómez-Limón J.A. (2000). The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management*, vol. 43, n. 2, p. 219-238. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377499000566

Bergkvist P. (2004). *Pesticide risk indicators at national level and farm level: a Swedish approach*. Sundbyberg: Swedish Chemicals Inspectorate. 19 p. (Kemikalie Inspektionen, n. 6/04). https://www.kemi.se/global/pm/2004/pm-6-04.pdf

Biarnès A., Bailly J.S., Boissieux Y. (2009). Identifying indicators of the spatial variation of agricultural practices by a tree partitioning method: the case of weed control practices in a vine growing catchment. *Agricultural Systems*, vol. 99, n. 2-3, p. 105-116. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X08001157

Billionnet A. (2007). *Optimisation discrète, de la modélisation à la résolution par des logiciels de programmation mathématique*. Paris: Dunod. 464 p. (InfoPro).

Binswanger H.P. (1980). Attitudes toward risk: experimental measurement in rural India. *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 62, n. 3, p. 395-407. http://www.jstor.org/stable/1240194

Binswanger H.P. (1981). Attitudes toward risk: theoretical implications of an experiment in rural India. *The Economic Journal*, Décembre 1981, vol. 91, n. 364, p. 867-890. http://www.jstor.org/stable/2232497

Blair A., Ritz B., Wesseling C., Freeman L.B. (2015). Pesticides and human health. *Occupational and Environmental Medicine*, February 2015, vol. 72, n. 2, p. 81-82. http://oem.bmj.com/content/early/2014/12/24/oemed-2014-102454

Bockstaller C., Girardin P. (2003). How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, May 2003, vol. 76, n. 2, p. 639-653. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X02000537

Bockstaller C., Guichard L., Keichinger O., Girardin P., Galan M.-B., Gaillard G. (2009). Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, January 2009, vol. 29, n. 1, p. 223-235. http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-90-481-2666-8_47

Bockstaller C., Guichard L., Makowski D., Aveline A., Girardin P., Plantureux S. (2008). Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, January 2008, vol. 28, n. 1, p. 139-149. http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-90-481-2666-8_44

Boesten J.J.T.I., Helweg A., Businelli M., Bergstrom L., Schaefer H., Delmas A., Kloskowski R., Walker A., Travis K., Smeets L. (1997). *Soil persistence models and EU registration: final report of the work of the soil modelling work group of FOCUS (FOrum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use)*. 77 p. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.465.6581&rep=rep1&type=pdf

Bohnen N.I., Kurland L.T. (1995). Brain-tumor and exposure to pesticides in humans - a review of the epidemiologic data. *Journal of the Neurological Sciences*, Octobre 1995, vol. 132, n. 2, p. 110-121. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022510X9500151Q

Bord J.-P. (2012). *L'univers des cartes. La carte et le cartographe*. Paris: Belin. 207 p. (Mappemonde).

Bord J.-P. (dir.), Baduel P.R. (dir.). (2004). *Les cartes de la connaissance.* Paris (France): Karthala. 693 p. (Hommes et Sociétés). Cartographie, Géographie et Sciences Sociales, 2000/09/21-23, URBAMA - Tours (France).

Boussard J.M., Boussemart J.P., Flichman G., Jacquet F., Lefer H.B. (1997). Les effets de la réforme de la Pac sur les exploitations de grande culture : changements techniques et renforcement des spécialisations régionales. *Economie Rurale*, Mai-Juin1997, n. 239, p. 20-29. http://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1997_num_239_1_4865

Boussard J.M., Daudin J.J. (1988). *La programmation linéaire dans les modèles de production*. Paris: Masson. 127 p. (Actualites Scientifiques et Agronomiques de l'INRA, n. 14).

Bouyssou D., Marchant T., Pirlot M., Tsoukiàs A., Vincke P. (2006). *Evaluation and decision models with multiple criteria stepping: stones for the analyst*. New York: Springer. 445 p. (International series in operations research & management science, n. 86).

Bouzit A.M., Rieu T., Rio P. (1994). Modélisation du comportement des exploitants agricoles tenant compte du risque : application du MOTAD généralisé. *Economie Rurale*, Mars-Juin 1994, n. 220-221, p. 69-73.

Bremond P. (2011). *Caractérisation et évaluation économique de la vulnérabilité des exploitations agricoles aux inondations*. Thèse de doctorat en Science économiques: Université Montpellier I, Montpellier. 394 p.

BRGM. (2000). *Gestion et traitement des sites pollués. Annexe 11, Glossaire*. Montpellier: BRGM. 49 p.

Briguglio L., Cordina G., Farrugia N., Vella S. (2008). *Economic vulnerability and resilience*. Helsinki: UNU-WIDER. 22 p. (Research Paper, vol. 2008, n. 2008/55). RP2008/55. https://www.wider.unu.edu/publication/economic-vulnerability-and-resilience

Brossier J. (1987). Système et système de production : note sur ces concepts. *Cahiers des Sciences Humaines*, vol. 23, n. 3/4, p. 377-390. http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:24935

Brossier J. (1989). Risque et incertitude dans la gestion de l'exploitation agricole : quelques principes méthodologiques. In: Eldin M., Milleville P. (eds.). *Le risque en agriculture*. Paris: ORSTOM. p. 25-41. (A Travers Champs). http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:27224

Brossier J., Gafsi M. (1997). Exploitations agricoles et protection de la qualité de l'eau. Analyse d'un processus d'adaptation. *Economie Rurale*, Septembre-octobre 1997, n. 241, p. 3-10. http://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1997_num_241_1_4882

Burrough P.A. (1986). *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Oxford: Oxford University Press. 193 p.

Bussereau D., Olin N. (2006). *Plan interministériel de réduction des risques lies aux pesticides 2006-2009*. Paris: Ministère de l'Agriculture et de la Pêche / Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 10 p. http://www.observatoire-pesticides.fr/upload/bibliotheque/000169991394585926033319190570/pirrp_2006.pdf

Butault J.P., Dedryver C.A., Gary C., Guichard L., Jacquet F., Meynard J.M., Nicot P., Pitrat M., Reau R., Sauphanor B., Savini I, Volay T. (2010). *Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude*. Montpellier: INRA. 90 p. https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Ecophyto-R-D/EcophytoRD-synthese

Butault J.-P., Delame N., Jacquet F., Rio P., Zardet G., Benoit M., Blogowski A., Bouhsina Z., Carpentier A., Desbois D. (2009). *Ecophyto R&D. Vers des systèmes de culture économes en pesticides. Volet 1. Tome VI: analyse ex ante de scénarios de rupture dans l'utilisation des pesticides*.

Montpellier: INRA. 57 p. https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Expertises/Ecophyto-R-D/EcophytoRD-tome-6

Butault J.-P., Delame N., Jacquet F., Zardet G. (2011). L'utilisation des pesticides en France : état des lieux et perspectives de réduction. *Notes et études socio-économiques*, n. 35, p. 7-26. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/publications/notes-et-etudes-socio-economiques/article/l-utilisation-des-pesticides-en

Cacho O.J. (2000). *The role of bioeconomic models in renewable resource management and assessment of solution techniques.* XXIV International Conference of Agricultural Economists "Integrating Approaches for Natural Resource Management and Policy Analysis: Bioeconomic Models, Multi-Agent Systems, and Cellular Automata", 2000/08/13-19, Berlin.

Caloz R., Collet C. (2011). *Analyse spatiale de l'information géographique*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes. 383 p. (Science & ingénierie de l'environnement).

Calvet R. (2005). *Les pesticides dans le sol conséquences agronomiques et environnementales*. Paris: Ed. France agricole. 637 p. (Référence scientifique).

Capillon A. (1993). *Typologie des exploitations agricoles : contribution à l'étude régionale des problèmes techniques. Tomes I et II*. Thèse de doctorat d'université: INAPG, Paris (France). 358 p.

Capillon A., Gabrielle B., Girardin P., Guichard L., Guillaume B., Hubert A., Leiser H., Soulas G., Van der Werf H. (2005). *Méthodologies d'évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles : rapport pour le département Environnement et Agronomie*. INRA. 50 p.

Caron R. (1980). Les choix du cartographe. In: Centre de création industrielle (Paris). *Cartes et figures de la terre : centre Georges Pompidou*. Paris: Centre Georges Pompidou. p. 9-15.

Carpenter S. R., Walker B., Anderies M.J., Abel N. (2001). From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, vol. 4, n. 8, p. 765-781. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9

Castillo E., Conejo A.J., Pedregal P., Garcia R., Alguacil N. (2011). *Building and solving mathematical programming models in engineering and science*. Chichester: John Wiley & Sons. 568 p. (vol. 62).

Cavayas F. (2012). *Introduction à la cartographie. Note de cours Géo-1532*. Montréal: Université de Montréal. 193 p. http://srv2.lemig.umontreal.ca/donnees/geo2522/Archives/2013-2014/PPTs_2-TransformationsGeometriques/NotesDeCours_Carto_rappels/GEO1532_Notes_2012.pdf

Centre Canadien de Télédétection. (2003). *Notions fondamentales de télédétection*. 263 p. Tutoriel. http://www.rncan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/resource/tutor/fundam/pdf/fundamentals_f.pdf

Chambre d'Agriculture du Vaucluse. (2012). *Coût des approvisionnements en arboriculture 2012*. 26 ed. Cavaillon: Groupement de développement agricole. 212 p.

Champeaux C. (2006). *Recours à l'utilisation de pesticides en grandes cultures. Evolution de l'indicateur de fréquence de traitement au travers des enquêtes « Pratiques Culturales » du SCEES entre 1994 et 2001.* Grignon: INRA. 101 p.

Charbonnier E., Ronceux A., Carpentier A.-S., Soubelet H., Barriuso E. (coords.). (2015). *Pesticides : des impacts aux changements de pratiques*. Versailles (France): Editions Quae. 400 p. (Savoir Faire).

Chenoune R. (2011). *Quelle approche pour représenter et évaluer la diversité agricole à l'échelle de l'exploitation et de la région ?* Montpellier (France): CIHEAM-IAMM. 59 p. (Master of Science, n. 114). http://www.iamm.fr/ressources/opac_css/doc_num.php?explnum_id=5119

Chiron J., Hattenberger A.-M. (coords.). (2008). *Mortalités, effondrements et affaiblissements des colonies d'abeilles. Weakening, collapse and mortality of bee colonies*. Maisons-Alfort: AFSSA. 218 p. https://www.anses.fr/sites/default/files/documents/SANT-Ra-MortaliteAbeilles.pdf

Chombart de Lauwe J., Poitevin J. (1957). *Gestion des exploitations agricoles*. Paris: Dunod. 222 p.

Colin F. (2000). *Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France)*. Thèse de doctorat en sciences de l'Eau Cemagref, Montpellier. 255 p. http://cemadoc.irstea.fr/oa/PUB00009699-approche-spatiale-pollution-chronique-des-eaux-sur.html

Comfort L.K., Boin A., Demchak C.C. (eds.). (2010). *Designing resilience: preparing for extreme events*. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press. 349 p.

Communauté d'agglomération du Pays de l'Or (Mauguio), CSD ingénieurs (Clermont l'Hérault). (2012). *Dossier d'étude d'impact sur l'environnement du projet. Dossier de création - ZAC « les portes de l'aéroport ». Commune de Mauguio-Carnon (34)*. Mauguio: Pays de l'Or Agglolmération. 252 p. http://www.paysdelor.fr/www.paysdelor.fr/UserFiles/file/telechargement/ZAC/DOSSIER_ETUDES_IMPACT_light.pdf

Communauté Européenne (CE). (2004). *Directives du Conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques*. Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés européennes. 207 p. (n. 1991L0414). TEXTE consolidé produit par le système CONSLEG de l'Office des publications officielles des Communautés européennes. http://www.observatoire-pesticides.gouv.fr/upload/bibliotheque/296176850536017815303394166950/directive_91_414_CEE_fr.pdf

Cornélis B., Billen R. (2001). La cartographie des risques et les risques de la cartographie. In: Hupet p. (ed.). *Risque et systèmes complexes: les enjeux de la communication*. Bruxelles: PIE-Peter Lang. p. 207-222. (Non-prolifération, vol. 2). http://orbi.ulg.be/bitstream/2268/22150/1/Liv%20Hupet.pdf

CORPEN. (1996). *Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Proposition pour une démarche de diagnostic*. Paris: CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les Phosphates et les Produits Phytosanitaires provenant des Activités Agricoles). 120 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_1996_02_qualite_eau_phyto.pdf

CORPEN. (2003). Chapitre 1 : Les éléments méthodologiques généraux. In: CORPEN. *Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole: éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires*. Paris: CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les Phosphates et les Produits Phytosanitaires provenant des Activités Agricoles). p. 15-32. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_indicateur_partie1.pdf

Costello S., Cockburn M., Bronstein J., Zhang X., Ritz B. (2009). Parkinson's disease and residential exposure to Maneb and Paraquat from agricultural applications in the central valley of California. *American Journal of Epidemiology*, April 2009, vol. 169, n. 8, p. 919-926. http://aje.oxfordjournals.org/content/169/8/919.short

Cyrulnik B. (2002). *Un merveilleux malheur*. Paris: Odiole Jacob. 218 p. (Poches Odile Jacob n. 78).

Dal Degan S. (2013). *Suivi 2012 de la qualité des eaux des bassins versants de l'étang de Thau, de l'étang de l'Or, du Lez et de la Mosson. Rapport du suivi de l'année 2012*. Montpellier: Aquascop. 306 p. (Rapport d'étude, n. 7197). http://www.etang-de-l-or.com/uploads/file/Eau/Qual-eau-autres-structures/2013_Suivi_2012_Or_CG34-eausup.pdf

Daloglu I., Nassauer J.I., Riolo R.L., Scavia D. (2014). Development of a farmer typology of agricultural conservation behavior in the American Corn Belt. *Agricultural Systems*, July 2014, vol. 129, p. 93-102. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X14000572

Damalas C.A., Eleftherohorinos I.G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 8, n. 5, p. 1402-1419. http://www.mdpi.com/1660-4601/8/5/1402

Dantzig G.B. (1948). *Linear programming : first edition, preprint.* Los Angeles: National Bureau of Standards. Symposium on Numerical Methods, 1948/07/29-31, Los Angeles (Etats-Unis).

Dantzig G.B. (1953). *Notes on linear programming. Part III: Computational algorithm of the revised simplex method.* Santa Monica: The RAND Corporation. 13 p. (U.S. Air Force Project Rand Research Memorandum, n. 1266). http://www.rand.org/pubs/research_memoranda/RM1266

Dantzig G.B., Orden A., Wolfe P.S. (1954). *Notes on linear programming. Part I: The generalized simplex method for minimizing a linear form under linear inequality restraints*. Santa Monica: The RAND Corporation. 25 p. (U.S. Air Force Project Rand Research Memorandum, n. 1264). http://www.rand.org/pubs/research_memoranda/RM1264

Dauphiné A., Provitolo D. (2007). La résilience : un concept pour la gestion des risques. *Annales de géographie*, vol. 654, n. 2, p. 115-125. http://www.cairn.info/revue-annales-de-geographie-2007-2-page-115.htm

Dauphiné A., Provitolo D. (2009). *Résilience, risque et SIG.* 9 p. GIS for Natural Ressources Management 2009/05/15-16, Dakar (Sénégal). http://idrc-gisworkshop.pbworks.com/f/resilience_risque_SIG.pdf

Deffontaines J.-P., Brossier J. (2000). Système agraire et qualité de l'eau. Efficacité d'un concept et construction négociée d'une recherche. *Nature Sciences Sociétés*, vol. 8, n. 1, p. 14-25. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1240130700887890

Delmotte S. (2011). *Evaluation participative de scénarios quelles perspectives pour les systèmes agricoles camarguais ?* Thèse de doctorat Agronomie: SupAgro, Montpellier (France). 375 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00664304

De Smith M.J., Goodchild M.F., Longley P. (2015). *Geospatial analysis: A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. 5 ed. Winchelsea Press. 748 p.

Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulias G. (2005). *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides*. Paris: Editions Tec & doc, Lavoisier. 280 p.

DGCCRF (Direction Générale de la Concurrence de la Consommation et de la Répression des Fraudes). (2009). *Surveillance et contrôle des résidus de pesticides dans les produits d'origine végétale*. Paris: DGCCRF. 1 p. http://www.economie.gouv.fr/files/directions_services/dgccrf/securite/produits_alimentaires/controles_alimentaires/2009/Control_pesticide2009.pdf

Diop M. (1980). *Contribution à l'étude de systèmes aquifères de plaine littorale (Lez et Vidourle, Hérault, France) : modèle de simulation mathématique*. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau: Université Montpellier 2, Montpellier (France). 151 p.

Djament-Tran G., Le Blanc A., Lhomme S., Rufat S., Reghezza-Zitt M. (2011). *Ce que la résilience n'est pas, ce qu'on veut lui faire dire*. 31 p. Version française d'un article en anglais soumis à évaluation. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00679293

Domange N. (2011). *Les pollutions diffuses d'origine agricole comme processus de contamination de l'eau en France.* 44 p. Colloque académique Education au Développement Durable : Activités Humaines et Pollutions, 2011/03/30, Boulogne Billancourt (France). http://www.edd.ac-versailles.fr/IMG/pdf/Colloque_edd_intervention_m_domange.pdf

Dore T., Le Bail M., Martin P., Ney B., Roger-Estrade J. (2006). *L'agronomie aujourd'hui*. Paris: Quae. 367 p.

Dorfman R. (1951). *Application of linear programming to the theory of the firm including an analysis of monopolistic firms by non-linear programming*. Berkeley: University of California Press. 98 p. (Publications of the Bureau of Business and Economic Research).

Dorfman R., Samuelson P.A., Solow R.M. (1958). *Linear programming and economic analysis*. New York: McGraw-Hill. 527 p. (The Rand series).

Dubois A., Lacouture L. (2011). *Bilan de présence des micropolluants dans les milieux aquatiques continentaux période 2007-2009*. Paris: Commissariat général au développement durable. 56 p. (Etudes & Documents, n. 54). http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/1808/1108/bilan-presence-micropolluants-milieux-aquatiques.html

Dubois A. (2015). *Les pesticides dans les cours d'eau français en 2013*. Paris: Commissariat général au développement durable. 12 p. (Chiffres & statistiques, n. 697). http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/2348/1108/pesticides-cours-deau-francais-2013.html

Dufumier M. (1996). *Les projets de développement agricole : manuel d'expertise*. Paris (France): Karthala. 354 p. (Economie et Développement).

Dupré N. (2003). *Les apports des bassins versants en relation avec l'état d'eutrophisation des lagunes du Languedoc-Roussillon. Application à l'étang de l'Or.* Mémoire de DESS: Université Montpellier I, Montpellier. 121 p.

Eason A., Tim U.S., Wang X. (2004). Integrated modeling environment for statewide assessment of groundwater vulnerability from pesticide use in agriculture. *Pest Management Science,* vol. 60, n. 8, p. 739-745. http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ps.784/pdf

Eldin M. (1989). Du risques de sècheresse au risque de mauvaise récolte : un effort clarification des concept… In: Eldin M., Milleville P. (eds.). *Le risque en agriculture*. Paris (France): ORSTOM. p. 19-23. (A Travers Champs).

Fell R., Ho K.K.S., Lacasse S., Leroi E. (2005). A framework for landslide risk assessment and management. In: Hungr O., Fell R., Couture R., Eberhardt E. *Landslide risk management*. CRC Press. p. 3-25. International Conference on Landslide Risk Management, 2005/05/31-2005/06/03, Vancouver (Canada).

Feola G., Rahn E., Binder C.R. (2011). Suitability of pesticide risk indicators for less developed countries: a comparison. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 142, n. 3-4, p. 238-245. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788091100154X

Finizio A., Azimonti G., Villa S. (2011). Occurrence of pesticides in surface water bodies: a critical analysis of the Italian national pesticide survey programs. *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 13, n. 1, p. 49-57. http://dx.doi.org/10.1039/C0EM00192A

Finizio A., Calliera M., Vighi M. (2001). Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, July 2001, vol. 49, n. 3, p. 262-274. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651301920639

Finizio A., Villa S. (2002). Environmental risk assessment for pesticides: a tool for decision making. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22, n. 3, p. 235-248. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0195925502000021

Folke C. (2006). Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, vol. 16, n. 3, p. 253-267. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378006000379

Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T., Rockstrom J. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*, vol. 15, n. 4, p. 1-9. http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art20/

Fox C.R., Tversky A. (1995). Ambiguity aversion and comparative ignorance. *The Quarterly Journal of Economics*, August 1995, vol. 110, n. 3, p. 585-603. http://qje.oxfordjournals.org/content/110/3/585.abstract

Gallopin G.C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, vol. 16, n. 3, p. 293-303. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378006000409

Garrabé M. (2007). Production de capabilités et fonction de résilience individuelle. In: Garrabé M. *Economie sociale*. Montpellier (France): CIHEAM-IAMM. p. 95-104. (FORMder 2007). Cours préparé dans le cadre du projet FORMder - Formation Multipôle et Pluridisciplinaire en Développement Rural (Programme Tempus). http://formder.iamm.fr/ressources/cours/eco_sociale.pdf

Gassiat A., Zahm F. (2010). Mobiliser des indicateurs pour évaluer les effets propres des mesures agro-environnementales en France. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 01/05/2010, n. 3, p. 439-471. http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=RERU_103_0439

Gatignol C., Etienne J.C. (2010). *Pesticides et santé*. Paris: Sénat, Assemblée nationale. 262 p. (Les Rapports de l'OPECST, n. 2463). http://www.senat.fr/rap/r09-421/r09-421.html

Giddens A. (1987). *La constitution de la société éléments de la théorie de la structuration*. Paris: Presses universitaires de France. 474 p. (Sociologies).

Gras R., Benoit M., Deffontaines J.P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osty P.L. (1989). *Le fait technique en agronomie : activité agricole, concepts et méthodes d'étude*. Paris: INRA, L'Harmattan. 183 p. (Alternatives rurales).

Graveline N., Rinaudo J.D. (2007). Constructing scenarios of agricultural diffuse pollution using an integrated hydro-economic modelling approach. *European Water*, vol. 17, n. 18, p. 3-16. https://www.researchgate.net/profile/Nina_Graveline/publication/228912864_Constructing_scenarios_of_agricultural_diffuse_pollution_using_an_integrated_hydro-economic_modelling_approach/links/00463534d9434eae0c000000.pdf

Graveline N., Rinaudo J.-D., Loubier S., Segger V. (2009). L'évolution de la pollution agricole des eaux souterraines. Une approche par couplage de modèles économiques et biophysiques. *Economie Rurale*, vol. 310, n. 2, p. 22-39. http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2009-2-page-22.htm

Grillot J.-C., Chaffaut I., Razack M. (1988). Effect of the environment on the hydrochemical characteristics of an alluvial aquifer following an exceptional multiyear drought (Mediterranean seashore, herault, France): Part II— Climatology and agronomy. *Environmental Geology and Water Sciences*, vol. 11, n. 2, p. 175-181. http://dx.doi.org/10.1007/BF02580453

Gunderson L.H., Holling C.S. (eds.). (2002). *Panarchy understanding transformations in human and natural systems*. Washington: Island Press. 507 p.

Hallenbeck W.H., Cunningham-Burns K.M. (1985). *Pesticides and human health*. Dordrecht: Springer. 166 p.

Hamdouch A. (dir.), Depret M.-H. (dir.), Tanguy C. (dir.). (2012). *Mondialisation et résilience des territoires : trajectoires, dynamiques d'acteurs et expériences*. Sainte-Foy (Canada): Presses de l'Université du Québec. 292 p. (Géographie Contemporaine).

Hanemann W.M., Tsur Y., Zilberman D.D. (1984). *Pesticide usage and the choice of pest control strategy: a switching regression analysis*. Berkeley: University of California. 37 p. (CUDARE Working Papers, n. 301). http://eprints.cdlib.org/uc/item/45m905x2

Hazell P.B.R., Norton R.D. (1986). *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. Londres (Royaume-Uni): MacMillan. 400 p. http://www.ifpri.org/publication/mathematical-programming-economic-analysis-agriculture

Heady E.O., Egbert A.C. (1963). Modèles de programmation linéaire pour déterminer des systèmes régionaux de production dans l'agriculture des Etats-Unis. *Cahiers de l'ISEA*, mars 1963, n. 135 (série AG n°2), p. 3-56.

Heady E.O., Egbert A.C. (1964). Regional programming of efficient agricultural production patterns. *Econometrica*, July 1964, vol. 32, n. 3, p. 374-386. http://www.jstor.org/stable/1913042

Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, vol. 4, p. 1-23.

Holling C.S. (1996). Engineering resilience versus ecological resilience. In: Schulze P. (ed.). *Engineering within ecological constraints*. Washington: National Academy of Engineering. p. 32. (vol. 31).

Holling C.S. (2004). From complex regions to complex worlds. *Ecology and Society*, vol. 9, n. 1, p. 1-10. http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art11/

Holling C.S., Gunderson L.H. (2002). Resilience and adaptive cycles. In: Gunderson L.H., Holling C.S. (eds.). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington: Island Press. p. 25-62.

Houdart M., Tixier P., Lassoudière A., Saudubray F. (2009). Assessing pesticide pollution risk: from field to watershed. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 29, n. 2, p. 321-327. http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008042

Huggett A.J. (2005). The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, vol. 124, n. 3, p. 301-310. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705000649

IFEN (Institut français de l'environnement). (1996). *Indicateurs de performance environnementale de la France: édition 1996 -1997*. Paris: Lavoisier Tec & Doc. 125 p.

IFEN (Institut français de l'environnement). (1997). *Agriculture et environnement les indicateurs : édition 1997-1998*. Paris: Lavoisier Tec & Doc. 72 p.

IFREMER. (2008). Chapitre 12 : Etang de l'Or. In: IFREMER. *Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2007*. Sète: IFREMER. p. 277-298. (Rapport RSL, n. 08/2008). http://archimer.ifremer.fr/doc/00118/22923/

IFREMER. (2012). Chapitre 12 : Etang de l'Or. In: IFREMER. *Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2011* Sète: IFREMER. p. 221-231. (Rapport RSL, n. 12/2012). http://archimer.ifremer.fr/doc/00118/22913/

IFREMER. (2013). Chapitre 12 : Etang de l'Or. In: IFREMER. *Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2012*. Sète: IFREMER. p. 223-233. (Rapport RSL, n. 13/2013). http://archimer.ifremer.fr/doc/00148/25940/

IFREMER. (2014). Chapitre 12 : Etang de l'Or. In: IFREMER. *Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2013*. Sète: IFREMER. p. 181-194. (Rapport RSL, n. 14/2014). http://archimer.ifremer.fr/doc/00210/32154/

Jacquet F., Butault J.-P., Guichard L. (2011). An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops. *Ecological Economics*, vol. 70, n. 9, p. 1638-1648. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800911001510

Janssen S., van Ittersum M.K. (2007). Assessing farm innovations and responses to policies: a review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems*, June 2007, vol. 94, n. 3, p. 622-636. <Go to ISI>://WOS:000247673300002

Joerin F., Musy A. (2000). Land management with GIS and multicriteria analysis. *International Transactions in Operational Research,* vol. 7, n. 1, p. 67-78. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0969601699000283

Joliveau T. (1996). Gérer l'environnement avec des S.I.G. Mais qu'est-ce qu'un S.I.G. ? *Revue de géographie de Lyon*, vol. 71, n. 2, p. 101-110. http://www.persee.fr/doc/geoca_0035-113x_1996_num_71_2_4333

Joly F. (1976). *La cartographie*. Paris: Presses universitaires de France. 276 p. (Magellan n. 34).

Jorgensen L.N., Noe E., Langvad A.M., Jensen J.E., Orum J.E., Rydahl P. (2007). Decision support systems: barriers and farmers' need for support. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin*, 2007, vol. 37, n. 2, p. 374-377. http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2338.2007.01145.x/abstract

Kamel F., Hoppin J.A. (2004). Association of pesticide exposure with neurologic dysfunction and disease. *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n. 9, p. 950-958. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1247187/

Kempen M., Elbersen B.S., Staritsky I., Andersen E., Heckelei T. (2011). Spatial allocation of farming systems and farming indicators in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, July 2011, vol. 142, n. 1-2, p. 51-62. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880910002033

Kerselaers E., De Cock L., Lauwers L., Van Huylenbroeck G. (2007). Modelling farm-level economic potential for conversion to organic farming. *Agricultural Systems*, vol. 94, n. 3, p. 671-682. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X07000388

Kinzig A.P., Ryan P., Etienne M., Allison H., Elmqvist T., Walker B.H. (2006). Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecology and Society*, June 2006, vol. 11, n. 1, p. 1-23. http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art20/

Kirkhorn S.R., Schenker M.B. (2002). Current health effects of agricultural work: respiratory disease, cancer, reproductive effects, musculoskeletal injuries, and pesticide-related illnesses. *Journal of agricultural safety and health*, May 2002, vol. 8, n. 2, p. 199-214.

Klein M. (2003). *Appendix I., steps 1-2 in FOCUS user manual, surface water tool for exposure predictions steps 1 and 2, developed by FOCUS*. 28 p. http://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/projects_data/focus/sw/docs/FOCUS_SWS_APPENDIX_I.doc

Klein R.J.T., Nicholls R.J., Thomalla F. (2003). Resilience to natural hazards: how useful is this concept? *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, vol. 5, n. 1-2, p. 35-45.

Knight F.H. (1921). *Risk, uncertainty and profit*. Boston: Houghton Mifflin Company. 381 p. (Hart, Schaffner & Marx prize essays, n. XXXI).

Koninckx G., Teneau G. (2010). *Résilience organisationnelle rebondir face aux turbulences*. Bruxelles: De Boeck. 295 p. (Manager RH).

Koopmans T.C. (1975). Concepts of optimality and their uses: Nobel memorial lecture. In: *Economic Science*. p. 239-256. http://www.nobelprize.org/nobel_prizes/economic-sciences/laureates/1975/koopmans-lecture.pdf

Kraak M.-J., Ormeling F.J. (2011). *Cartography visualization of spatial data*. 3 ed. New York: The Guilford Press. 198 p.

Lahr J., Kooistra L. (2010). Environmental risk mapping of pollutants: State of the art and communication aspects. *Science of the Total Environment,* vol. 408, n. 18, p. 3899-3907. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.045

Labite H., Butler F., Cummins E. (2011). A review and evaluation of plant protection product ranking tools used in agriculture. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2011/03/25, vol. 17, n. 2, p. 300-327. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2011.552392

Laganier R., Villalba B., Zuindeau B. (2002). Le développement durable face au territoire : éléments pour une recherche pluridisciplinaire. *Développement durable et territoires*, n. 1 (Dossier), p. 2-16. http://developpementdurable.revues.org/774

Lallau B. (2008). Les agriculteurs africains entre vulnérabilité et résilience. Pour une approche par les capabilités de la gestion des risques. *Revue Française de Socio-Économie*, vol. 1, n. 1, p. 177-198. http://www.cairn.info/revue-francaise-de-socio-economie-2008-1-page-177.htm

Lallau B. (2011). La résilience, moyen et fin d'un développement durable? *Éthique et économique*, vol. 8, n. 1, p. 168-185. https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/1866/4589/1/Lallau.pdf

Lallau B., Mbetid-Bessane E. (2010). *Observer la résilience rurale réflexions théoriques et application dans les campagnes centrafricaines.* 12 p. Innovation & Sustainable Development in Agriculture and Food, ISDA 2010, 2010/06/28-2010/07/01, Montpellier (France). https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00522110/document

Lallau B., Thibaut E. (2009). La résilience en débat : quel devenir pour les agriculteurs en difficulté. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, vol. 90, n. 1, p. 79-102. https://www.researchgate.net/profile/Benoit_Lallau/publication/227486737_La_resilience_en_debat_quel_devenir_pour_les_agriculteurs_en_difficulte/links/5554715d08aeaaff3bf1c130.pdf

Landais E. (1996). Typologies d'exploitations agricoles. Nouvelles questions, nouvelles méthodes. *Economie Rurale*, 1996, n. 236, p. 3-15. http://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1996_num_236_1_4819

Landais E. (1998). Modelling farm diversity new approaches to typology building in France. *Agricultural Systems*, December 1998, vol. 58, n. 4, p. 505-527. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X98000651

Laurini R., Thompson D. (1992). *Fundamentals of spatial information systems*. London: Academic press. 680 p. (The A.P.I.C. series n. 37).

Le Bellec F., Vélu A., Fournier P., Le Squin S., Michels T., Tendero A., Bockstaller C. (2015). Helping farmers to reduce herbicide environmental impacts. *Ecological Indicators*, vol. 54, p. 207-216. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X15000977

Le Grusse P., Belhouchette H., Le Bars M., Carmona G., Attonaty J.-M. (2006). Participative modelling to help collective decision-making in water allocation and nitrogen pollution: applications to the case of the Aveyron-Lère Basin. *International Journal of Agricultural Resources*, vol. 5, n. 2-3, p. 247-271.

Le Grusse P., Brunel L., Ruelle P., Poussin J.-C., Granier J. (2008). *Construction participative d'un modèle régional pour l'évaluation de la demande en eau agricole : un exemple dans le bassin de la Drôme.* 15 p. 13. Water World Congress, 2008/09/01-04, Montpellier (France). http://www.worldwatercongress2008.org/resource/authors/abs176_article.pdf

Le Grusse P., Mandart E., Ayadi H., Fabre J. (2012). *L'Indicateur de Risque de Toxicité Humaine (IRTH).* 4 p. Colloque Phyto - Santé : tous concerné !, 2012/12/17, Venours à Rouille (France). Session : Evaluation des risques. http://www.poitou-charentes.chambagri.fr/fileadmin/publication/CRA/20_Ecophyto/Documents/S3_IRTH_Le_Grusse_171212.pdf

Le Grusse P., Mandart E., Ayadi H., Mghirbi O., Ellefi K., Trabelsi M., Fabre J., Bord J.-P. (2014). *Gestion intégrée des pesticides et intelligence territoriale.* 2 p. 44. Congrès du Groupe Français des Pesticides : Protection des Cultures et Santé Environnementale : Héritages et Conceptions Nouvelles, 2014/05/26-29, Schœlcher, Martinique (France). Résumé et vidéo de la communication. http://www.gfpesticides.org/congres/1/287-gestion-integree-des-pesticides-et-intelligence-territoriale.html

Le Grusse P., Mandart E., Bouaziz A., Le Bars M., Bord J.-P., Fabre J. (2014). *Gestion de la toxicité en zone Ramsar (TRam) : rapport final*. 68 p. Rapport scientifique du Programme Pesticides : Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des Pesticides. APR Pesticide 2009. http://isidoredd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0083/Temis-0083209/22276_A.pdf

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. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815212002551

Lévy J. (1999). *Le tournant géographique : penser l'espace pour lire le monde*. Paris: Belin. 399 p. (Mappemonde).

Lewis K.A., Tzilivakis J., Warner D.J., Green A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2016/05/18, vol. 22, n. 4, p. 1050-1064. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Lhomme S., Serre D., Diab Y., Laganier R. (2010). Les réseaux techniques face aux inondations, ou comment définir des indicateurs de performance de ces réseaux pour évaluer la résilience urbaine. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, p. 487-502. http://www.persee.fr/doc/bagf_0004-5322_2010_num_87_4_8193

Linders J., Adriaanse P., Allen R., Capri E., Gouy V., Hollis J., Jarvis N., Klein M., Lolos P., Maier W.M. (2001). *FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC*. 245 p. Sanco/4802/2001-rev. http://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/surface-water

Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J. (2005). *Geographical information systems and science*. 2 ed. Chichester: John Wiley & Sons. 517 p.

Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J., Rhind D.W. (2015). *Geographic information science and systems.* 4 ed. John Wiley & Sons. 496 p.

Louhichi K., Belhouchette H., Wery J., Therond O., Flichman G. (2008). *Impact assessment of the 2003 CAP reform and the Nitrate Directive on the arable farming system in the midi-pyrénées region: bio-economic modelling at field, farm and regional levels.* 22 p. 109. EAAE seminar " The CAP after the Fischler reform: National implementations, impact assessment and the agenda for future reforms", 2008/11/20-21, Viterbo (Italie).
http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.513.4104&rep=rep1&type=pdf

Louhichi K., Kanellopoulos A., Janssen S., Flichman G., Blanco M., Hengsdijk H., Heckelei T., Berentsen P., Lansink A.O., Van Ittersum M. (2010). FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies. *Agricultural Systems*, October 2010, vol. 103, n. 8, p. 585-597.
http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X1000082X

Ludwig D., Walker B., Holling C.S. (1997). Sustainability, stability, and resilience. *Conservation Ecology*, vol. 1, n. 1, p. 1-17. http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss1/art7/

Mahieu F.R. (2012). *La résilience, une éthique de la souffrance : de la précaution à la protection*. 10 p. http://www.ethique-economique.fr/uploaded/resilienceaout2012.pdf

Malet J.-P., Thiery Y., Maquaire O., Puissant A. (2006). Analyse spatiale, évaluation et cartographie du risque glissement de terrain. *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 16, n. 3-4, p. 499-525. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01108696/

Mandart E., Le Grusse P., Ayadi H., Fabre J., Attonaty J.-M. (2010). *Un indicateur de risque de toxicité des pesticides en "Santé Humaine" comme paramètre dans un outil d'aide à la décision en production agricole : application à un territoire du Sud-Ouest de la France.* 2 p. 40. Congrès du Groupe Français des Pesticides : Pesticides et Environnements Méditerranéens, 2010/05/26-28, Banyuls-sur-Mer (France). Communication écrite et orale : 29 diapositives.

Martin E., Gascoin S., Grusson Y., Murgue C., Bardeau M., Anctil F., Ferrant S., Lardy R., Le Moigne P., Leenhardt D., Rivalland V., Sánchez Pérez J.-M., Sauvage S., Therond O. (2016). On the use of hydrological models and datellite fata to study the water budget of river basins affected by human activities: examples from the Garonne Basin of France. *Surveys in Geophysics*, vol. 37, n. 2, p. 223-247. http://dx.doi.org/10.1007/s10712-016-9366-2

Martin S. (2005). *La résilience dans les modèles de systèmes écologiques et sociaux*. Thèse de doctorat Mathématiques appliquée: Ecole normale supérieure, Cachan. 193 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00135007

Massei G., Rocchi L., Paolotti L., Greco S., Boggia A. (2014). Decision Support Systems for environmental management: A case study on wastewater from agriculture. *Journal of Environmental Management,* vol. 146, p. 491-504.
http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714004150?np=y

Matsatsinis N.F., Siskos Y. (2003). *Intelligent support systems for marketing decisions*. Dordrecht: Kluwer academic publishers. 514 p. (International Series in Operations Research and Management Science, vol. 54).

Maurizi B., Verrel J.-L. (2002). Des indicateurs pour les actions de maÎtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, Juin 2002, n. 30, p. 3-14. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00464684/document

Mbetid-Bessane E., Havard M., Nana P.D., Djonnewa A., Djondang K., Leroy J. (2003). Typologies des exploitations agricoles dans les savanes d'Afrique centrale : un regard sur les méthodes utilisées et leur utilité pour la recherche et le développement. In: Jamin J.Y., Seiny Boukar L., Floret C. (eds.). *Savanes africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis. Actes du colloque*. Montpellier: Cirad. p. 10 p. Savanes africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis, 2002/05/27-31, Garoua (Cameroun). https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00140823/document

McIntyre A. (2008). *Participatory action research*. Los Angeles: Sage. 104 p. (Qualitative Research Methods, vol. 52).

MEEDDAT. (2009). *Programme « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides »*. Paris: MEEDDAT (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire). 10 p.

Mellouli K., El Kamel A., Borne P. (2004). *Programmation linéaire et applications : éléments de cours et exercices corrigés*. Paris: Éd. Technip. 112 p. (Sciences et technologies n. 16).

Meynard J.-M., Savini I. (2003). La désintensification : point de vue d'un agronome. *Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, n. 24, p. 23-33. http://www7.inra.fr/dpenv/pdf/meynad24.pdf

Mghirbi O., Ellefi K., Le Grusse P., Mandart E., Fabre J., Ayadi H., Bord J.P. (2015). Assessing plant protection practices using pressure indicator and toxicity risk indicators: analysis of the relationship between these indicators for improved risk management, application in viticulture. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, vol. 22, n. 11, p. 8058-8074.

Mghirbi O., Le Grusse P., Fabre J., Mandart E., Bord J.-P. (2016). OptiPhy, a technical-economic optimisation model for improving the management of plant protection practices in agriculture: a decision-support tool for controlling the toxicity risks related to pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-22. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6775-1

Mileti D.S. (1999). Disasters by design. In: Britton N.R. (ed.). *The changing risk landscape: implications for insurance risk management*. [Sydney?]: AON Group Australia Limited. p. 1-16. http://www.pide.org.pk/pdf/DevStudies/disasters_by_design.pdf

Miller F., Osbahr H., Boyd E., Thomalla F., Bharawani S., Ziervogel G., Walker B., Birkmann J., Van der Leeuw S., Rockström J. (2010). Resilience and vulnerability: complementary or conflicting concepts? *Ecology and Society*, vol. 15, n. 3, p. 1-25. http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss3/art11/

Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du territoire. (2012). *Méthode de calcul des IFT de référence dans le cadre du réseau de fermes DEPHY*. 8 p. http://agriculture.gouv.fr/telecharger/42569?token=161cae798519e0a87736f980dc4a2bd5

Minoux M. (1989). Networks synthesis and optimum network design problems: models, solution methods and applications. *Networks*, vol. 19, n. 3, p. 313-360. http://dx.doi.org/10.1002/net.3230190305

Mitchell G., May A., McDonald A. (1995). PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 1995/06/01, vol. 2, n. 2, p. 104-123. http://dx.doi.org/10.1080/13504509509469893

Moine A. (2006). Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace Géographique*, vol. 35, n. 2, p. 115-132. http://www.cairn.info/revue-espace-geographique-2006-2-page-115.htm

Morra P., Bagli S., Spadoni G. (2006). The analysis of human health risk with a detailed procedure operating in a GIS environment. *Environment International,* vol. 32, n. 4, p. 444-454. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2005.10.003

Moschini G., Hennessy D.A. (2001). Chapter 2: Uncertainty, risk aversion, and risk management for agricultural producers. In: Gardner B., Rausser G. *Handbook of agricultural economics. Vol. 1, Part A*. Amsterdam: Elsevier. p. 87-153. (Handbooks in Economic, n. 18). http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574007201100058

Mottes C., Lesueur-Jannoyer M., Le Bail M., Malézieux E. (2014). Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 34, n. 1, p. 229-250. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0176-3

Multigner L. (2005). Effets retardés des pesticides sur la santé humaine. *Environnement, risques & santé*, vol. 4, n. 3, p. 187-194. http://www.jle.com/fr/revues/ers/e-docs/effets_retardes_des_pesticides_sur_la_sante_humaine_265428/article.phtml

Munaron D. (coord.), Hubert M., Gonzalez J.-L., Tapie N., Budzinski H., Guyomarch J., Andral B. (2013). *PEPS LAG : Projet Echantillonneurs Passifs pour la Surveillance de la contamination chimique des LAGunes méditerranéennes*. Sète: Ifremer. 79 p. (Rapport Ifremer, n. RST/LER/LR 13-01). http://archimer.ifremer.fr/doc/00134/24495/

Muradian R. (2001). Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics*, July 2001, vol. 38, n. 1, p. 7-24. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180090100146X

Murgue C., Therond O., Leenhardt D. (2015). Toward integrated water and agricultural land management: participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, May 2015, vol. 45, p. 52-63. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837715000149

Nietzsche F. (1981). *La généalogie de la morale*. Paris: Nathan. 239 p. (Les Intégrales de Philo).

Norman D.W. (1980). *La méthode de recherches sur les systèmes d'exploitation agricole : son applicabilité au petit exploitant*. East Lansing: Department of Agricultural Economics. 41 p. (Cahier MSU, n. 5). http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAN207.pdf

Norman D.W., Worman F.D., Siebert J.D., Modiakgotla E. (1995). *The farming systems approach to development and appropriate technology generation*. Rome: FAO. 229 p. (FAO Farm Systems Management Series, n. 10). http://www.fao.org/docrep/v5330e/v5330e00.htm

Norsworthy J.K., Ward S.M., Shaw D.R., Llewellyn R.S., Nichols R.L., Webster T.M., Bradley K.W., Frisvold G., Powles S.B., Burgos N.R., Witt W.W., Barrett M. (2012). Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendations. *Weed Science*, 2012, vol. 60, n. Special Issue, p. 31-62. http://www.wssajournals.org/doi/abs/10.1614/WS-D-11-00155.1

OCDE. (1993). *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales : rapport de synthèse du Groupe sur l'État de l'Environnement*. Paris: OCDE. 41 p. (Monographies sur l'Environnement, n. 83). http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=OCDE/GD(93)179&docLanguage=Fr

OCDE. (1999). *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. Volume 1 : concepts et cadre d'analyse*. Paris: OCDE. 50 p. https://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/40680903.pdf

OCDE. (2001). *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. Volume 3 : méthodes et résultats*. Paris: OCDE. 439 p. http://www.oecd.org/fr/tad/agriculture-durable/41305475.pdf

Olesen J.E., Trnka M., Kersebaum K.C., Skjelvåg A.O., Seguin B., Peltonen-Sainio P., Rossi F., Kozyra J., Micale F. (2011). Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy*, vol. 34, n. 2, p. 96-112. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1161030110001061

Paquet G. (1999). La résilience dans l'économie. In: *Encyclopédie de l'Agora : pour un monde durable*. p. 1-14. (vol. 7, n. 1). http://gouvernance.ca/publications/99-34.pdf

Parsonson-Ensor C., Saunders C. (2011). *Exploratory research into the resilience of farming systems during periods of hardship.* 30 p. 2011 New Zealand Agricultural and Resource Economics Society (NZARES) Conference, 2011/08/25-26, Nelson (Nouvelle Zélande). http://ageconsearch.umn.edu/handle/115511.

Payraudeau S. (2002). *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*. Thèse de Doctorat en Science de l'eau: ENGREF, Montpellier. 436 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00005633/document

Perrings C. (1998). Resilience in the dynamics of economy-environment systems. *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, n. 3, p. 503-520. http://dx.doi.org/10.1023/A:1008255614276

Perrings C. (2006). Resilience and sustainable development. *Environment and Development Economics*, August 2006, vol. 11, n. 04, p. 417-427. http://dx.doi.org/10.1017/S1355770X06003020

Perrot C. (1990). Typologie d'exploitations construite par agrégation autour de pôles définis à dire d'expert. Proposition méthodologique et premiers résultats obtenus en Haute-Marne. *Productions Animales*, 1990, vol. 3, n. 1, p. 51-66. https://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4394/44089/version/1/file/Prod_Anim_1990_3_1_06.pdf

Perrot C., Pierret P., Landais E. (1995). L'analyse des trajectoires des exploitations agricoles. Une méthode pour actualiser les modèles typologiques et étudier l'évolution de l'agriculture locale. *Economie Rurale*, 1995, n. 228, p. 35-47. http://www.persee.fr/doc/ecoru_0013-0559_1995_num_228_1_4744

Peterson R.K.D., Schleier III .JJ. (2014). A probabilistic analysis reveals fundamental limitations with the environmental impact quotient and similar systems for rating pesticide risks. *PeerJ*, 2014/04/22, vol. 2, p. 1-9. https://doi.org/10.7717/peerj.364

Pigeon P. (2005). *Géographie critique des risques*. Paris: Économica, Anthropos. 217 p. (Géographie).

Pingali P.L., Roger P.A. (1995). *Impact of pesticides on farmer health and the rice environment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 664 p.

Pingault N. (2007). *Améliorer la qualité de l'eau : un indicateur pour favoriser une utilisation durable des produits phytosanitaires*. Paris: MAP (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche). 10 p.

Pingault N., Pleyber É., Champeaux C., Guichard L., Omon B. (2009). Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures: l'indicateur de fréquence de traitement. *Notes et études socio-économiques*, Mars 2009, vol. 32, p. 61-94. http://agreste.agriculture.gouv.fr/publications/notes-et-etudes-socio-economiques/article/produits-phytosanitaires-et

PNUE (Sophia Antipolis France), OSS (Paris France). (1996). *Les indicateurs d'économie de l'eau: ressources et utilisations (document de réflexion)*. Paris (France): OSS. 64 p.

Poidevin D. (1999). *La carte, moyen d'action : guide pratique pour la conception et la réalisation de cartes*. Paris: Ellipses. 199 p.

Popper K.R., Gombrich E.H. (2013). *The open society and its enemies*. New one-volume ed. Princeton: Princeton University Press. 755 p.

Posen P., Lovett A., Hiscock K., Evers S., Ward R., Reid B. (2006). Incorporating variations in pesticide catabolic activity into a GIS-based groundwater risk assessment. *Science of the Total Environment,* vol. 367, n. 2–3, p. 641-652. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.024

Provitolo D. (2009). *Vulnérabilité et résilience : géométrie variable des deux concepts.* 42 p. Séminaire "Résilience Urbaine" de l'École Normale Supérieure (ENS), 2009/11/19, Paris (France). http://www.geographie.ens.fr/IMG/file/resilience/SeminaireProvitoloVulnerabiliteResilience.pdf

Provitolo D. (2012). The contribution of science and technology to meeting the challenge of risk and disaster reduction in developing countries: from concrete examples to the proposal of a conceptual model of "resiliencery vulnerability". In: Bolay J.-C., Schmid M., Tejada G., Hazboun E. *Technologies and innovations for development: scientific cooperation for a sustainable future*. Paris: Springer. p. 131-153. http://dx.doi.org/10.1007/978-2-8178-0268-8_10

Quizon J.B., Binswanger H.P., Machina M.J. (1984). Attitudes toward risk: further remarks. *The Economic Journal*, March 1984, vol. 94, n. 373, p. 144-148. http://econweb.ucsd.edu/~mmachina/papers/Quizon-Binswanger-Machina_Attitudes_Toward_Risk.pdf

Rakotomalala R. (2005). TANAGRA : un logiciel gratuit pour l'enseignement et la recherche. *Revue des Nouvelles Technologies de l'Information*, vol. RNTI-E-3 p. 697-702. 5. Journées Extraction et gestion des connaissances (EGC'2005), 2005/01/18-21, Paris (France). http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/tanagra/fichiers/le_logiciel_tanagra_egc_2005.pdf

Rathore H.S., Nollet L.M.L. (eds.). (2012). *Pesticides evaluation of environmental pollution*. Boca Raton: CRC Press/Taylor & Francis. 643 p.

Ravier C., Prost L., Jeuffroy M.-H., Wezel A., Paravano L., Reau R. (2015). Multi-criteria and multi-stakeholder assessment of cropping systems for a result-oriented water quality preservation action programme. *Land Use Policy*, vol. 42, p. 131-140. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837714001525

Rayner S., Cantor R. (1987). How fair is safe enough? The cultural approach to societal technology choice. *Risk Analysis*, vol. 7, n. 1, p. 3-9. http://dx.doi.org/10.1111/j.1539-6924.1987.tb00963.x

Reghezza-Zitt M. (2013). Utiliser la polysémie de la résilience pour comprendre les différentes approches du risque et leur possible articulation. *EchoGéo*, Avril-juin 2013, n. 24, p. 1-13. https://echogeo.revues.org/13401

Reghezza-Zitt M., Rufat S., Djament-Tran G., Le Blanc A., Lhomme S. (2012). What resilience is not: uses and abuses. *Cybergeo: European Journal of Geography*, Environnement, Nature, Paysage, document 621. http://cybergeo.revues.org/25554

Reghezza-Zitt M., Rufat S. (2015a). *Resilience Imperative: uncertainty, risks and disasters*. Oxford: Elsevier. 262 p.

Reghezza-Zitt M. (dir.), Rufat S. (dir.). (2015b). *Résiliences sociétés et territoires face à l'incertitude, aux risques et aux catastrophes*. Londres: ISTE. 226 p. (Ecologie).

Reidsma P., Ewert F., Lansink A.O., Leemans R. (2010). Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: the importance of farm level responses. *European Journal of Agronomy*, January 2010, vol. 32, n. 1, p. 91-102. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1161030109000586

Reidsma P., Koenig H.J., Feng S., Bezlepkina I., Nesheim I., Bonin M., Sghaier M., Purushothaman S., Sieber S., van Ittersum M.K., Brouwer F. (2011). Methods and tools for integrated assessment of land use policies on sustainable development in developing countries. *Land Use Policy*, July 2011, vol. 28, n. 3, p. 604-617. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837710001201

Réseau d'Avertissements Phytosanitaires (RAP). (2009). Protégeons les abeilles des pesticides. *Bulletin d'information. Ordre Général* 12 June 2009, n. 02, p. 1-5. http://www.agrireseau.qc.ca/Rap/documents/b02gen09.pdf

Reus J., Leendertse P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., van der Werf H., Alfarroba F., Blumel S., Isart J., McGrath D., Seppala T. (2002). Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, July 2002, vol. 90, n. 2, p. 177-187. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880901001979

Richemond A. (2003). Chapitre 1 : chocs, crises, krach. In: Richemond A. *La résilience économique une chance de recommencement*. Paris: Éd. d'Organisation. p. 2-76. http://www.eyrolles.com/Chapitres/9782708129276/chap1_Richemeond.pdf

Rigaux P., Scholl M., Voisard A. (2002). *Spatial databases: with application to GIS*. Morgan Kaufmann. 410 p.

Ross A.M., Rhodes D.H., Hastings D.E. (2008). Defining changeability: reconciling flexibility, adaptability, scalability, modifiability, and robustness for maintaining system lifecycle value. *Systems Engineering*, vol. 11, n. 3, p. 246-262. http://dx.doi.org/10.1002/sys.20098

Roussary A., Busca D., Carpy Goulard F., Dumont A., Salles D. (2013). Pratiques phytosanitaires en agriculture et environnement : des tensions irréductibles ? *Economie Rurale*, Janvier-février 2013, n. 333, p. 67-80. https://economierurale.revues.org/3804

Rousseau S. (2003). Capabilités, risque et vulnérabilité. In: Dubois J.L., Lachaud J.P., Montaud J.M., Pouille A. (dirs.). *Pauvreté et développement socialement durable...* Bordeaux: Presses universitaires de Bordeaux. p. 11-22. Colloque international, 2001/11/22-23, Bordeaux (France). http://vulnerabilite.iram-fr.org/index.php?page=126

Rousseau S. (2005). *L'analyse des vulnérabilités par l'approche des capabilités : le cas des villages ruraux de Madagascar*. Thèse de doctorat Sciences économiques: Université de Versailles, Saint Quentin en Yvelines. 790 p.

Roy B. (2000). Réflexions sur le thème quête de l'optimum et aide à la décision. In: Thépot J., Godet M., Roubelat F. *Décision, prospective, auto-organisation : mélanges en l'honneur de Jacques Lesourne*. Paris: Dunod. p. 61-83. En appendice : biographie et bibliographie de J. Lesourne.

Sala S., Vighi, M. (2008). GIS-based procedure for site-specific risk assessment of pesticides for aquatic ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* vol. 69, n. 1, p. 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.06.015

Salah D. (2012). *Gestion du risque environnemental des produits phytosanitaires lié à la variabilité des sols. Application sur des systèmes de production du bassin de l'Etang de l'Or*. Montpellier (France): CIHEAM-IAMM. 92 p. (Master of Science, n. 121). http://www.iamm.fr/ressources/opac_css/doc_num.php?explnum_id=8432

Samuel O., Dion S., ST-Laurent L., April M.H. (2012). *IRPeQ, Indicateur de risque des Pesticides du Québec*. 2 ed. Québec: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation / Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs / Institut national de santé publique du Québec. 48 p. (Santé et environnement). http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1504_IndicRisquesPesticides_2eEdition.pdf

Sargian P., Andral B., Derolez V. (coords.). (2013). *Réseaux de surveillance DCE - Campagne 2012 - District « Rhône et côtiers méditerranéens »*. France: Ifremer. 132 p. http://archimer.ifremer.fr/doc/00170/28133/

Sautier D. (1989). Risques agricoles et risques alimentaires : remarques sur un exemple andin. In: Eldin M., Milleville P. (eds.). *Le risque en agriculture*. Paris: ORSTOM. p. 395-405. (A Travers Champs). http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:27249

Scholz G., Dewulf A., Pahl-Wostl C. (2014). An analytical framework of social learning facilitated by participatory methods. *Systemic Practice and Action Research*, vol. 27, n. 6, p. 575-591. http://dx.doi.org/10.1007/s11213-013-9310-z

Sen A. (2001). *Development as freedom*. Oxford: Oxford university press. 366 p.

Serre D., Barroca B., Laganier R. (eds.). (2013). *Resilience and urban risk management proceedings of the conference* Boca Raton: CRC Press. 179 p. How the concept of resilience is able to improve urban risk management? A temporal and a spatial analysis, 2011/11/3-4, Paris (France).

Shtienberg D. (2000). Modelling: the basis for rational disease management. *Crop Protection*, September 2000, vol. 19, n. 8-10, p. 747-752. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0261219400000995

Simon H.A. (1960). *The new science of management decision*. New York: Harper. 50 p. (The Ford distinguished lectures, vol. 3).

Souissi I. (2014). *Résilience et capacité d'adaptation des systèmes d'exploitation agricole méditerranéens aux changements climatiques : application à la base vallée de Medjerda - Tunisie. Resilience and adaptive capacity of Mediterranean farming systems to climate change: application to the low Valley of Medjerda-Tunisia*. Thèse de doctorat d'université en Sciences Economiques: Université Montpellier 1, Montpellier (France). 195 p. Ecole doctorale d'Economie et de Gestion. UMR Lameta / LAMES du CIHEAM-IAMM.

Spikkerud E. (2000). *OECD Survey of National Pesticide Risk Indicators, 1999-2000/Norway*. Aas: Norwegian Agricultural Inspection Service. 25 p. http://www.oecd.org/chemicalsafety/pesticides-biocides/1934217.pdf

Spikkerud E., Haraldsen T., Abdellaue A., Holmen M.T. (2004). *Pesticide risk indicators for human health and the environment*. Norvège: Norwegian Food Safety Authority, National Centre of Plants and Vegetable Foods.

Sprague R.H., Carlson E.D. (1982). *Building effective decision support systems*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. 329 p.

Standiford R.B., Howitt R.E. (1992). Solving empirical bioeconomic models: a rangeland management application. *American Journal of Agricultural Economics*, May 1992, vol. 74, n. 2, p. 421-433. http://ajae.oxfordjournals.org/content/74/2/421.abstract

Stillwell J., Clarke G. (2004). *Applied GIS and spatial analysis*. John Wiley & Sons Ltd. 406 p.

Stimson R., Haynes K.E. (2012). *Studies in Applied Geography and Spatial Analysis: Addressing Real World Issues*. Edward Elgar Publishing. 372 p.

Stringer E.T. (2014). *Action research.* 4 ed. Sage Publications. 328 p.

Swartjes F.A., Rutgers M., Lijzen J.P.A., Janssen P., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L. (2012). State of the art of contaminated site management in The Netherlands: policy framework and risk assessment tools. *Science of the Total Environment*, June 2012, vol. 427, p. 1-10. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712003294

SYMBO. (2011). *Diagnostic concerté et partage du bassin versant de l'Or*. Lunel: Symbo. 27 p. Atelier pollutions toxiques et diffuses, 2011/05/30, Saint Just (France).

SYMBO. (2013). *Programme d'actions de prévention des inondations sur le bassin de l'Or : version labellisée à la CMI du 10 juillet 2013.* Lunel: Symbo. 150 p. http://www.etang-de-l-or.com/uploads/file/Territoire/Risquesnat/2013-05-23%20RAPPORT%20PAPI_FINAL.pdf

SYMBO. (2015). *Le Salaison. Etat des lieux et programme pluriannuel de gestion et de restauration*. Lunel: Symbo. 139 p. http://www.etang-de-l-or.com/gestion-cours-d-eau.htm

Talpaz H., Borosh I. (1974). Strategy for pesticide use: frequency and applications. *American Journal of Agricultural Economics*, November 1974, vol. 56, n. 4, p. 769-775. http://www.jstor.org/stable/1239306

Testud F., Grillet J.P., Nisse C. (2007). Effets à long terme des produits phytosanitaires : le point sur les données épidémiologiques récentes. *Archives Des Maladies Professionnelles et de L'Environnement*, September 2007, vol. 68, n. 4, p. 394-401. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1775878507738900

Thomas H. (2008). Vulnérabilité, fragilité, précarité, résilience, etc. *Esquisses : Recueil Alexandries*, Janvier 2008, n. 13. http://www.reseau-terra.eu/article697.html

Thompson H.M. (2010). Risk assessment for honey bees and pesticides: recent developments and 'new issues'. *Pest Management Science*, November 2010, vol. 66, n. 11, p. 1157-1162.

Trabelsi M. (2010). *La gestion de la pollution phytosanitaire entre pertinence des instruments, règlementations et réalité sociale*. Mémoire (Master 2 IDTR EAU): CIHEAM-IAMM, Montpellier (France). 111 p. Mémoire Master 2 Recherche. Innovation et Développement des Territoires Ruraux [IDTR]. Parcours : Gestion, institutions et territoires de l'eau [EAU]. Cohabilitation Université Montpellier III, Montpellier SupAgro, CIHEAM-IAMM.

Trabelsi M., Mandart E., Le Grusse P., Bord J.-P. (2016). How to measure the agroecological performance of farming in order to assist with the transition process. *Environmental Science and Pollution Research*, January 2016, vol. 23, n. 1, p. 139-156. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5680-3

Trevisan M., Di Guardo A., Balderacchi M. (2009). An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. *Environmental Modelling & Software*, August 2009, vol. 24, n. 8, p. 994-1002. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815208002442

Truchon M. (1988). Programmation mathématique et théorie économique. *L'Actualité économique*, vol. 64, n. 2, p. 143-156. https://www.erudit.org/revue/ae/1988/v64/n2/601443ar.html?vue=resume

Turban E. (1995). *Decision support and expert systems management support systems*. 4 ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall. 976 p.

UIPP. (2012). *Protéger les plantes, c'est protéger l'avenir*. Boulogne Billancourt: UIPP (Union des Industries de la Protection des Plantes). 43 p. (Rapport d'activité 2011-2012). http://xvm-191-247.ghst.net/Mediatheque/Publications/Rapport-d-activite-UIPP-2011-2012

USEPA. (2005). *The exposure analysis modeling system v. 2.98.04.06.* . http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/exams-version-2980406

USEPA. (2006). Pesticide root zone model 3 v. 3.12.3. http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/przm3-version-3123

USEPA. (2007). *EXPRESS v. 1.03.02*. http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/express

USEPA. (2012). *T-REX (Terrestrial Residue EXposure Model) v. 1.5.2*. http://www.epa.gov/oppefed1/models/terrestrial/index.htm#trex

Valbuena D., Verburg P.H., Bregt A.K. (2008). A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research. *Agriculture Ecosystems & Environment*, October 2008, vol. 128, n. 1-2, p. 27-36. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880908001370

Van der Leeuw S.E. (1998). *The Archaeomedes project, understanding the natural and anthropogenic causes of land degradation and desertification in the Mediterranean basin : research results*. Luxembourg: European Commission. 440 p.

Van der Werf H.M.G. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, December 1996, vol. 60, n. 2-3, p. 81-96. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880996010961

Van Dijk H.F.G., Van Pul W.A.J., de Voogt P. (1999). *Fate of pesticides in the atmosphere: implications for environmental risk assessment.* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 276 p. Proceedings of a Workshop "Fate of pesticides in the atmosphere: implications for environmental risk assessment", 1998/04/22-24, Driebergen (The Netherlands).

Van Ittersum M.K., Ewert F., Heckelei T., Wery J., Olsson J.A., Andersen E., Bezlepkina I., Brouwer F., Donatelli M., Flichman G., Olsson L., Rizzoli A.E., van der Wal T., Wien J.E., Wolf J. (2008). Integrated assessment of agricultural systems: a component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems*, March 2008, vol. 96, n. 1-3, p. 150-165. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X07000893

Vasileiadis V.P., Sattin M., Otto S., Veres A., Palinkas Z., Ban R., Pons X., Kudsk P., van der Weide R., Czembor E., Moonen A.C., Kiss J. (2011). Crop protection in European maize-based cropping systems: current practices and recommendations for innovative Integrated Pest Management. *Agricultural Systems*, September 2011, vol. 104, n. 7, p. 533-540. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X11000485

Vercruysse F., Steurbaut W. (2002). POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. *Crop Protection*, May 2002, vol. 21, n. 4, p. 307-315. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0261219401001028

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*, November 2013, vol. 122, p. 11-21. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X13000917

Vighi M., Funari E. (1995). *Pesticide risk in groundwater*. Boca Raton: Lewis Publishers. 275 p.

Vinet F. (2007). *Approche institutionnelle et contraintes locales de la gestion du risque. Recherches sur le risque inondation en Languedoc-Roussillon* Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Géographie: Université Paul Valéry, Montpellier. 270 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00288137

Walker B., Holling C.S., Carpenter S.R., Kinzig A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, vol. 9, n. 2, p. 1-9. http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/

Walker B., Meyers J.A. (2004). Thresholds in ecological and socialecological systems: a developing database. *Ecology and Society*, vol. 9, n. 2, p. 1-16. http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art3/

White J.W., Hoogenboom G., Kimball B.A., Wall G.W. (2011). Methodologies for simulating impacts of climate change on crop production. *Field Crops Research*, December 2011, vol. 124, n. 3, p. 357-368. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429011002395

Whyte W.F. (ed.). (1991). *Participatory action research*. Newbury: Sage. 247 p. (Sage focus editions n. 123).
http://www.upv.es/i.grup/repositorio/White%201991%20participatory%20action%20research.pdf

Wilkerson G.G., Wiles L.J., Bennett A.C. (2002). Weed management decision models: pitfalls, perceptions, and possibilities of the economic threshold approach. *Weed Science*, July 2002, vol. 50, n. 4, p. 411-424. https://www.jstor.org/stable/4046522?seq=1#page_scan_tab_contents

Williams H.P. (2013). *Model building in mathematical programming*. 5 ed. Chichester: Wiley. 411 p.

Worboys M.F., Duckham M. (2004). *GIS: a computing perspective*. 2 ed. CRC press. 448 p.

World Bank (Washington États-Unis). (2001). *World Development Report 2000/2001: Attacking poverty*. New York: Oxford University Press. 335 p. (World Development Report).
https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/11856

World Health Organization. (1990). *Public health impact of pesticides used in agriculture*. Genève: WTO (World Health Organization). 128 p. http://apps.who.int/iris/handle/10665/39772

Yates C.M., Rehman T. (1998). A linear programming formulation of the Markovian decision process approach to modelling the dairy replacement problem. *Agricultural Systems*, October 1998, vol. 58, n. 2, p. 185-201. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X98000547

Zahm F. (2003). Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires. *Ingénieries*, Mars 2003, n. 33, p. 13-34. https://hal-sde.archives-ouvertes.fr/hal-00465539/document

Zahm F., Vernier F., Saudubray F., Peyrey C., Petit K., Bockstaller C., Girardin P., Hubert A., Da Costa J.P. (2009). Evaluation des modules « eaux de surface » de quatre indicateurs phytosanitaires (ADSCOR, EIQ, EPRIP, I-PHY) en bassin viticole : premiers résultats issus d'un test appliqué aux pratiques phytosanitaires du bassin du Ruiné (Charente). In: Ouvrage collectif. *Pesticides et environnement* Villenave d'Ornon: INRA. p. 128-140. 37. Congrès du Groupe Français des Pesticides, 2007/05/21-23, Bordeaux (France).

Webographie

AGRESTE (2010). *Recensement Général Agricole 2010*.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010/resultats-donnees-chiffrees/ (consulté entre 2012 et 2015).

Agrileader. *Vente en ligne des produits phytosanitaires*. http://www.agrileader.fr/ (consulté en 2014 et 2015).

Arvalis. *Les Fiches Produits : fongicides des céréales.* http://www.fiches.arvalis-infos.fr/liste_fiches.php?fiche=pro&type (consulté en Mars 2015).

Attoumani Ronceux A. (2011). *Evaluer et réduire les risques liés à l'utilisation des pesticides, Présentation générale et historique*. INRA.
http://www.programmepesticides.fr/Presentation/Presentation-generale-et-historique (consulté en Avril 2012).

Banque mondiale. *World Development Indicators. Environnement : agricultural inputs.*
http://wdi.worldbank.org/table/3.2 (consulté en Octobre 2015).

CERFRANCE Méditerranée. *Références Economiques Productions Agricoles LR : Fiches Technico-économiques de la région Languedoc Roussillon.*
https://www.midimed.cerfrance.fr/page/referencesecono-midimed (consulté entre 2012 et 2015).

FAOSTAT (2010). http://faostat.fao.org/DesktopDefault.aspx?PageID=377&lang=fr#ancor (Consulté en Mars 2013).

Fenaco. « *Assortiments phyto ».* http://www.productionvegetale.ch/assortiments-phyto.html (consulté en Octobre et Novembre 2014).

Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (France). *E-Phy : catalogue numérique des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages, des matières fertilisantes et des supports de culture homologués en France*. http://e-phy.agriculture.gouv.fr/ (consulté entre 2012 et 2015).

Resilience Alliance. http://www.resalliance.org/ (consulté en 2013 et 2014).

SYMBO. *Le Syndicat Mixte du Bassin versant de l'Or.* http://www.etang-de-l-or.com/symbo_missions.htm (consulté en 2015).

UIPP. *Boite à outils, Publications.* http://www.uipp.org/Boite-a-outils/Publications (consulté en 2013).

Annexes

Annexe 1. Elaboration des régions agricoles en France (Butault *et al.* 2009) 255

Annexe 2. Méthode de calcul de l'indicateur de risque sur la santé applicateur (IRSA) 257

Annexe 3. Méthode de calcul de l'indicateur de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) (Ayadi 2013) 259

Annexe 4. Etat des lieux de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) et objectifs du SDAGE du Rhône-Méditerranée (SYMBO 2015) 263

Annexe 5. Superficie et nombre d'habitants par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : INSEE 2013 et travail de SIG, Mghirbi 2015) 264

Annexe 6. Répartition des superficies agricoles cultivées par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : RGA 2010 et travail de SIG, Mghirbi 2015) 265

Annexe 7. Extrait de la structuration des résultats des indicateurs par produit (A) et par parcelle enquêtée (B) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010) 266

Annexe 8. Exemples de base de données collectées auprès des coopératives et des agriculteurs (Source : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 268

Annexe 9. Exemple de structuration de la base de données sur Access 2003 (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013) 269

Annexe 10. Tableau récapitulatif des résultats de la méthode de typologie adoptée pour la classification des ITK des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : enquêtes de terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014) 270

Annexe 11. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : pommier et viticulture pour l'année 2012 (Source : CERFANCE 2012) 274

Annexe 12. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : grandes cultures et melon pour l'année 2013 et salade sous serre pour l'année 2014 (Source : CERFANCE 2013, 2014) 284

Annexe 13. Fiches technico-économiques standards de la chambre d'agriculture du Languedoc Roussillon : pomme de terre pour l'année 2012 290

Annexe 14. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations arboricoles (pommier) enquêtées (Source : EToPhy) 292

Annexe 14.1. ITK AGR 1 : parcelle de Cripps Pink 2011 292
Annexe 14.2. ITK AGR 2 : parcelle de Cripps Pink 2011 293
Annexe 14.3. ITK AGR 1 : parcelle de Golden 2009 294
Annexe 14.4. ITK AGR 2 : parcelle de Golden 2009 294

Annexe 15. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations viticoles enquêtées (Source : EToPhy) 295

Annexe 15.1. ITK AGR 1 : parcelle de Carignan 2011 295
Annexe 15.2. ITK AGR 2 : parcelle de Carignan 2011 296
Annexe 15.3. ITK AGR 1 : parcelle de Merlot 2009 297
Annexe 15.4. ITK AGR 3 : parcelle de Merlot 2009 297

Annexe 16. Analyse des pratiques phytosanitaires : application grandes cultures et maraîchages (suite chapitre 7) 299

7.4. Analyse des pratiques phytosanitaires de grandes cultures 299

7.4.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de grandes cultures étudiées 299
7.4.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs en grandes cultures 308
7.4.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de grandes cultures 308
7.4.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de grandes cultures 312
7.5. Analyse des pratiques phytosanitaires en maraîchages : diagnostic de quelques ITK 317

Annexe 17. Analyse des résultats du modèle technico-économique OptiPhy : application aux grandes cultures et au maraîchage (suite chapitre 8, paragraphe 8.1) 321
8.1.3. Cas du système de production des grandes cultures 321
8.1.4. Cas du système de production du maraîchage 336

Annexe 18. Cartes d'état des lieux de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or 349
Annexe 18.1. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production au nombre de passages total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 349
Annexe 18.2. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 349
Annexe 18.3. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA aigu total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 350
Annexe 18.4. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA chronique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 350
Annexe 18.5. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE aquatique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 351
Annexe 18.6. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE terrestre total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 351
Annexe 18.7. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE oiseaux total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015) 352

Annexe 1. Elaboration des régions agricoles en France (Butault *et al.* 2009)

2. 5. La maille d'agrégation des résultats des groupes « Productions »

Les scénarios sont générés au niveau national mais, ils résultent, pour prendre en compte les spécificités régionales, d'une agrégation de résultats régionaux. Le découpage utilisé a été choisi à partir des bassins distingués dans les groupes « Productions ». Il distingue 8 grandes régions (cf. Figure 7).



Figure 7 : Le découpage du territoire métropolitain en 8 grandes régions

Dans l'analyse du niveau actuel, un zonage beaucoup plus fin est utilisé, en mettant en relation les estimations des charges en pesticides par hectare du RICA, avec l'assolement du RA 2000, par petites régions agricoles (PRA). Ces PRA sont donnés Figure 8. Via le code des communes, il est possible de repérer les PRA dans le RICA.

Toutefois, les données du RA 2000 sont déjà anciennes pour l'année concernée par l'étude. Dans des travaux en cours, cette variable sur les PRA, en les réagrégeant, sera utilisée pour évaluer les potentialités agricoles des sols à l'intérieur des huit grandes régions agricoles. Ces dernières ne sont pas, en effet, des espaces homogènes.

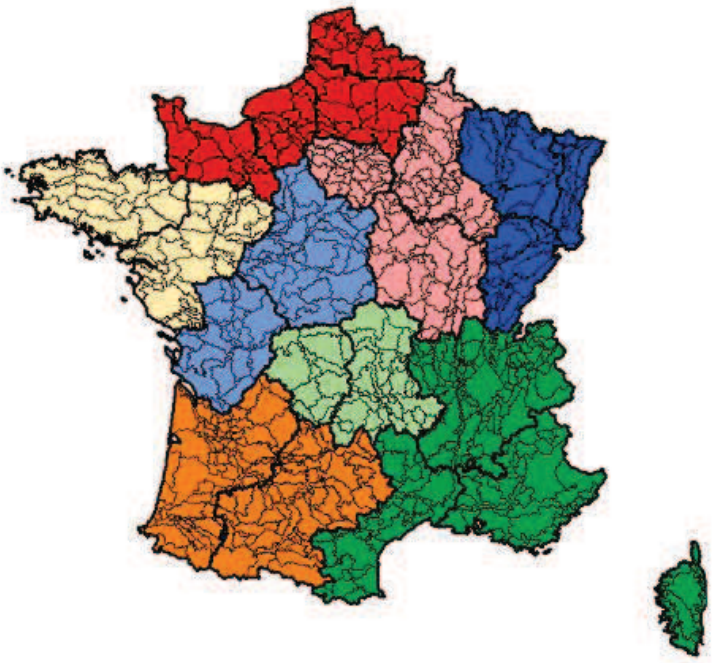


Figure 8 : Les petites régions agricoles (PRA) en France

Annexe 2. Méthode de calcul de l'indicateur de risque sur la santé applicateur (IRSA)

1. Formule de calcul

$$\mathbf{IRSA\ \ m.a. = IRT\ m.a. \times FPf\ \times FCP\ \times FPa}$$

Avec : IRT m.a. = Indice du risque de toxicité par matière active.

FCP = Facteur de pondération lié à la dose appliquée.

FPf = Facteur de pondération lié au type de formulation du produit commercial.

FPa = Facteur d'ajustement lié à la technique d'application.

2. Méthode de calcul des coefficients (facteurs de pondération)

- **IRT :** déterminé à partir de la base de données du logiciel « EToPhy » (Diatae 2013).

ID	Matière active	Famille chimique	F de persistance	Tox aigüe	Tox chronique	IRT
1	1,3-dichloropropene	halogenated hydrocarbon (c	1	56	6	384
2	1-methylcyclopropene	unclassified	2	14	36	250
3	2,3,6-TBA	benzoic acid	2	38	8	212
4	2,4-D	alkylchlorophenoxy	2	52	48	1000
5	2,4-DB	aryloxyalkanoic acid	2	12	8	40
6	2-aminobutane	alkylamine	1	42	4	212
7	4-CPA	auxin	0	18	0	32
8	abamectin	biopesticide	2	53	24	593
9	acephate	organophosphate	1	14	21	123
10	acequinocyl	unclassified	2	30	10	160
11	acetamiprid	neonicotinoid	1	32	2	116
12	acetochlor	chloroacetamide	2	36	32	462
13	acibenzolar-S-methyl	benzothiadiazole	2	44	4	230
14	acifluorfen-sodium	diphenyl ether, sodium salt	2	35	18	281
15	aclonifen	diphenyl ether	3	14	27	168
16	acrinathrin	pyrethroid	2	22	32	292
17	alachlor	chloroacetamide	2	26	32	336
18	alanycarb	carbamate	2	27	14	168
19	aldicarb	carbamate	2	48	40	774
20	aldoxycarb	carbamate	1	43	4	221
21	aldrin	cyclodiene	3	36	80	1346
22	allethrin	pyrethroid	3	34	30	410
23	alloxydim	cyclohexanedione oxime	1	13	4	29
24	alpha-cypermethrin	pyrethroid	3	36	29	423
25	aluminium ammonium sulphate	inorganic compound	1	26	0	68
26	aluminium sulphate	inorganic compound	3	30	15	202

Enr : 26 sur 1764 — Aucun filtre — Rechercher

- **FCP :** sa valeur comprise entre 0,5 et 2 et déterminée selon les intervalles dans le tableau ci-contre, grâce au calcul de la quantité de la matière active (m.a.) dans la dose appliquée/ha (DA), selon la formule suivante (Samuel *et al.* 2012) :

Quantité de la m.a. = DA × concentration de la m.a.

DA (g ou ml m.a./ha)	
< 2000	≥ 2000
FCP = 0,00075 (DA) + 0,5	FCP = 2

Adapté de : NAIS, 2000 ; NAIS, 2004.

- **Fpf :** sa valeur est de 1 ou 2 selon la formulation du produit phytosanitaire, voir détail dans le tableau ci-dessous (Samuel *et al.* 2012) :

Facteur de pondération en fonction du type de formulation (FPf)*	
Pointage alloué en fonction du risque d'exposition	
Faible = 1	**Élevé = 2**
• Comprimé (TA) • Générateur à décharge lente (SR) • Granulés (GR) • Granulés dispersables dans l'eau (WD) • Granulés mouillables (WG) • Granulés solubles (SG) • Organisme vivant (LO) • Particules (PT) • Pastille (PE) • Pâte (PA) • Pâte granulée (DF) • Solide (SO) • Suspension en microcapsules (MS) • Tissu imprégné (IF)	• Concentré émulsifiable ou émulsion (EC) • Liquide (LI) • Poudre (DU) • Poudre mouillable (WP) • Poudre soluble (SP) • Produit sous pression (PP) • Solution (SN) • Suspension (SU)

* Les formulations en sachet hydrosoluble (SH) se verront attribuer un pointage de 1 en raison de leur présentation qui atténue le niveau de risque. Les formulations, liquides ou solides, qui sont conçues pour être libérées sous forme de gaz (GAZ) recevront un pointage de 2.

- **Fpa :** sa valeur est égale à 1 ou bien 1,5 ou bien 2 selon la technique et/ou le lieu d'application du produit, représentée dans le tableau suivant (Samuel *et al.* 2012) :

Facteur d'ajustement en fonction de la technique et/ou du lieu d'application (FPa)		
	Points alloués	
1	**1,5**	**2**
• Utilisation de semences traitées à l'usine • Incorporation • Traitement dans le sillon	• Pulvérisateur à rampe horizontale • Pulvérisateur à jet porté ou pneumatique lorsque l'application est dirigée vers le sol • Pulvérisateur avec un système anti-dérive	• Pulvérisateur à jet porté ou pneumatique lorsque l'application est dirigée en hauteur • Traitement de semences à la ferme • Utilisation de pesticides en espace clos (ex. : serre, entrepôt, etc.) • Application aérienne

Annexe 3. Méthode de calcul de l'indicateur de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) (Ayadi 2013)

1.2 Conception et calcul de l'indicateur de Risque de Toxicité Environnementale (IRTE)

1.2.1 Présentation de l'IRTE

Dans la même logique du développement de l'IRSA, nous avons aussi développé un indicateur de Risque de Toxicité Environnementale (IRTE) (Ayadi et *al.*, 2013) conçu en se basant sur plusieurs travaux de recherche dont les travaux norvégiens (Spikkerud, 2001) et québécois (Samuel *et al.* 2007), du groupe de travail européen (FOCUS 1997, 2003) et de la commission européenne sur l'homologation des phytosanitaires (Commission européenne 1994, 2009).

L'IRTE prend en compte comme données d'entrées plusieurs variables critiques telles que les caractéristiques de la matière active (propriétés physicochimiques et écotoxicologiques), de la préparation commerciale (concentration de la matière active, dose appliquée..), du lieu d'application (plein champs, sous-serre…) et du type de culture (culture basse, arboriculture…). Il est également conditionné par l'environnement récepteur : facteur d'interception de la culture, potentiel de dérive, de ruissellement et de drainage, profondeur de pénétration du pesticide, densité apparente et profondeur de la colonne d'eau et de la colonne des sédiments (FOCUS 1997, 2003). Il attribue à ces variables une note avant de les intégrer au calcul à partir d'un ratio toxicité/exposition (Commission européenne 1994, 2009).

Le principe de l'évaluation des risques repose sur la comparaison des niveaux de toxicité avec les concentrations prévisibles dans un environnement (CPE). Les ratios toxicité/exposition doivent respecter des marges de sécurité définies réglementairement dans la directive d'homologation des produits (directive 91/414/CEE). Ces marges sont établies par type d'organismes et tiennent compte de la durée d'exposition (court ou long terme). Sur le court terme, les valeurs de toxicité prise en compte sont les DL 50/CL50 des matières actives. Sur le long terme, les valeurs de toxicité de référence sont les Concentrations Sans Effet Observé (CSEO) c'est-à-dire n'ayant engendré aucun effet néfaste, appelé aussi NOEC : No Observed Effect ou également NOAEL (Non observed adverse effect level).

À cette fin une délimitation de classes de Ratios Toxicité/Exposition (RTE) a été réalisée en se basant sur le tableau des Ratios Toxicité/Exposition (RTE) utilisé par la commission européenne dans le cadre d'homologation des produits phytosanitaires (Tableau 7).

74

Tableau 7. Ratios Toxicité/Exposition de références définies réglementairement dans la directive d'homologation des produits

Espèce animale	Ratios Toxicité aigüe ou Toxicité à court terme/exposition	Toxicité chronique	Sources
Oiseaux et autres vertébrés terrestres	DL50/exposition>10	CSEO/exposition>5	CE, 1994
Poissons et Daphnies	CL50/exposition>100	CSEO/exposition>10	CE, 1994
Algues et Plantes aquatiques	CL50/exposition >10	-	CE, 1994
Vers de terres	DL50/exposition>100	CSEO/exposition>5	OEPP, 2003
Abeilles	DHm.a/DL 50<50	-	CE, 1994

Source : Directive 91/414/CEE

Avec : CSEO : Concentration Sans effet Observé d'une matière active ; DL50 et CL50 : respectivement Dose et Concentration Létales entrainant la létalité de 50 % d'une population animal expérimentale, et DH m.a : Quantité de matière active (m.a) contenue dans une dose homologuée (exprimée g/ha).

Les valeurs de toxicités (CL50, DL50, CSEO) déterminées lors des tests d'homologation et répertoriées dans la base européenne Footprint[23] ont été intégrées directement dans le logiciel de calcul de l'IRTE « EtoPhy ».

Les valeurs de l'exposition, exprimées par les concentrations prévisibles dans l'environnement (CPE), sont déterminées par les méthodes du groupe FOCUS (FOCUS 2003). Pour déterminer l'exposition à laquelle les organismes cibles sont soumis, il est nécessaire de calculer les concentrations initiales au jour j (après l'application) et les concentrations à court termes après 24 heures, 2 et 4 jours et à long terme après 7, 14, 21, 28, et 42 jours et 100 jours.

Pour l'environnement « sol », la valeur du CPEsol est calculée selon la méthode du groupe de Travail européen FOCUS développée en 1997 (FOCUS 1997):

$$CPEsolj = CIPEsol \times (1 - e^{-nkt}) / kt \quad (1)$$

Avec CPEsol: concentration prévisible dans l'environnement sol; CIPEsol: concentration initiale prévisible dans l'environnement sol ; j: le nombre de jour après l'application ; n: nombre d'application ; K: coefficient de dégradation de la matière active donné par:

[23] http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm

Ln2/DT50 = 0,693 / DT50 ; t: temps entre passages de traitements en 365 jours et n: nombre d'applications

L'exposition induite par l'environnement « eau » correspond à la concentration de la matière active prévisible dans une ressource d'eau (lac, rivière, …): CPEeau. Le calcul des concentrations maximales prévisibles dans l'environnement aquatique (CPE) est fait par adaptation de la méthode « Step 1-2 » du groupe de Travail européen FOCUS développée en 2003 (FOCUS 2003).

$$QMP_esu\ (j) = \{\ QMP_esu_24(j)\} / i\ (1)$$

$$QMP_SED\ (j) = \{\ QMP_SED_24(j)\} / i\ (2)$$

Avec: QMP_esu*(j)*: Quantité Moyenne de Phytosanitaires pondérée dans l'eau de surface au cours des jours j (ug / L) et QMP_SED*(j)*: Quantité Moyenne de Phytosanitaires pondérée dans les sédiments au cours des jours j(ug/ L) ; QMP_esu_24(*j*): concentration de phytosanitaires moyenne en eau de surface le jour j (mg / L) ; j: nombre de jours de simulation ; i: nombre de jours après le maximum absolu ; jmax: journée pour laquelle le maximum absolu de la concentration dans l'eau de surface (ou les sédiments) a été calculé ;

QMP_SED_24 (*j*) : concentration Moyenne de Phytosanitaires dans les sédiments le jour j (ug / kg) ;

1.2.2 Procédure de calcul de l'indicateur de risque de toxicité pour l'environnement d'une matière active (IRTEm.a)

L'IRTE calcule six variables de sortie représentant les risques potentiels d'une matière active sur les organismes vivants et son comportement dans l'environnement. Les risques potentiels sont calculés pour trois types d'organismes vivants : les invertébrés terrestres (vers de terre et abeille domestique), les oiseaux herbivores (Colin de Virginie) et granivores (canard Colvert) et les organismes aquatiques (poissons, daphnies, algues et plantes aquatiques). Le comportement dans l'environnement est déterminé par la persistance dans le sol, la mobilité et la bioaccumulation des molécules phytosanitaires. Ces variables peuvent être considérées comme des IRTE par organisme ou compartiment.

L'IRTE global peut se décliner en deux sous volets : un IRTE aigu ($IRTE_{aigu\ m.a}$) et un IRTE chronique ($IRTE_{chronique\ m.a}$) par matière active. La somme des variables correspond à un IRTE d'une matière active ($IRTE_{global\ m.a}$) contenue dans une préparation commerciale pour une dose homologuée ou appliquée. Les équations générales 1, 2 et 3 ci-dessous résument la méthode de calcul.

$$IRTE_{aigu\ m.a} = [1.75*(Ta+O\ aou\ Oct)+Aa+M+P+B+1]^2\ (1)$$

$$IRTE_{chronique\ m.a} = [1.75*(Tch+Och)+Ach+M+P+B+1]^2\ (2)$$

$$IRTE_{global\ m.a} = [1.75*(Ta+Oaou\ Oct)+(Tch+Och)+)+Aa+\ Ach+M+P+B+1]^2\ (3)$$

Avec Ta, Oa et Aa : variables désignant le risque potentiel de toxicité aigüe d'une matière active sur respectivement les organismes terrestres, les oiseaux et les organismes aquatiques; Oct : variable représentant le risque potentiel de toxicité à court terme d'une matière active

sur les oiseaux ; Tch, Och et Ach : variables représentant le risque potentiel de toxicité chronique d'une matière active sur respectivement les organismes terrestres, les oiseaux et les organismes aquatiques.

Pour avoir une plus grande distribution des valeurs et mettre en évidence les phytosanitaires à fort risque potentiel, la somme des variables est élevée au carré. Dans l'évaluation des risques une plus grande importance est portée aux organismes terrestres du fait que ce sont les plus directement exposés lors d'un traitement. Les variables T et O sont donc multipliés par 1.75. Cette valeur multiplicative porte donc à 60 % les impacts écotoxicologiques de l'indicateur IRTE et à 40 % les variables physico-chimiques (M, P, B) relatives au devenir environnemental (Samuel *et al.* 2007).

Le calcul de l'IRTE permet théoriquement d'évaluer un risque de toxicité aigu et un risque de toxicité chronique. Cependant sur le plan pratique, par manque de données pour renseigner certaines variables d'entrée telle que la toxicité chronique sur les abeilles domestiques ou sur les oiseaux, le calcul des impacts des phytosanitaires à long terme sur ces espèces n'est pas encore possible (Ayadi et *al.* 2013).

Annexe 4. Etat des lieux de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) et objectifs du SDAGE du Rhône-Méditerranée (SYMBO 2015)

Etat des lieux DCE et facteurs de Risque de Non Atteinte du Bon Etat (NABE) en 2015 pour les cours d'eau du bassin versant de l'Or (2005)

Cours d'eau	Risque NABE	Qualité physico-chimique estimée en 2015						
		M. organiques et oxydables	M. azotées	Nitrates	M. phosphorées	Métaux	Pesticides	Micropolluants organiques
Le Dardaillon	Fort	?	?	?	?	?	?	?
Le Bérange	Doute	?	moyenne	bonne	moyenne	?	?	?
La Viredonne	Fort	?	très bonne	très bonne	moyenne	?	?	?
La Cadoule	Fort	?	moyenne	bonne	très bonne	?	?	?
Le Salaison	**Fort**	**médiocre**	**médiocre**	**moyenne**	**moyenne**	**?**	**?**	**?**

Cours d'eau	Risque NABE	Impacts hydro-morphologiques estimés 2015		
		Prélèvements. et modifications du régime hydrologique	ouvrages transversaux (continuité)	aménagements linéaires
Le Dardaillon	Fort	nul	faible	moyen
Le Bérange	Doute	nul	faible	moyen
La Viredonne	Fort	nul	faible	moyen
La Cadoule	Fort	nul	faible	moyen
Le Salaison	**Fort**	**nul**	**moyen**	**moyen**

Cours d'eau	Risque NABE	Qualité biologique estimée 2015		
		Invertébrés	Poissons	Eutrophisation
Le Dardaillon	Fort	?	moyenne	?
Le Bérange	Doute	?	moyenne	moyenne
La Viredonne	Fort	?	moyenne	moyenne
La Cadoule	Fort	?	moyenne	moyenne
Le Salaison	**Fort**	**médiocre**	**moyenne**	**moyenne**

Au vue de cet état des lieux, le SDAGE (2009) fixe pour les cours d'eau du bassin versant les objectifs suivants :

Cours d'eau	Etat écologique		Etat chimique		Bon état
	Etat	Objectif SDAGE	Etat	Objectif SDAGE	
Le Dardaillon	MOYEN	2021	?	2015	2021
Le Bérange	MOYEN	2021	BON ETAT	2015	2021
La Viredonne	MOYEN	2021	?	2015	2021
La Cadoule	MOYEN	2021	?	2015	2021
Le Salaison	**MAUVAIS**	**2021**	**MAUVAIS**	**2027**	**2027**
Ruiss. Dardaillon Ouest	MOYEN	2027	?	2015	2027
Aigues-Vives	BON ETAT	2015	BON ETAT	2015	2015
Berbian	BON ETAT	2015	BON ETAT	2015	2015

Annexe 5. Superficie et nombre d'habitants par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : INSEE 2013 et travail de SIG, Mghirbi 2015)

Nom de la communauté administrative	Communes	Superficie de la commune (ha)	Nombre d'habitants
Communauté d'agglomération du Pays de l'Or	**Candillargues**	847	1 559
	La Grande-Motte	1 208	8 505
	Lansargues	1 861	2 975
	Mauguio	7 656	16 659
	Mudaison	818	2 540
	Saint-Aunès	1 260	3 038
Communauté de communes du Grand Pic Saint Loup	**Assas**	1 442	1 496
	Guzargues	1 111	**513**
	Saint-Vincent-de-Barbeyrargues	224	667
	Teyran	1 020	4 606
Communauté de communes du Pays de Lunel	**Lunel**	2 343	**25 006**
	Lunel-Viel	1 207	3 769
	Marsillargues	3 916	6 192
	Saint-Christol	782	1 429
	Saint-Just	623	2 962
	Saint-Nazaire-de-Pézan	540	591
	Saturargues	353	914
	Valergues	527	2 018
	Vérargues	554	728
Montpellier Méditerranée Métropole	**Baillargues**	774	6 712
	Beaulieu	459	1 651
	Castries	2 416	5 935
	Jacou	318	6 121
	Le Crès	568	8 693
	Pérols	551	8 939
	Restinclières	518	1 642
	Saint-Brès	476	2 675
	Saint-Drézéry	966	2 270
	Saint-Geniès-des-Mourgues	1 111	1 839
	Sussargues	637	2 627
	Vendargues	906	6 181
	Total	**37 803**	**141 452**

Annexe 6. Répartition des superficies agricoles cultivées[58] par commune du bassin versant de l'étang de l'Or (Source : RGA 2010 et travail de SIG, Mghirbi 2015)

Nom de la communauté administrative	Communes	SAU cultivée (ha)	Part SAU cultivée (%)	Superficie de la commune (ha)	Part SAU cultivée/Superficie de la commune (%)*
Communauté d'agglomération du Pays de l'Or	**Candillargues**	**536**	**4,9%**	**847**	**63,3%**
	La Grande-Motte	0	0,0%	1 208	0,0%
	Lansargues	**748**	**6,8%**	**1 861**	**40,2%**
	Mauguio	**2 378**	**21,8%**	**7 656**	**31,1%**
	Mudaison	**441**	**4,0%**	**818**	**53,9%**
	Saint-Aunès	**676**	**6,2%**	**1 260**	**53,7%**
Communauté de communes du Grand Pic Saint Loup	**Assas**	261	2,4%	1 442	18,1%
	Guzargues	115	1,1%	1 111	10,4%
	Saint-Vincent-de-Barbeyrargues	35	0,3%	224	15,6%
	Teyran	357	3,3%	1 020	35,0%
Communauté de communes du Pays de Lunel	**Lunel**	479	4,4%	2 343	20,4%
	Lunel-Viel	263	2,4%	1 207	21,8%
	Marsillargues	**1 789**	**16,4%**	**3 916**	**45,7%**
	Saint-Christol	**433**	**4,0%**	**782**	**55,4%**
	Saint-Just	149	1,4%	623	23,9%
	Saint-Nazaire-de-Pézan	113	1,0%	540	20,9%
	Saturargues	99	0,9%	353	28,0%
	Valergues	14	0,1%	527	2,7%
	Vérargues	180	1,6%	554	32,5%
Montpellier Méditerranée Métropole	**Baillargues**	236	2,2%	774	30,5%
	Beaulieu	135	1,2%	459	29,4%
	Castries	197	1,8%	2 416	8,2%
	Jacou	38	0,3%	318	11,9%
	Le Crès	128	1,2%	568	22,5%
	Pérols	0	0,0%	551	0,0%
	Restinclières	128	1,2%	518	24,7%
	Saint-Brès	0	0,0%	476	0,0%
	Saint-Drézéry	280	2,6%	966	29,0%
	Saint-Geniès-des-Mourgues	375	3,4%	1 111	33,8%
	Sussargues	190	1,7%	637	29,8%
	Vendargues	160	1,5%	906	17,7%
	Total	**10 933**	**100%**	**37 992**	**28,8%**

***** La moyenne de la part de la SAU cultivée/Superficie de la commune égale à 26%.

[58] Superficies agricoles cultivées : hors jachère, fourrages et superficies toujours en herbes.

Annexe 7. Extrait de la structuration des résultats des indicateurs par produit (A) et par parcelle enquêtée (B) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013, capture d'écran sur Microsoft Excel 2010)

A

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
	Code Parcelle	Cépage validé	CODE INTRA	Nom_produit	Libellé_cible	Libellé_type_phyto	IFT_ha 2009	IFT_ha 2010	IFT_ha 2011	IFT_ha 2012	IRSA_ha 200	IRSA_ha 201	IRSA_ha 201	IRSA_ha 201	IRTE_ha 200
251	GND_1	carignan N	P0349	CORAIL	Oïdium	Fongicides	1,00				446				121
252	GND_1	carignan N	P0477	ELIOS	Oïdium	Fongicides	2,00		1,00		292		146		512
253	GND_1	carignan N	P0496	EPYLOG FLASH	Mildiou	Fongicides	2,00				3432				180
254	GND_1	carignan N	P0536	FLINT	Oïdium	Fongicides		1,00				268			
255	GND_1	carignan N	P0537	FLUIDOSOUFRE	Oïdium	Fongicides		0,83	1,67			1064	2128		
256	GND_1	carignan N	P0598	GOAL 2E	Désherbage	Herbicides		0,10	0,05			111	88		
257	GND_1	carignan N	P0684	KATANA	Désherbage	Herbicides	0,10	0,05	0,05		39	38	38		13
258	GND_1	carignan N	P0702	KOCIDE 2000	Mildiou	Fongicides		0,67	0,67			713	713		
259	GND_1	carignan N	P0753	MAGEOS MD	Cicadelle de	Insecticides	2,00	1,00			1333	666			800
260	GND_1	carignan N	P0757	FASTIME	Mildiou	Fongicides		1,00				1297			
261	GND_1	carignan N	P0916	PANTHEOS	Mildiou	Fongicides	1,00	1,00	3,00		1297	1297	3892		202
262	GND_1	carignan N	P0965	POLYRAM DF	Mildiou	Fongicides	0,71		0,29		252		139		183
263	GND_1	carignan N	P0994	PROSPER	Oïdium	Fongicides		1,00				418			
264	GND_1	carignan N	P1105	SCALA	Pourriture gi	Fongicides			1,00				220		
265	GND_1	carignan N	P1132	SHERPA 100 EC	Cicadelle de	Insecticides	1,00		1,00		4577		4577		784
266	GND_1	carignan N	P1191	STROBY DF	Oïdium	Fongicides		1,00	2,00			342	683		
267	GND_1	carignan N	P1217	SWITCH	Champignon	Fongicides	1,00				822				313
268	GND_1	carignan N	P1513	ROUNDUP	Désherbage	Herbicides	0,40	0,20	0,60		195	128	323		40
269	GND_1	carignan N	P1563	NORDOX 75 WG	Mildiou	Fongicides	1,75				1098				296
270	GND_1	carignan N	P1762	STEWARD	Tordeuses (C	Insecticides			1,00				269		
271	GND_1	carignan N	P1767	EXPLICIT	Tordeuses (C	Insecticides		2,00				1077			
272	GND_1	carignan N	P1780	SOUFREBE DG	Oïdium	Fongicides	3,52		0,80		2128		532		1140
273	GND_1	carignan N	P19679	ARCO DTI	Mildiou	Fongicides		1,33				1726			
274	GND_1	carignan N	P19703	ROVRAL WG	Pourriture gi	Fongicides	1,50	1,50	1,50		903	903	903		275
275	GND_1	carignan N	P20012	LBG-01F34	Mildiou	Fongicides			0,53				0		
276	GND_1	carignan N	P20429	FORMOSE	Oïdium	Fongicides			1,00				446		
277	GND_1	carignan N	P20718	SILLAGE	Mildiou	Fongicides	1,00	1,00			831	831			165
278	GND_1	carignan N	P2190	AMITRIL UNO	Désherbage	Herbicides	0,10				460				21
279	GND_1	carignan N	P2560	ANTENE	Oïdium	Fongicides	1,00				100				121
280	GND_10	Tempanille	P0158	BAYTAN 5 LIQUIDE	Oïdium	Fongicides		1,00	1,00			2197	2197		
281	GND_10	Tempanille	P0275	CASCADE	Tordeuses (C	Insecticides	2,00				975				338

Pomme | IRSA_Pomme | IRTE_Pomme | Nombre de passage_an_Pomme | Cout Phyto_Pomme | Vigne | IRSA_Vigne | IRTE_Vigne | Nombre de passage_an_Vigne | Cout Phyto_Vigne | GC&Maraichage

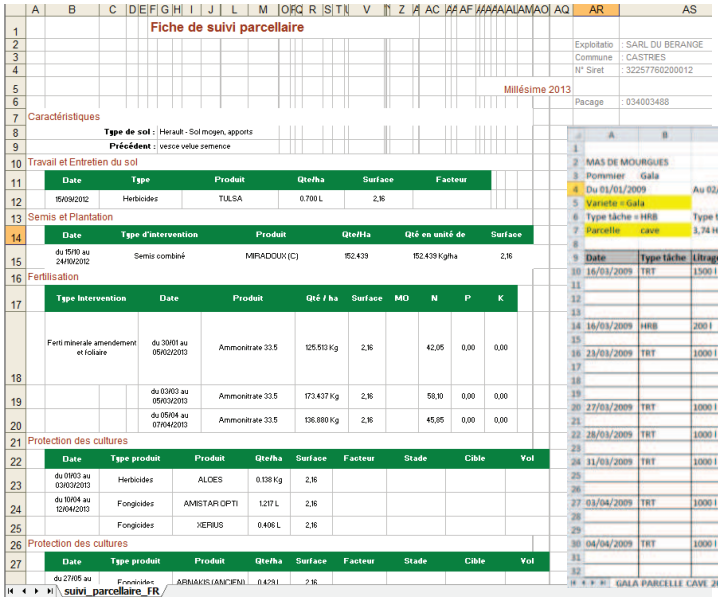
B

	Code Parcell	Cépage valid	2009	2010	2011	2012		IRSA Ch % 2009	IRSA A % 2009	IRSA Ch % 2010	IRSA A % 2010	IRSA Ch % 2011	IRSA A % 2011	IRSA Ch % 2012	IRSA A % 2012
	BHT_1	Vermentino				4409								16%	84%
3	BHT_10	sauvignon B				7340								16%	84%
4	BHT_11	Cabernet Sauvignon N				7389								16%	84%
5	BHT_2	Grenache N				7389								16%	84%
6	BHT_3	Mourvedre				7389								16%	84%
7	BHT_4	Syrah N				7389								16%	84%
8	BHT_5	Viognier B				9032								14%	86%
9	BHT_6	Grenache N				7389								16%	84%
10	BHT_7	Viognier B				6748								15%	85%
11	BHT_8	carignan N				10000								14%	86%
12	BHT_9	Merlot				7389								16%	84%
13	BYR_1	Muscat Blanc		9491	11061					40%	60%	35%	65%		
14	CLT_1	Mourvedre		17730	19789					35%	65%	44%	56%		
15	CLT_2	Syrah N		18298	18948					34%	66%	44%	56%		
16	CLT_3	cinsaut N		17644	20562					35%	65%	44%	56%		
17	CLT_4	Viognier B		18777	19662					35%	65%	44%	56%		
18	CLT_5	Merlot		18206	19662					35%	65%	44%	56%		
19	CLT_6	Syrah N		18197	19662					35%	65%	44%	56%		
20	CLT_7	Grenache N		18924	19267					34%	66%	44%	56%		
21	GND_1	carignan N	19179	17416	17295			41%	59%	46%	54%	44%	56%		
22	GND_10	Tempanille	17260	12875	14484			42%	58%	36%	64%	49%	51%		
23	GND_2	Syrah N	18483	13976	16390			40%	60%	39%	61%	45%	55%		
24	GND_3	cinsaut N	18620	18409	15732			41%	59%	44%	56%	45%	55%		
25	GND_4	Grenache N	17317	16417	15906			41%	59%	40%	60%	45%	55%		
26	GND_5	Chardonnay	18636	17948	16267			41%	59%	46%	54%	45%	55%		
27	GND_6	Mourvedre	18483	16417	15541			40%	60%	40%	60%	45%	55%		
28	GND_7	Merlot	16531	18064	14609			40%	60%	44%	56%	45%	55%		
29	GND_8	Alicante	18061	17305	14753			40%	60%	46%	54%	45%	55%		
30	GND_9	Cabernet fra	16465	13216	15656			40%	60%	37%	63%	45%	55%		
31	JLN _1	*		13136	11644					33%	67%	32%	68%		
32	MRN_1	Merlot	26162	14381	11843			40%	60%	46%	54%	34%	66%		

IRSA_pomme | IRTE_pomme | Nbre de passage_an_pomme | IFT_vigne | **IRSA_vigne** | IRTE_vigne | Nbre de passage_an_vigne | IFT_GC&maraichqge | IRSA_GC&maraichage | IRTE

Annexe 8. Exemples de base de données collectées auprès des coopératives et des agriculteurs (Source : enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	Boulet 2011 adhérent n° 10														
2	CodeT	Raccourci	Ordre	DateT	Typetache	Culture	Variete	Categorie	Intrant	Surface	Unite	QTE_HA	PC_SURF	LTR_HA	QTE_TOT
3		1	1	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	DIVERS	CUPROCAFFARO	2,07	kg	5	100	1000	10,35
4		1	1	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	INSECTICIDE	KARATE ZEON	2,07	l	0,15	100	1000	0,310466222
5		1	1	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	2,07	l	25	100	1000	51,75
6		1	3	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	DIVERS	CUPROCAFFARO	1,09	kg	5	100	1000	5,45
7		1	3	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	INSECTICIDE	KARATE ZEON	1,09	l	0,15	100	1000	0,163482214
8		1	3	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Granny	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	1,09	l	25	100	1000	27,25
9		1	4	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	DIVERS	CUPROCAFFARO	2,25	kg	5	100	1000	11,25
10		1	4	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	INSECTICIDE	KARATE ZEON	2,25	l	0,15	100	1000	0,337463285
11		1	4	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	2,25	l	25	100	1000	56,25
12		1	04a	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	DIVERS	CUPROCAFFARO	2,44	kg	5	100	1000	12,2
13		1	04a	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	INSECTICIDE	KARATE ZEON	2,44	l	0,15	100	1000	0,365960185
14		1	04a	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Challenger	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	2,44	l	25	100	1000	61
15		1	5	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	DIVERS	CUPROCAFFARO	1,98	kg	5	100	1000	9,9
16		1	5	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	KARATE ZEON	1,98	l	0,15	100	1000	0,296967691
17		1	5	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	1,98	l	25	100	1000	49,5
18		1	6	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	DIVERS	CUPROCAFFARO	2,12	kg	5	100	1000	10,6
19		1	6	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	KARATE ZEON	2,12	l	0,15	100	1000	0,317965406
20		1	6	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	2,12	l	25	100	1000	53
21		1	7	1	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	DIVERS	CUPROCAFFARO	0,81	kg	5	100	1000	4,05
22		1	7	2	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	KARATE ZEON	0,81	l	0,15	100	1000	0,121486783
23		1	7	3	09/03/2011	TRT	Pommier	Pink Lady	INSECTICIDE	OVIPRON PLUS	0,81	l	25	100	1000	20,25



Fiche de suivi parcellaire

Exploitatio : SARL DU BERANGE
Commune : CASTRIES
N° Siret : 32257760200012
Millésime 2013
Pacage : 034003488

Caractéristiques
Type de sol : Herault - Sol moyen, apports
Précédent : vesce velue semence

Travail et Entretien du sol

Date	Type	Produit	Qte/ha	Surface	Facteur
15/09/2012	Herbicides	TULSA	0,700 L	2,16	

Semis et Plantation

Date	Type d'intervention	Produit	Qte/Ha	Qté en unité de	Surface
du 15/10 au 24/10/2012	Semis combiné	MIRADOUX (C)	152,439	152,439 Kg/ha	2,16

Fertilisation

Type Intervention	Date	Produit	Qté / ha	Surface	MO	N	P	K
Ferti minerale amendement et foliaire	du 30/01 au 05/02/2013	Ammonitrate 33.5	125,513 Kg	2,16		42,05	0,00	0,00
	du 03/03 au 05/03/2013	Ammonitrate 33.5	173,437 Kg	2,16		58,10	0,00	0,00
	du 05/04 au 07/04/2013	Ammonitrate 33.5	136,880 Kg	2,16		45,85	0,00	0,00

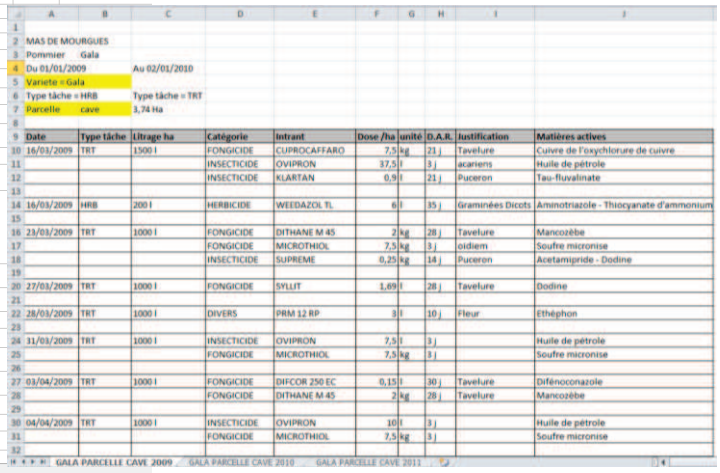
Protection des cultures

Date	Type produit	Produit	Qte/ha	Surface	Facteur	Stade	Cible	Vol
du 01/03 au 03/03/2013	Herbicides	ALOES	0,138 Kg	2,16				
du 10/04 au 12/04/2013	Fongicides	AMISTAR OPTI	1,217 L	2,16				
	Fongicides	XERIUS	0,406 L	2,16				

Protection des cultures

Date	Type produit	Produit	Qte/ha	Surface	Facteur	Stade	Cible	Vol
du 27/05 au	Fongicides	ARMAKISTAMCIENI	0,423 L	2,16				

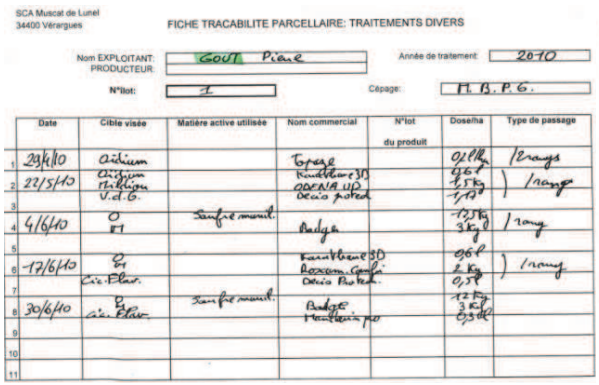
suivi_parcellaire_FR



MAS DE MOURGUES
Pommier Gala
Du 01/01/2009 Au 02/01/2010
Variete = Gala
Type tâche = HRB Type tâche = TRT
Parcelle cave 3,74 Ha

Date	Type tâche	Litrage ha	Catégorie	Intrant	Dose /ha	unité	D.A.R.	Justification	Matières actives
16/03/2009	TRT	1500 l	FONGICIDE	CUPROCAFFARO	7,5	kg	21 j	Tavelure	Cuivre de l'oxychlorure de cuivre
			INSECTICIDE	OVIPRON	37,5	l	3 j	acariens	Huile de pétrole
			INSECTICIDE	KLARTAN	0,9	l	21 j	Puceron	Tau-fluvalinate
16/03/2009	HRB	200 l	HERBICIDE	WEEDAZOL TL	6	l	35 j	Graminées Dicots	Aminotriazole - Thiocyanate d'ammonium
23/03/2009	TRT	1000 l	FONGICIDE	DITHANE M 45	2	kg	28 j	Tavelure	Mancozèbe
			FONGICIDE	MICROTHIOL	7,5	kg	3 j	oidiem	Soufre micronise
			INSECTICIDE	SUPREME	0,25	kg	14 j	Puceron	Acetamipride - Dodine
27/03/2009	TRT	1000 l	FONGICIDE	SYLLIT	1,69	l	28 j	Tavelure	Dodine
28/03/2009	TRT	1000 l	DIVERS	PRM 12 RP	3	l	10 j	Fleur	Ethéphon
31/03/2009	TRT	1000 l	INSECTICIDE	OVIPRON	7,5	l	3 j		Huile de pétrole
			FONGICIDE	MICROTHIOL	7,5	kg	3 j		Soufre micronise
03/04/2009	TRT	1000 l	FONGICIDE	DIFCOR 250 EC	0,15	l	30 j	Tavelure	Difénoconazole
			FONGICIDE	DITHANE M 45	2	kg	28 j	Tavelure	Mancozèbe
04/04/2009	TRT	1000 l	INSECTICIDE	OVIPRON	10	l	3 j		Huile de pétrole
			FONGICIDE	MICROTHIOL	7,5	kg	3 j		Soufre micronise

GALA PARCELLE CAVE 2009 GALA PARCELLE CAVE 2010 GALA PARCELLE CAVE 2011

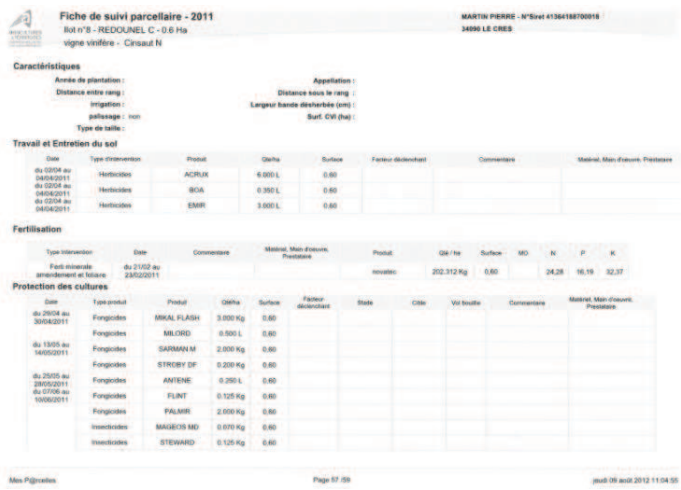


SCA Muscat de Lunel
34400 Vérargues

FICHE TRACABILITE PARCELLAIRE: TRAITEMENTS DIVERS

Nom EXPLOITANT/ PRODUCTEUR: GOUT Pierre
Année de traitement: 2010
N°Ilot: 1
Cépage: FI. B. P. G.

	Date	Cible visée	Matière active utilisée	Nom commercial	N°Ilot du produit	Dose/ha	Type de passage
1	29/4/10	Oïdium		Topaze		0,1 Kg	1 rangs
2	27/5/10	Oïdium Mildiou V.d.G.		Rovral aqua flo 3D, ADENA UD, Décis protect		0,6 P, 1,5 Kg, 1 l/ha	1 rang
3							
4	4/6/10	O Bl	Soufre mouill.	Badge		12 Kg, 3 Kg	1 rang
5							
6	17/6/10	Bl Cic. Phar.		Rovral aqua flo 3D, Roxem Combi, Décis Protect.		0,6 P, 2 Kg, 0,5 l	1 rang
7							
8	30/6/10	Bl Cic. Phar.	Soufre mouill.	Badge, Mentaxia pro		12 Kg, 3 Kg, 0,5 l	
9							
10							
11							



Fiche de suivi parcellaire - 2011
Ilot n°8 - REDOUNEL C - 0.6 Ha
vigne vinifère - Cinsaut N

Caractéristiques
Travail et Entretien du sol
Fertilisation
Protection des cultures

Annexe 9. Exemple de structuration de la base de données sur Access 2003 (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Id Agri	Année	DateT	Code Culture	Variete	Code Varieté	Code parcelle	Surface(Ha)	Surface traité(%)	Categorie	Intrant	Code Intrant	Unite	QTE_HA	Herb/Non herb	Fpa
ELL	2011	24/03/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	6	Non Herbicide	2
ELL	2011	03/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2011	05/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	6	Non Herbicide	2
ELL	2011	31/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2010	23/04/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	7,5	Non Herbicide	2
ELL	2011	14/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	6	Non Herbicide	2
ELL	2010	28/05/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	5	Non Herbicide	2
ELL	2011	05/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	MICROTHIOL SPECIAL DISPER	P0805	kg	4	Non Herbicide	2
ELL	2010	05/05/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CASCADE	P0275	l	0,75	Non Herbicide	2
ELL	2011	19/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2010	08/09/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	26/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	IMPALA	P0640	l	0,7	Non Herbicide	2
ELL	2011	24/03/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	CARBAZINC FLASH	P0265	kg	2,5	Non Herbicide	2
ELL	2011	31/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	03/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	06/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	06/09/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	05/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	CARBAZINC FLASH	P0265	kg	2,5	Non Herbicide	2
ELL	2010	11/06/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2011	21/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	07/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CARPOVIRUSINE 2000	P0272	l	1	Non Herbicide	2
ELL	2011	25/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CARPOVIRUSINE 2000	P0272	l	1	Non Herbicide	2
ELL	2010	11/06/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	27/08/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CARPOVIRUSINE 2000	P0272	l	1	Non Herbicide	2
ELL	2011	19/04/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	ECLAIRCISSANT	RHODOFIX	P1059	kg	0,15	Non Herbicide	2
ELL	2010	29/04/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	ECLAIRCISSANT	RHODOFIX	P1059	kg	1,5	Non Herbicide	2
ELL	2010	24/06/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CARPOVIRUSINE 2000	P0272	l	1	Non Herbicide	2
ELL	2011	20/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2011	15/07/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	CALYPSO	P18222	l	0,025	Non Herbicide	2
ELL	2011	05/05/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	16/06/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	18/06/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	06/07/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	29/07/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2010	16/08/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	07/07/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	06/06/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	NIMROD	P0852	l	0,6	Non Herbicide	2
ELL	2011	15/07/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	SIGMA 83	P1138	kg	1,8	Non Herbicide	2
ELL	2011	07/07/2011	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	INSECTICIDE	DELFIN	P1445	kg	1	Non Herbicide	2
ELL	2010	29/03/2010	23	GRANNY SMITH	23_11	ELL_13	0,043	100	FONGICIDE	CHORUS	P0320	kg	0,45	Non Herbicide	2

Annexe 10. Tableau récapitulatif des résultats de la méthode de typologie adoptée pour la classification des ITK des exploitations agricoles enquêtées sur le bassin versant de l'étang de l'Or (Sources : enquêtes de terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

Tableau de classification des ITK de traitement par culture/variété selon l'OTEX et les trois indicateurs environnementaux IFT, IRSA, IRTE

Culture pommier				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Variété Cripps Pink	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 1	Pression phyto forte	15	16%	50,95	3,55	0,07	67 664	10 946	0,16	7 348	1 228	0,17
Classe 2	Pression phyto moyenne	40	43%	35,76	4,91	0,14	31 542	5 904	0,19	7 022	1 631	0,23
Classe 3	Pression phyto faible	38	41%	26,93	5,81	0,22	20 163	5 277	0,26	4 198	1 014	0,24
	Total des ITK	**93**										
		ITK raisonnés (%) =	**84%**									

Culture pommier				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Variété Gala	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 1	Pression phyto forte	6	16%	33,30	5,45	0,16	33 357	2 461	0,07	6912	1 191	0,17
Classe 2	Pression phyto moyenne	13	35%	33,40	2,23	0,07	21 515	3 116	0,14	5324	967	0,18
Classe 3	Pression phyto faible	18	49%	24,48	3,64	0,15	16 865	2 228	0,13	4075	506	0,12
	Total des ITK	**37**										
		ITK raisonnés (%) =	**84%**									

Culture pommier				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Variété Golden	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 1	Pression phyto forte	10	34%	39,13	3,31	0,08	34 240	8 961	0,26	6 313	1 187	0,19
Classe 2	Pression phyto moyenne	18	62%	29,73	3,32	0,11	23 583	4 288	0,18	5 129	478	0,09
Classe 3	Pression phyto faible	1	3%	13,79	0,00	-	15 712	0	-	3 149	0	-

Total des ITK	**29**
ITK raisonnés (%) =	**66%**

Culture pommier				**IFT/ha**			**IRSA/ha**			**IRTE/ha**		
Variété Granny	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 1	Pression phyto forte	24	26%	43,65	4,72	0,11	51 020	13 426	0,26	9 576	3 334	0,35
Classe 2	Pression phyto moyenne	29	31%	33,43	3,70	0,11	30 821	5 667	0,18	5 699	851	0,15
Classe 3	Pression phyto faible	41	44%	22,40	3,78	0,17	15 530	4 031	0,26	3 857	1 008	0,26
	Total des ITK	**94**										
	ITK raisonnés (%) =	**74%**										

Culture pommier				**IFT/ha**			**IRSA/ha**			**IRTE/ha**		
Variété Reine des Reinettes	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 1	Pression phyto forte	3	13%	42,54	7,04	0,17	38 235	5 344	0,14	5 779	224	0,04
Classe 2	Pression phyto moyenne	13	57%	30,55	3,19	0,10	22 540	2 165	0,10	4 437	262	0,06
Classe 3	Pression phyto faible	7	30%	23,35	1,77	0,08	18 285	2 809	0,15	3 653	315	0,09
	Total des ITK	**23**										
	ITK raisonnés (%) =	**87%**										

Total des ITK pomme	**276**

Culture vigne				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Variété : Cépages rouges	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 1	Pression phyto forte	27	27%	19,09	1,43	0,08	20 989	3 900	0,19	4 965	458	0,09
Classe 2	Pression phyto moyenne	39	39%	15,37	1,47	0,10	15 901	2 582	0,16	3 899	380	0,10
Classe 3	Pression phyto faible	34	34%	9,53	3,41	0,36	10 709	2 003	0,19	2 795	458	0,16
	Total des ITK vigne	**100**										
		ITK raisonnés (%) =	**73%**									

Cultures céréalières				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Blé dur d'hiver	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 1	Pression phyto forte	3	21%	4,31	0,56	0,13	4 008	656	0,16	1 026	40	0,04
Classe 2	Pression phyto moyenne	4	29%	2,88	0,26	0,09	4 509	522	0,12	926	121	0,13
Classe 3	Pression phyto faible	7	50%	1,83	0,53	0,29	1 886	933	0,49	471	69	0,15
	Total des ITK BDH	**14**										
		ITK raisonnés (%) =	**79%**									

Cultures céréalières				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Maïs semences	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 2	Pression phyto moyenne	5	100%	3,18	1,47	0,46	4 225	3 266	0,77	885	657	0,74

Cultures oléagineuses				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Tournesol semences	Classe pression phytosanitaire	Nombre d'ITK	% de chaque classe	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV	Moyenne	Ecart type	CV
Classe 2	Pression phyto moyenne	4	100%	3,74	0,62	0,17	4 589	957	0,21	849	373	0,44

Cultures oléagineuses				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Colza	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 2	Pression phyto moyenne	1	100%	3,29	-	-	840	-	-	490	-	-

Culture maraîchère				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Melon	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 2	Pression phyto moyenne	1	100%	12,19	-	-	9 298	-	-	2 007	-	-

Culture maraîchère				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Pomme de terre	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 2	Pression phyto moyenne	1	100%	8,62	-	-	9 027	-	-	2 735	-	-

Culture maraîchère				IFT/ha			IRSA/ha			IRTE/ha		
Salade sous serre	**Classe pression phytosanitaire**	**Nombre d'ITK**	**% de chaque classe**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**	**Moyenne**	**Ecart type**	**CV**
Classe 2	Pression phyto moyenne	1	100%	10,72	-	-	7 940	-	-	2 225	-	-

Annexe 11. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : pommier et viticulture pour l'année 2012 (Source : CERFANCE 2012)

1. Variété de pommes : Pink Lady

Arboriculture

ESPECE	POMMIER		
VARIETE ou TYPE	PINK LADY	REFERENCE	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Palissée	REGION	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion sous frondaison totale	Réseau type BRL	
DENSITE	1666 arbres /ha	MISE A JOUR	20/02/12

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Amortissement plantation et irrigation	36 081	36 081	2 255	16	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			2 255	€ /ha	

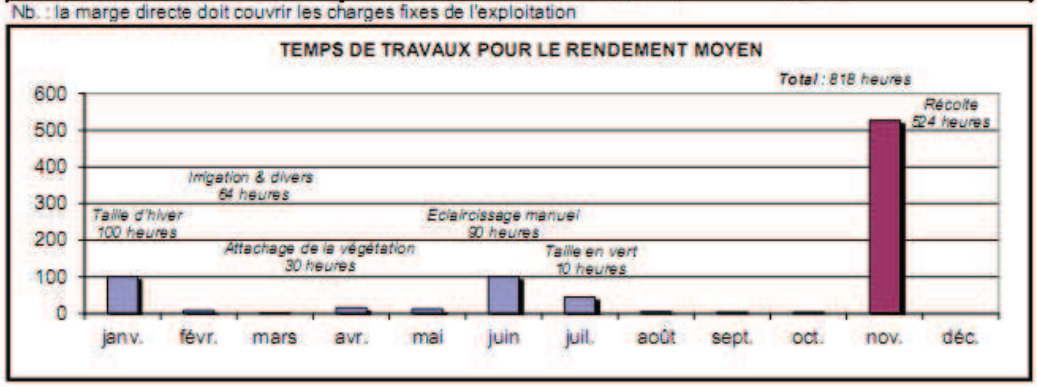
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	45 T /ha	55 T /ha	65 T /ha	Observations
Engrais	201	201	201	
Traitements phyto	1 079	1 079	1 079	
Herbicides	137	137	137	
Eau d'irrigation	996	996	996	
Divers	163	163	163	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**2 576**	**2 576**	**2 576**	
Main d'œuvre hors récolte	3 998	3 998	3 998	
Main d'œuvre de récolte	5 148	5 847	6 465	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**9 146**	**9 845**	**10 464**	
Carburant, entretien matériel	644	721	798	
Assurances	2 000	2 000	2 000	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	14 366	15 142	15 838	€ /ha
Dont charges avant récolte	8 870	8 870	8 870	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	0.32	0.28	0.24	bord verger

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	45 T /ha	55 T /ha	65 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg bord verger	0.45	0.45	0.45	
Valorisation production par ha	20 250	24 750	29 250	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**20 250**	**24 750**	**29 250**	
- Charges opérationnelles	14 366	15 142	15 838	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**5 884**	**9 608**	**13 412**	
- Amortissements spécifiques	2 255	2 255	2 255	
= MARGE DIRECTE /ha	**3 629**	**7 353**	**11 157**	
MARGE DIRECTE /kg	0.08	0.13	0.17	

Nb. : la marge directe doit couvrir les charges fixes de l'exploitation



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

2. Variété de pommes : Granny

Arboriculture

ESPECE	POMMIER		
VARIETE ou TYPE	GRANNY	REFERENCE	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Palissée	REGION	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion sous frondaison totale		Réseau type BRL
DENSITE	1666 arbres /ha	MISE A JOUR	20/02/12

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Amortissement plantation et irrigation	35 521	35 521	2 220	16	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**2 220**	**€ /ha**	

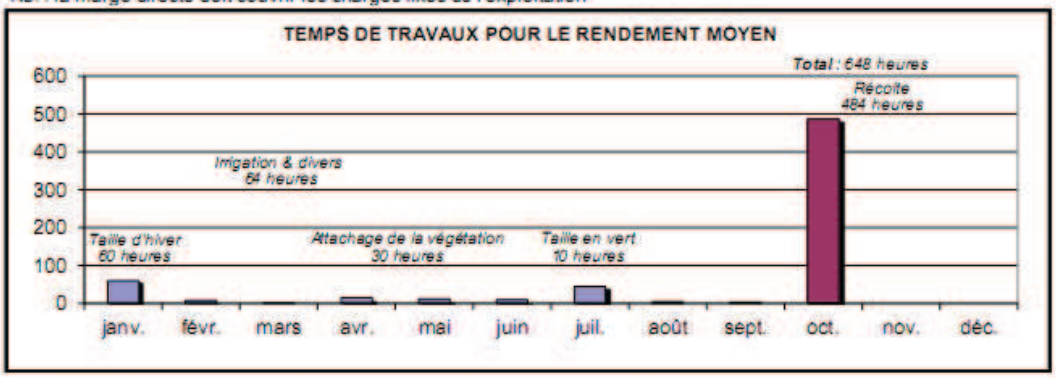
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	50 T /ha	65 T /ha	80 T /ha	Observations
Engrais	201	201	201	
Traitements phyto	1 079	1 079	1 079	
Herbicides	137	137	137	
Eau d'irrigation	996	996	996	
Divers	163	163	163	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**2 576**	**2 576**	**2 576**	
Main d'œuvre hors récolte	2 225	2 225	2 225	
Main d'œuvre de récolte	4 426	5 465	6 412	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**6 651**	**7 690**	**8 637**	
Carburant, entretien matériel	682	798	914	
Assurances	1 000	1 000	1 000	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**10 909**	**12 064**	**13 127**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	6 097	6 097	6 097	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	**0.22**	**0.19**	**0.16**	bord verger

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	50 T /ha	65 T /ha	80 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg bord verger	0.27	0.27	0.27	
Valorisation production par ha	13 500	17 550	21 600	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**13 500**	**17 550**	**21 600**	
- Charges opérationnelles	10 909	12 064	13 127	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**2 591**	**5 486**	**8 473**	
- Amortissements spécifiques	2 220	2 220	2 220	
= MARGE DIRECTE /ha	**371**	**3 266**	**6 253**	
MARGE DIRECTE /kg	**0.01**	**0.05**	**0.08**	

Nb. : la marge directe doit couvrir les charges fixes de l'exploitation



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

3. Variété de pommes : Gala

ESPECE	**POMMIER**		
VARIETE ou TYPE	GALA	**REFERENCE**	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Palissée	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion sous frondaison totale		Rèseau type BRL
DENSITE	1666 arbres /ha	**MISE A JOUR**	20/02/12

Arboriculture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Amortissement plantation et irrigation	33 469	33 469	2 092	16	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**2 092**	**€ /ha**	

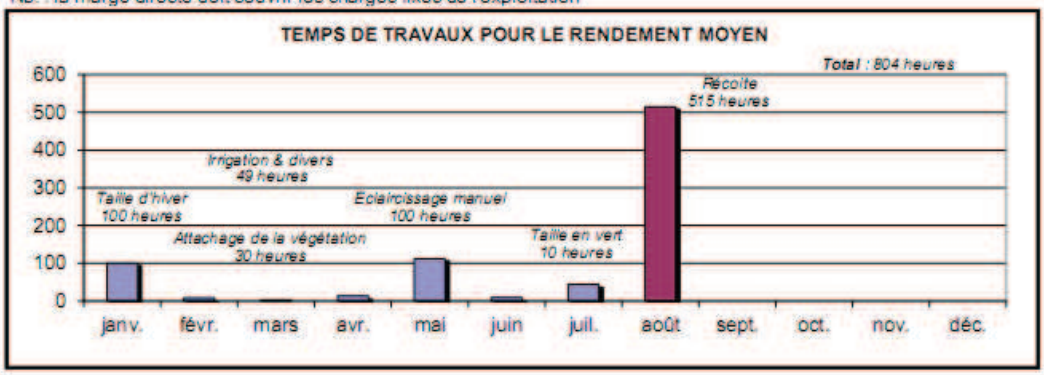
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	40 T /ha	50 T /ha	60 T /ha	Observations
Engrais	201	201	201	
Traitements phyto	965	965	965	
Herbicides	92	92	92	
Eau d'irrigation	862	862	862	
Divers	163	163	163	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**2 283**	**2 283**	**2 283**	
Main d'œuvre hors récolte	3 866	3 866	3 866	
Main d'œuvre de récolte	4 964	5 720	6 378	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**8 829**	**9 585**	**10 244**	
Carburant, entretien matériel	552	629	707	
Assurances	800	800	800	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**12 464**	**13 297**	**14 033**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	7 191	7 191	7 191	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	**0.31**	**0.27**	**0.23**	bord verger

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	40 T /ha	50 T /ha	60 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg bord verger	0.35	0.35	0.35	
Valorisation production par ha	14 000	17 500	21 000	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**14 000**	**17 500**	**21 000**	
- Charges opérationnelles	12 464	13 297	14 033	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**1 536**	**4 203**	**6 967**	
- Amortissements spécifiques	2 092	2 092	2 092	
= MARGE DIRECTE /ha	**-556**	**2 111**	**4 875**	
MARGE DIRECTE /kg	**-0.01**	**0.04**	**0.08**	

Nb. : la marge directe doit couvrir les charges fixes de l'exploitation



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

4. Variété de pommes : Golden

ESPECE	POMMIER		
VARIETE ou TYPE	GOLDEN	**REFERENCE**	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Palissée	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion sous frondaison totale	Réseau type BRL	
DENSITE	1666 arbres /ha	**MISE A JOUR**	20/02/12

Arboriculture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Amortissement plantation et irrigation	37 369	37 369	2 336	16	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**2 336**	**€ /ha**	

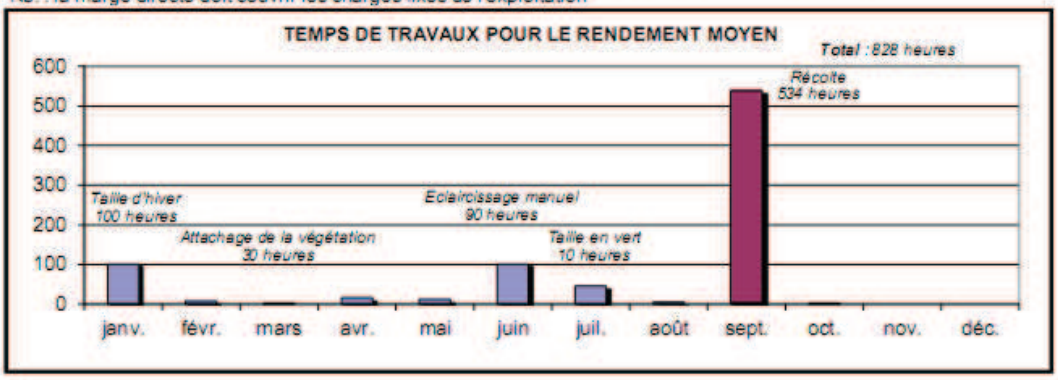
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	50 T /ha	60 T /ha	70 T /ha	Observations
Engrais	201	201	201	
Traitements phyto	1 079	1 079	1 079	
Herbicides	137	137	137	
Eau d'irrigation	996	996	996	
Divers	163	163	163	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**2 576**	**2 576**	**2 576**	
Main d'œuvre hors récolte	3 945	3 945	3 945	
Main d'œuvre de récolte	5 315	5 968	6 552	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**9 261**	**9 913**	**10 498**	
Carburant, entretien matériel	682	760	837	
Assurances	800	800	800	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**13 319**	**14 049**	**14 710**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	7 617	7 617	7 617	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	**0.27**	**0.23**	**0.21**	bord verger

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	50 T /ha	60 T /ha	70 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg bord verger	0.27	0.27	0.27	
Valorisation production par ha	13 500	16 200	18 900	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**13 500**	**16 200**	**18 900**	
- Charges opérationnelles	13 319	14 049	14 710	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**181**	**2 151**	**4 190**	
- Amortissements spécifiques	2 336	2 336	2 336	
= MARGE DIRECTE /ha	**-2 155**	**-184**	**1 854**	
MARGE DIRECTE /kg	**-0.04**	**0.00**	**0.03**	

Nb. : la marge directe doit couvrir les charges fixes de l'exploitation



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

5. Variété de pommes : Reine des reinettes

Arboriculture

ESPECE	POMMIER		
VARIETE ou TYPE	REINE DES REINETTES	**REFERENCE**	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Palissée	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion sous frondaison totale		Réseau type BRL
DENSITE	1666 arbres /ha	**MISE A JOUR**	20/02/12

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Amortissement plantation et irrigation	28 821	28 821	1 801	16	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**1 801**	**€ /ha**	

CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

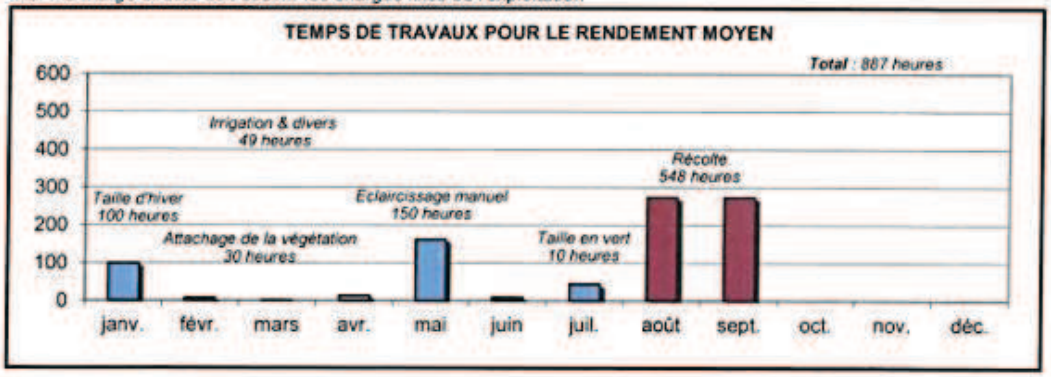
	30 T /ha	40 T /ha	50 T /ha	Observations
Engrais	201	201	201	
Traitements phyto	965	965	965	
Herbicides	92	92	92	
Eau d'irrigation	862	862	862	
Divers	163	163	163	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**2 283**	**2 283**	**2 283**	
Main d'œuvre hors récolte	4 527	4 527	4 527	
Main d'œuvre de récolte	4 907	6 031	6 798	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**9 434**	**10 558**	**11 325**	
Carburant, entretien matériel	475	552	629	
Assurances	1 500	1 500	1 500	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**13 692**	**14 893**	**15 737**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	8 553	8 553	8 553	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	**0.46**	**0.37**	**0.31**	bord verger

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	30 T /ha	40 T /ha	50 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg bord verger	0.55	0.55	0.55	
Valorisation production par ha	16 500	22 000	27 500	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**16 500**	**22 000**	**27 500**	
- Charges opérationnelles	13 692	14 893	15 737	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**2 808**	**7 107**	**11 763**	
- Amortissements spécifiques	1 801	1 801	1 801	
= MARGE DIRECTE /ha	**1 007**	**5 306**	**9 962**	
MARGE DIRECTE /kg	**0.03**	**0.13**	**0.20**	

Nb. : la marge directe doit couvrir les charges fixes de l'exploitation

TEMPS DE TRAVAUX POUR LE RENDEMENT MOYEN



CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

6. Variété de vigne : Cépage rouge

ESPECE	VIGNE		
VARIETE ou TYPE	VIGNE PALISSEE CEPAGE ROUGE	REFERENCE	
MODE DE CONDUITE	Palissée - Récolte mécanique	REGION	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Sans irrigation		
DENSITE	3600 ceps /ha	MISE A JOUR	09/10/2012

Viticulture

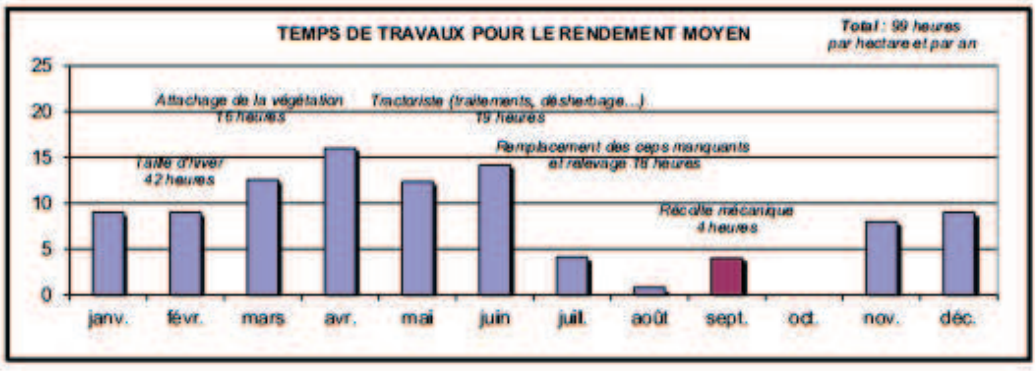
INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Plantation et palissage	18 809	18 809	752	25	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			752	€ /ha	

CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	45 HL /ha	80 HL /ha	110 HL /ha	Observations
Semences et plants de remplacement	13	13	13	
Engrais	108	108	188	
Traitements phytosanitaires	396	397	442	
Herbicides	103	103	103	
Divers	18	39	39	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**637**	**659**	**785**	
Main d'œuvre hors récolte	1 199	1 245	1 261	
Main d'œuvre de récolte	57	57	57	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**1 257**	**1 302**	**1 319**	
Carburant, entretien matériel	214	214	222	
Récolte par entreprise	310	310	310	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	2 418	2 486	2 636	€ /ha
Dont charges avant récolte	2 024	2 091	2 242	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES / HL	54	31	24	€ /Hl

A ce coût opérationnel de la culture de la vigne (coût du raisin) s'ajoutent les charges de structure du viticulteur et le cas échéant les coûts de vinification et de conditionnement.
Un éclairage sur ces points est apporté page suivante.



CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

La Viticulture du Languedoc Roussillon - Données économiques

Les éléments suivants qui illustrent les coûts des différentes filières de la viticulture du Languedoc Roussillon sont issus d'études réalisées par les CER FRANCE de la région.

Viticulteurs en cave coopérative

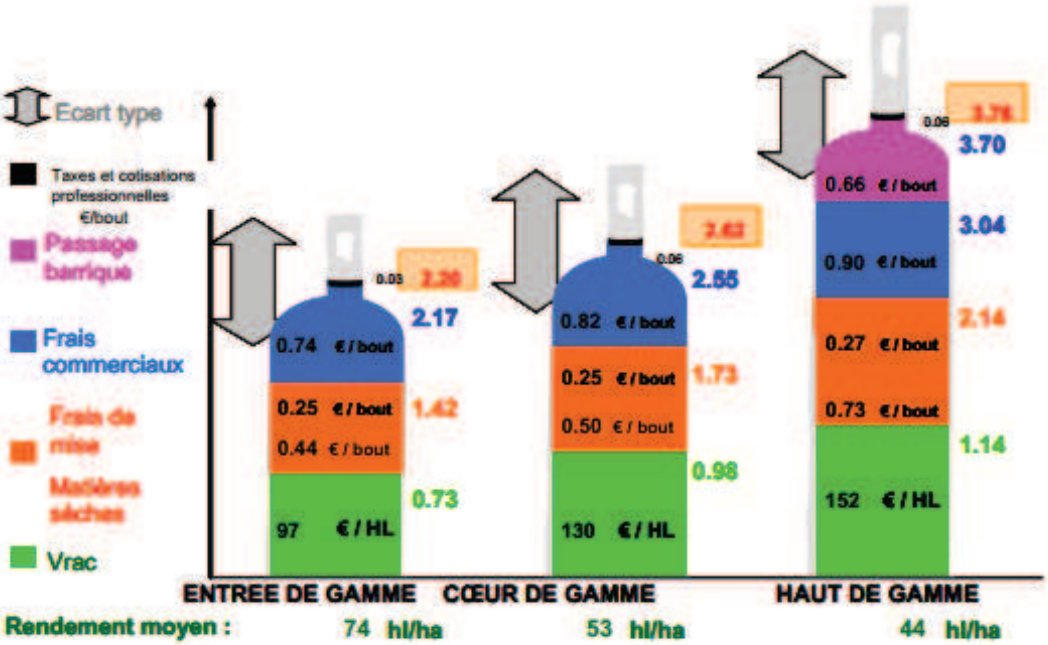
Source : "Observatoire viticole régional" étude réalisée sur la récolte 2010 par le CER France Languedoc-Roussillon et le Club études et observatoire.
Charges totales par hectare de vigne : 3 522 €/ha (moyenne sur 771 viticulteurs coopérateurs).
Ce chiffre comprend les charges opérationnelles avec valorisation de la main d'œuvre familiale et les charges de structure.

Frais de vinification en cave coopérative

Source : "*Diagnostic économique et financier des caves coopératives gardoises*" étude réalisée en Novembre 2008 par le CER FRANCE Gard et la Fédération des Vignerons Coopérateurs du Gard sur la récolte 2007.
Charges totales par hectolitre : **20 €/Hl** (hors frais commerciaux).
Remarques : fourchette de 12 €/Hl à 35 €/Hl.

Coût des vins conditionnés

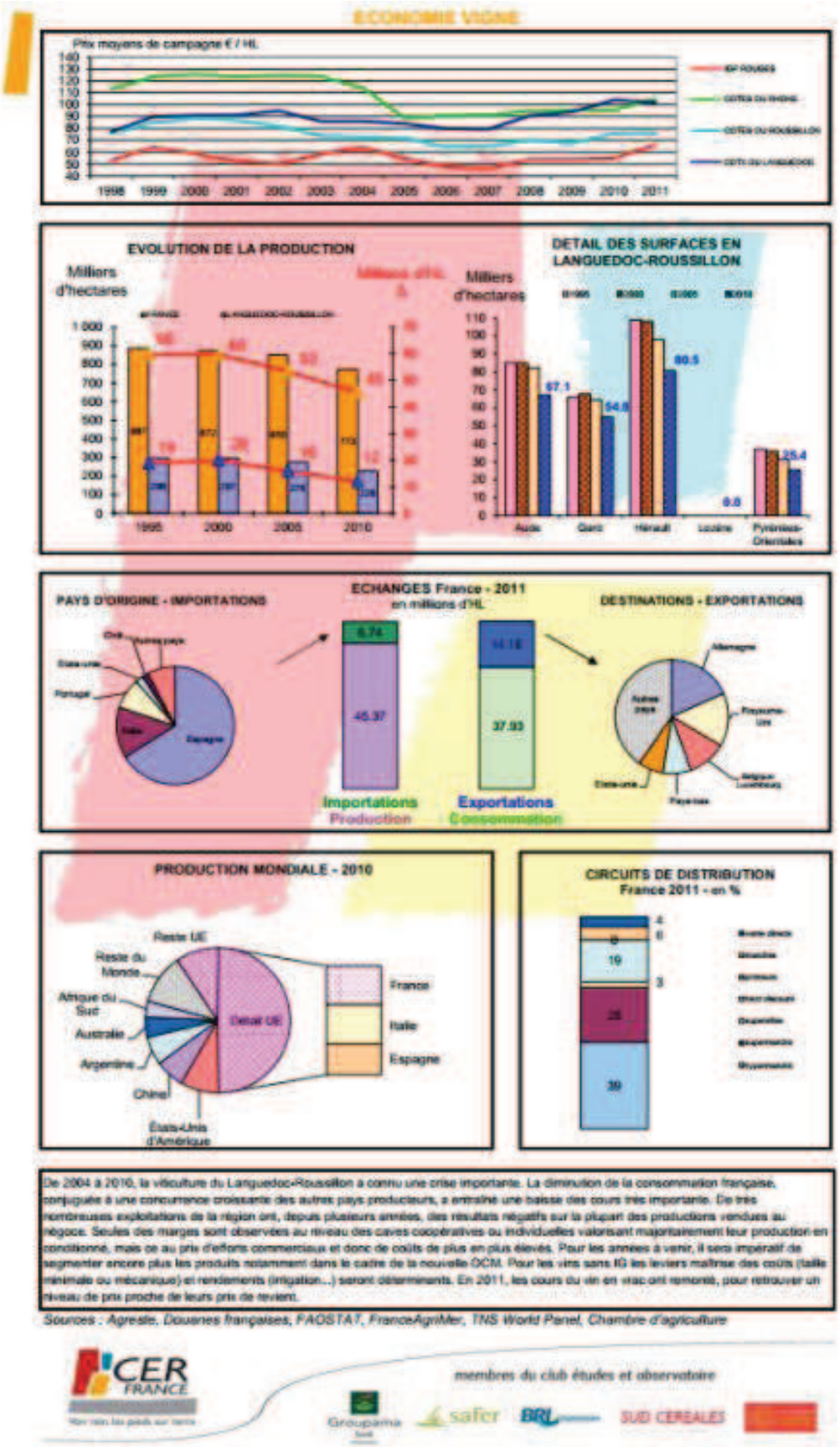
Source : "*Fédération des Vignerons Indépendants du Gard*" étude réalisée en Avril 2008 par le CER FRANCE Gard.
Moyenne portant sur 74 caves particulières commercialisant majoritairement en bouteilles.



CER FRANCE

membres du club études et observatoire

Groupama Sud · safer · BRL · SUD CEREALES



De 2004 à 2010, la viticulture du Languedoc-Roussillon a connu une crise importante. La diminution de la consommation française, conjuguée à une concurrence croissante des autres pays producteurs, a entraîné une baisse des cours très importante. De très nombreuses exploitations de la région ont, depuis plusieurs années, des résultats négatifs sur la plupart des productions vendues au négoce. Seules des marges sont observées au niveau des caves coopératives ou individuelles valorisant majoritairement leur production en conditionné, mais ce au prix d'efforts commerciaux et donc de coûts de plus en plus élevés. Pour les années à venir, il sera impératif de segmenter encore plus les produits notamment dans le cadre de la nouvelle OCM. Pour les vins sans IG les leviers maîtrise des coûts (taille minimale ou mécanique) et rendements (irrigation...) seront déterminants. En 2011, les cours du vin en vrac ont remonté, pour retrouver un niveau de prix proche de leurs prix de revient.

Sources : Agreste, Douanes françaises, FAOSTAT, FranceAgriMer, TNS World Panel, Chambre d'agriculture

CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama
safer
BRL
SUD CEREALES

7. Variété de vigne : Cépage rouge (agriculture biologique)

Viticulture

ESPECE	VIGNE EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE		
VARIETE ou TYPE	VIGNE PALISSEE CEPAGE ROUGE	**REFERENCE**	
MODE DE CONDUITE	Palissée - Récolte mécanique	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Sans irrigation		
DENSITE	3600 ceps /ha	**MISE A JOUR**	09/10/2012

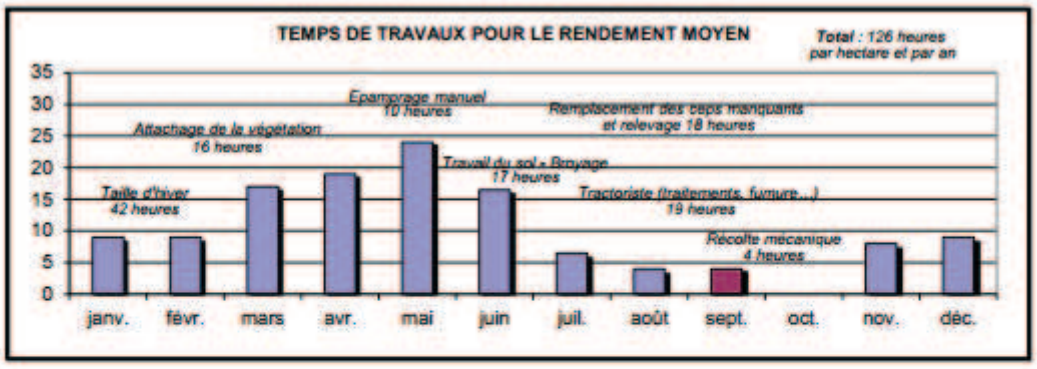
INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Plantation BIO et palissage	19 117	19 117	765	25	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**765**	**€ /ha**	

CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

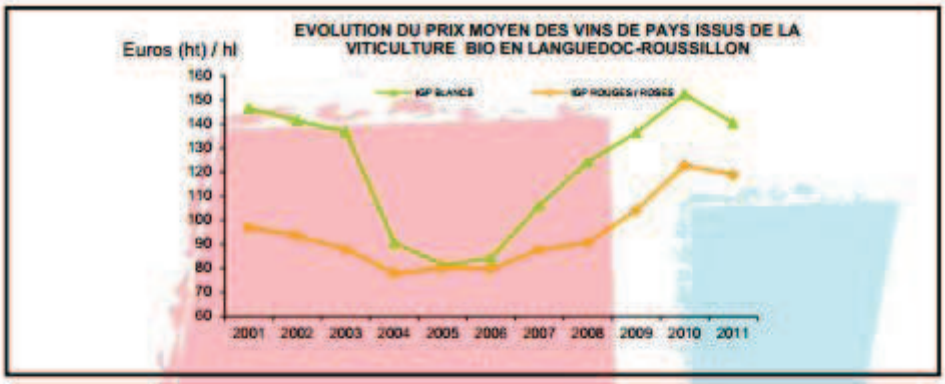
	45 HL /ha	70 HL /ha	90 HL /ha	Observations
Semences et plants de remplacement	13	13	13	
Engrais	97	97	116	
Traitements phytosanitaires	457	471	529	
Herbicides	0	0	0	
Divers	18	39	39	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**585**	**621**	**697**	
Main d'œuvre hors récolte	1 577	1 622	1 651	
Main d'œuvre de récolte	57	57	57	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**1 634**	**1 680**	**1 708**	
Carburant, entretien matériel	330	330	344	
Récolte par entreprise	310	310	310	
			0	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**2 859**	**2 940**	**3 059**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	2 465	2 546	2 665	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES / HL	**64**	**42**	**34**	**€ /Hl**

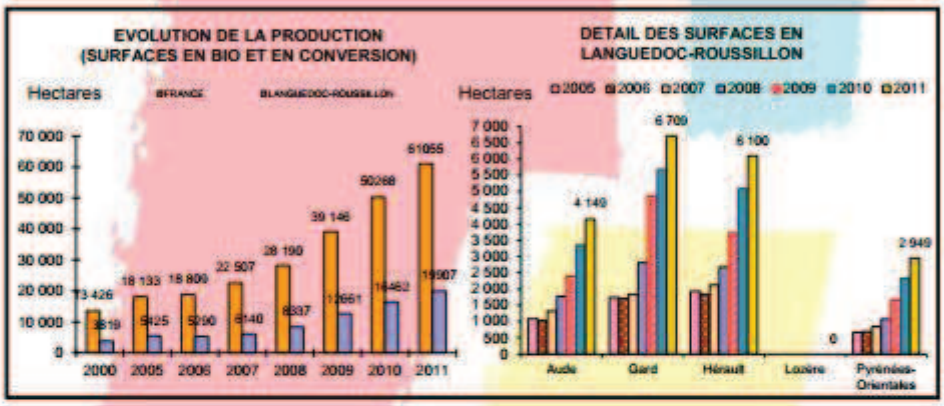
A ce coût opérationnel de la culture de la vigne (coût du raisin) s'ajoutent les charges de structure du viticulteur et le cas échéant les coûts de vinification et de conditionnement.

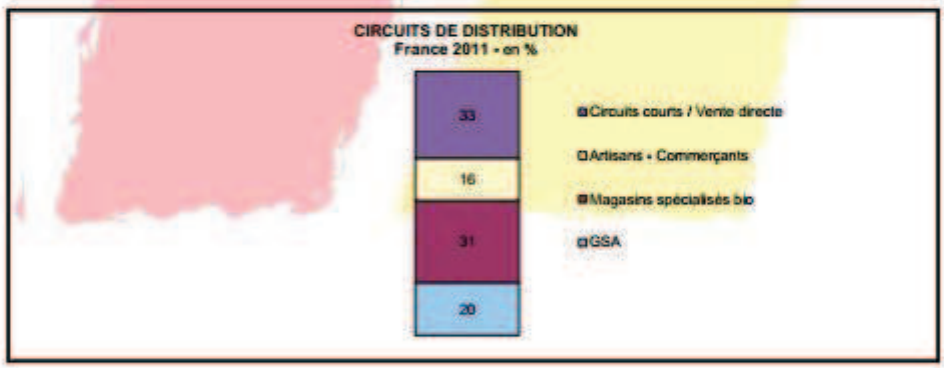


CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CÉRÉALES

ECONOMIE VIGNE EN AGRICULTURE BIOLOGIQUE







Dans un contexte de crise viticole très marquée, de consommation croissante de produits issus de l'agriculture biologique et d'un cours de vin bio en hausse, les surfaces en conversion bio se multiplient. Actuellement, le cours du vin bio permet de couvrir les charges de l'exploitant, malgré le surcoût global de l'ordre de 600€/ha des coûts de production par rapport au vin conventionnel (dont 470€ de coûts opérationnels et 130€ de coûts fixes, certification, amortissement et matériel spécifique). Les itinéraires techniques sont maîtrisés mais avec des écarts de coûts importants selon les types de sol. Toutefois des incertitudes demeurent sur le maintien des rendements notamment les années climatiquement délicates.

Sources : Agence Bio, FranceAgriMer, Chambre d'agriculture, CIVAM Bio Juin 2010, AIVB-LR

CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre

membres du club études et observatoire

Groupama sud · safer · BRL · SUD CEREALES

Annexe 12. Fiches technico-économiques standards de la région Languedoc Roussillon : grandes cultures et melon pour l'année 2013 et salade sous serre pour l'année 2014 (Source : CERFANCE 2013, 2014)

1. Blé dur d'hiver

ESPECE	BLE DUR		
VARIETE ou TYPE	DAKTER	**REFERENCE**	
MODE DE CONDUITE	Plein Champ	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Sans irrigation		
DENSITE	150 kg /ha	**MISE A JOUR**	20/03/13

Grande culture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**0**	**€ /ha**	

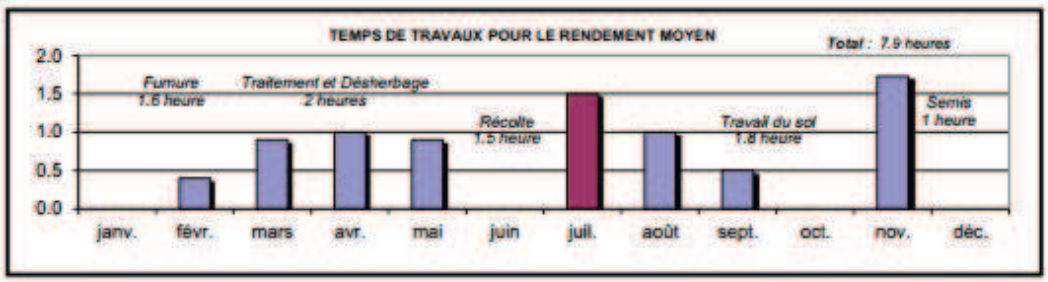
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	3.5 T /ha	4.2 T /ha	5.5 T /ha	Observations
Semences et plants	128	128	128	
Engrais	176	212	312	
Traitements phyto	86	86	86	
Herbicides	56	56	56	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**445**	**481**	**581**	
Main d'œuvre hors récolte	82	95	95	
Main d'œuvre de récolte	22	22	22	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**104**	**117**	**117**	
Carburant, entretien matériel	121	130	130	
Assurances	92	92	92	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**762**	**820**	**921**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	696	754	855	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES / T	**218**	**195**	**167**	**€ / T**

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	3.5 T /ha	4.2 T /ha	5.5 T /ha	Observations
Prix de vente moyen / T	245	245	245	
Valorisation production par ha	858	1 029	1 348	
= PRODUIT BRUT / ha	**858**	**1 029**	**1 348**	*avant primes PAC **
- Charges opérationnelles	762	820	921	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**96**	**209**	**426**	
- Amortissements spécifiques	0	0	0	
= MARGE DIRECTE / ha	**96**	**209**	**426**	
MARGE DIRECTE / T	**27**	**50**	**78**	**€ / T**

* A partir des récoltes 2012, les primes PAC (droits à paiement unique = DPU) sont découplées, c'est-à-dire indépendantes de l'assolement de l'exploitation. Elles sont calculées selon un historique propre à chaque exploitation. Pour le blé dur, s'ajoute une aide par hectare à la qualité dans le cas d'utilisation de semences certifiées, d'un montant calculé chaque fin de campagne.



CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

2. Maïs semences

ESPECE	MAIS SEMENCES		
VARIETE ou TYPE	BAXTER	**REFERENCE**	
MODE DE CONDUITE	Plein champ	**REGION Languedoc-Roussillon**	
MODE D'IRRIGATION	oui	Réseau type BRL	
DENSITE	kg /ha	**MISE A JOUR**	20/03/13

Grande culture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
CANON IRRIGATION	1 400	1 400	140	10	
CASTREUSE	1 500	1 500	150	10	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**290**	**€ /ha**	

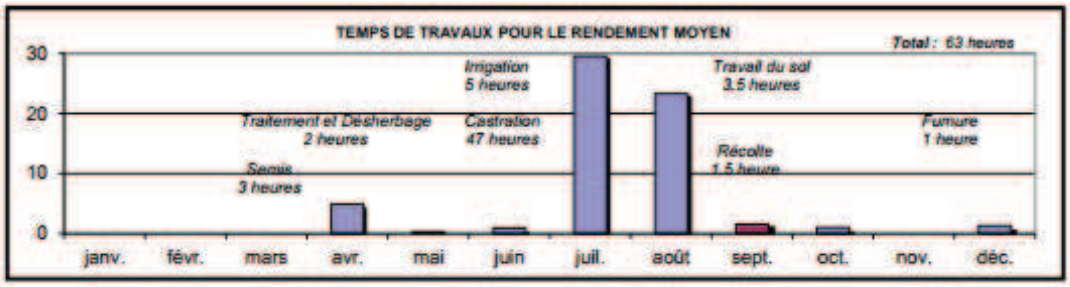
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	3.5 T /ha Castration Manuelle 30h Et 4 passages mécaniques	3.5 T /ha Castration Manuelle 100h	3.8 T /ha Castration Manuelle 45h Et 2 passages mécaniques	Observations
Semences et plants	275	275	275	
Engrais	471	471	471	
Traitements phyto	122	122	122	
Herbicides	81	81	81	
Eau d'irrigation	375	375	375	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**1 323**	**1 323**	**1 323**	
Main d'œuvre hors récolte	669	1 557	842	
Main d'œuvre de récolte	22	22	22	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**691**	**1 579**	**864**	
Carburant, entretien matériel	207	167	187	
Assurances	179	179	179	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**1 474**	**2 323**	**1 628**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	554	554	554	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /T	**686**	**928**	**672**	**€ /T**

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	3.5 T /ha	3.5 T /ha	3.8 T /ha	Observations
Valorisation production par ha	3 400	3 400	3 400	Les prix sont liés à des contrats spécifiques (environ 3400 euros/ha en 2012)
= PRODUIT BRUT /ha	**3 400**	**3 400**	**3 400**	*avant primes PAC* *
- Charges opérationnelles	1 474	2 323	1 628	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**1 926**	**1 077**	**1 772**	
- Amortissements spécifiques	290	140	290	
= MARGE DIRECTE /ha	**1 636**	**937**	**1 482**	
MARGE DIRECTE /T	**467**	**268**	**390**	**€ /T**

* A partir des récoltes 2012, les primes PAC (droits à paiement unique = DPU) sont découplées, c'est-à-dire indépendantes de l'assolement de l'exploitation. Elles sont calculées selon un historique propre à chaque exploitation.



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre

membres du club études et observatoire

Groupama Sud · safer · BRL · SUD CEREALES

3. Tournesol

ESPECE	TOURNESOL		
VARIETE ou TYPE	ATOMIC	**REFERENCE**	
MODE DE CONDUITE	Plein champ	**REGION Languedoc-Roussillon**	
MODE D'IRRIGATION	possible	Réseau type BRL	
DENSITE	70000 kg /ha	**MISE A JOUR**	20/03/13

Grande culture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
CANON IRRIGATION	1 400	1 400	140	10	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**140**	**€ /ha**	

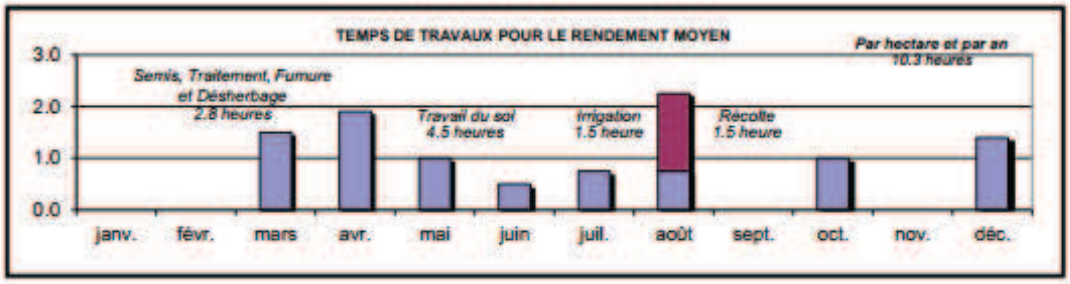
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	1.5 T /ha	2.1 T /ha	2.8 T /ha	Observations
Semences et plants	91	91	91	
Engrais	0	172	172	
Traitements phyto	0	29	29	
Herbicides	47	53	53	
Eau d'irrigation	0	85	85	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**138**	**430**	**430**	
Main d'œuvre hors récolte	87	128	128	
Main d'œuvre de récolte	22	22	22	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**109**	**150**	**150**	
Carburant, entretien matériel	123	137	137	
Assurances	20	20	20	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**390**	**737**	**737**	**€ / ha**
Dont charges avant récolte	323	671	671	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES / T	**260**	**351**	**263**	**€ / T**

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	1.5 T /ha	2.1 T /ha	2.8 T /ha	Observations
Prix de vente moyen / T	420	420	420	
Valorisation production par ha	630	882	1 176	
= PRODUIT BRUT / ha	**630**	**882**	**1 176**	*avant primes PAC **
- Charges opérationnelles	390	737	737	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**240**	**145**	**439**	
- Amortissements spécifiques	0	140	140	
= MARGE DIRECTE / ha	**240**	**5**	**299**	
MARGE DIRECTE / T	**160**	**2**	**107**	**€ / T**

* A partir des récoltes 2012, les primes PAC (droits à paiement unique = DPU) sont découplées, c'est-à-dire indépendantes de l'assolement de l'exploitation. Elles sont calculées selon un historique propre à chaque exploitation.



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

4. Colza

ESPECE	COLZA		
VARIETE ou TYPE	CORAIL		**REFERENCE**
MODE DE CONDUITE	Plein champ		**REGION Languedoc-Roussillon**
MODE D'IRRIGATION	Sans irrigation		
DENSITE	1.5 kg /ha	**MISE A JOUR**	20/03/13

Grande culture

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**0**	**€ /ha**	

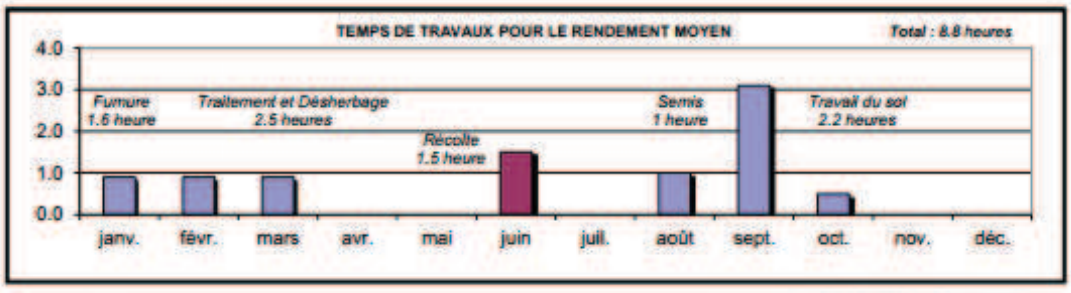
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	2 T /ha	2.5 T /ha	3.5 T /ha	Observations
Semences et plants	63	63	63	
Engrais	471	471	471	
Traitements phyto	20	30	30	
Herbicides	108	108	108	
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**662**	**672**	**672**	
Main d'œuvre hors récolte	100	108	108	
Main d'œuvre de récolte	22	22	22	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**123**	**130**	**130**	
Carburant, entretien matériel	138	143	143	
Assurances	51	51	51	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**973**	**996**	**996**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	907	930	930	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /T	**487**	**398**	**285**	**€ /T**

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	2 T /ha	2.5 T /ha	3.5 T /ha	Observations
Prix de vente moyen / T	420	420	420	
Valorisation production par ha	840	1 050	1 470	
= PRODUIT BRUT /ha	**840**	**1 050**	**1 470**	*avant primes PAC* *
- Charges opérationnelles	973	996	996	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**-133**	**54**	**474**	
- Amortissements spécifiques	0	0	0	
= MARGE DIRECTE /ha	**-133**	**54**	**474**	
MARGE DIRECTE /T	**-67**	**22**	**135**	**€ /T**

* A partir des récoltes 2012, les primes PAC (droits à paiement unique = DPU) sont découplées, c'est-à-dire indépendantes de l'assolement de l'exploitation. Elles sont calculées selon un historique propre à chaque exploitation.



CER FRANCE

membres du club études et observatoire

Groupama Sud · safer · BRL · SUD CEREALES

5. Melon

ESPECE	**MELON**		
VARIETE ou TYPE	ANASTA	**REFERENCE**	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Sous chenille plastique	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Goutte à goutte	Réseau type BRL	
DENSITE	11000 graines /ha	**MISE A JOUR**	20/03/13

Culture légumière

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

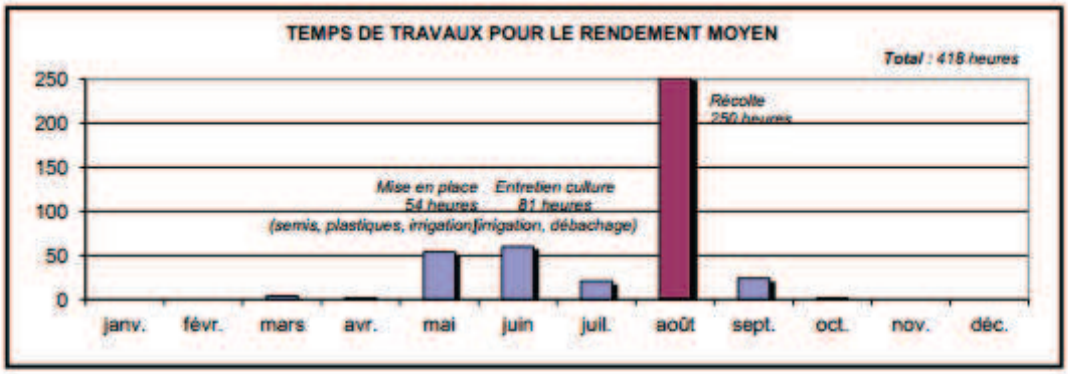
NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Système d'irrigation	2 500	2 500	250	10	
Arceaux chenille	100	100	10	10	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha			**260**	**€ /ha**	

CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	15 T /ha	20 T /ha	25 T /ha	Observations
Semences et plants	2 112	2 112	2 112	
Engrais	668	668	668	
Traitements phyto	278	278	278	
Herbicides	81	81	81	
Eau d'irrigation	340	340	340	
Divers	1 258	1 258	1 258	plastiques
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**4 737**	**4 737**	**4 737**	
Main d'œuvre hors récolte	2 315	2 315	2 315	
Main d'œuvre de récolte	3 003	3 003	2 730	
S/TOTAL MAIN D'OEUVRE	**5 318**	**5 318**	**5 045**	
Carburant, entretien matériel	529	529	500	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**10 583**	**10 583**	**10 281**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	7 259	7 259	7 259	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /kg	**0.71**	**0.53**	**0.41**	

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	15 T /ha	20 T /ha	25 T /ha	Observations
Prix de vente moyen /kg	0.71	0.71	0.71	commercialisé conditionné
Valorisation production par ha	10 608	14 144	17 680	grande variabilité
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**10 608**	**14 144**	**17 680**	
- Charges opérationnelles	10 583	10 583	10 281	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**25**	**3 561**	**7 399**	
- Amortissements spécifiques	260	260	260	
= MARGE DIRECTE /ha	**-235**	**3 301**	**7 139**	avant coût conditionnt.
MARGE DIRECTE /kg	**-0.02**	**0.17**	**0.29**	et commercialisation



CER FRANCE
membres du club études et observatoire
Groupama
safer
BRL
SUD CEREALES

6. Salade sous serre

ESPECE	LAITUE SA		
VARIETE ou TYPE	fidel	**REFERENCE**	Plaine irriguée
MODE DE CONDUITE	Tunnel 8m	**REGION**	Languedoc-Roussillon
MODE D'IRRIGATION	Aspersion	Réseau type BRL	
DENSITE	140000 Pieds /ha	**MISE A JOUR**	20/11/14

Culture légumière

INVESTISSEMENTS SPECIFIQUES DE LA CULTURE (€ /ha)

NATURE DE L'INVESTISSEMENT	COUT TOTAL	COUT /ha	AMORTIS.	Durée	Obs.
Tunnel: arceaux /baches -aspersion	14 074	14 074	14 074	1	
TOTAL AMORTISSEMENTS SPECIFIQUES /ha par rotation			**14 074**	**€ /ha**	

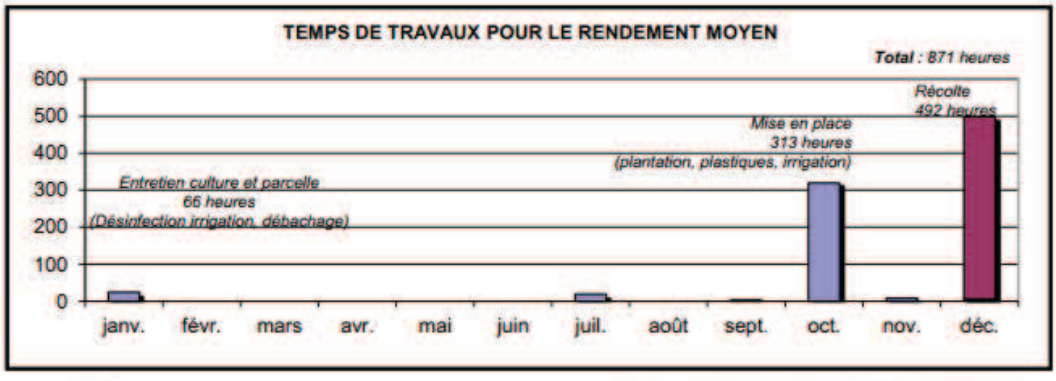
CHARGES OPERATIONNELLES PAR NIVEAU DE RENDEMENT (€ /ha)

	85000 pds /ha	123000 pds /ha	136000 pds /ha	Observations
Semences et plants	6 300	6 300	6 300	
Engrais	1 030	1 030	1 030	
Traitements phyto	552	552	552	
Herbicides	0	0	0	
Eau d'irrigation	201	201	201	
Divers	1 376	1 376	1 376	dont paillage plastique
S/TOTAL APPROVISIONNEMENTS	**9 460**	**9 460**	**9 460**	
Main d'œuvre hors récolte *	4 935	4 935	4 935	
Main d'œuvre de récolte *	3 926	5 680	6 281	
S/TOTAL MAIN D'ŒUVRE *	**8 861**	**10 615**	**11 217**	
Carburant, entretien matériel	346	276	435	
TOTAL CH. OPERATIONNELLES /ha	**19 167**	**20 851**	**21 611**	**€ /ha**
Dont charges avant récolte	15 093	15 093	15 093	
TOTAL Ch. OPERATIONNELLES /pds	**0.23**	**0.17**	**0.16**	

** Crédit d'impôt pour la Compétitivité et l'Emploi non déduit, cf méthodologie*

MARGES PAR NIVEAUX DE RENDEMENT (€ /ha)

	85000 pds /ha	123000 pds /ha	136000 pds /ha	Observations
Prix de vente moyen /pds	0.35	0.35	0.35	conditionnement réalisé au champs
Valorisation production par ha	29 750	43 050	47 600	
Subventions par ha	0	0	0	
= PRODUIT BRUT /ha	**29 750**	**43 050**	**47 600**	
- Charges opérationnelles	19 167	20 851	21 611	
= MARGE DIRECTE avant AMORTIS.	**10 583**	**22 199**	**25 989**	
- Amortissements spécifiques	14 074	14 074	14 074	
= MARGE DIRECTE /ha	**-3 491**	**8 125**	**11 915**	avant coût de
MARGE DIRECTE /pds	**-0.04**	**0.07**	**0.09**	commercialisation



CER FRANCE
Voir loin, les pieds sur terre
membres du club études et observatoire
Groupama Sud
safer
BRL
SUD CEREALES

Annexe 13. Fiches technico-économiques standards de la chambre d'agriculture du Languedoc Roussillon : pomme de terre pour l'année 2012

1. Pomme de terre

AGRICULTURES & TERRITOIRES
CHAMBRES D'AGRICULTURE LANGUEDOC – ROUSSILLON
OIER SUAMME

LA POMME DE TERRE

Éléments techniques et économiques pour les zones de montagne du Languedoc–Roussillon



En quelques mots ... Cette culture, classique en montagne, est bien valorisée en raison de son image de produit de terroir. Elle est le plus souvent complémentaire à d'autres productions maraîchères en Cévennes, et associée à l'élevage en Pays de Sault ou en Cerdagne-Capcir. C'est une culture peu exigeante en main-d'œuvre jusqu'à la récolte, mais il faut prévoir du temps pour les opérations de tri, de calibrage et de conditionnement.

... et quelques chiffres

En Cévennes et montagne sèche pour 1 000 m² :
Temps de travail : de **56** à **83 h** ; Marge brute : **905 €** (vente en gros)

En Pays de Sault pour 1 hectare :
Temps de travail : de **419** à **504 h** ; Marge brute : **5 200 €** (vente en gros)

ELÉMENTS TECHNIQUES (pour 1000 m²)

1. Choix de la parcelle

La pomme de terre accepte des sols variés, mais préfère les sols plutôt sableux et filtrants, légèrement acides (pH optimum 6,5). Les cailloux peuvent gêner en récolte mécanique.

Précédent cultural : culture peu exigeante, toutefois risque de taupins, en particulier après prairies.

Rotation culturale : bonne tête de rotation, ne devrait revenir sur la même parcelle que tous les 4 à 5 ans.

2. Besoins en eau

Irrigation :

- **Indispensable en Cévennes** et zones de montagne sèche
- **Non pratiquée en Pays de Sault**
- Irrigation **minimum en Capcir /Cerdagne**

En zones de montagne sèche, la période critique en eau démarre tôt : au début de la tubérisation, environ 30 jours après plantation (on voit les ébauches de tubercules en grattant le sol). L'irrigation est nécessaire jusqu'à 15 jours avant récolte.

Besoins en juin, juillet : 5 l/m²/j, apports 1 à 2 fois par semaine. Il faut donc apporter de 350 à 400 mm, régulièrement répartis durant la production. L'irrigation peut se faire par aspersion ou à la raie si la ressource en eau est suffisante.

3. Choix variétal

On distingue 2 types de variétés, à choisir en fonction des débouchés :

- ***Variétés à chair ferme*** : bonne tenue à la cuisson, bonne qualité gustative (cuisson à la vapeur, rissolées ou pour salades). Par exemple : Charlotte, Pompadour, Altesse, Ratte ou Franceline.
- ***Variétés de consommation*** : En général, se délitent plus à la cuisson, pour des usages plus variés (purées, soupes, ragoûts...). Les plus utilisées dans la zone sont : Monalisa, Bea, Eden, Marabel, Agata. Certaines variétés sont polyvalentes, Monalisa, par exemple.

4. Plantation

Plants : il est préférable d'utiliser un calibre moyen (35 mm à 45 mm) soit environ 220 kg pour 1000 m².
Traitement des semences avant prégermination contre la gale argentée et le rhizoctone.
La prégermination est nécessaire : à la lumière (16 heures/jour), à 10-14°C pendant environ un mois.

Fumure :

Besoins totaux en unités (kg/ha)	N[1]	P	K
	130 à 160	50 à 100	300 à 400

[1]De préférence en 2 apports (à la plantation et en début de tubérisation)

En cas d'apport de fumier seul, il doit être très bien décomposé. Prévoir 3 à 5 T pour 1000 m².

Densité de plantation : 3 500 à 4 500 plants pour 1 000 m², 25 - 35 cm sur le rang / 70 - 80 cm entre les lignes selon le matériel de récolte.

Période de plantation : dès que la température du sol atteint 7°C.

5. Opérations annuelles en production

Buttage : Deux techniques possibles suivant le désherbage :

- Buttage à la plantation, suivi d'un désherbage chimique.
- Sans désherbage chimique : buttage quand les plants ont 15 cm de haut, puis binage ultérieur, si nécessaire.

Défanage : 2 à 3 semaines avant la récolte quand le calibre est suffisant. Il peut être chimique ou mécanique (fauche ou gyrobroyage des fanes).
Le défanage renforce la peau de la pomme de terre, ce qui réduit les risques de blessures à la récolte et favorise une meilleure conservation.

6. Maladies et parasites – Principaux risques -

Le taupin : Ce ver "fil de fer" creuse des galeries dans le tubercule. Traitement à la plantation pour réduire les attaques mais sans efficacité totale.

Le doryphore : Traitement insecticide indispensable (sauf en principe, en Capcir pour les parcelles situées au-dessus de 1 500 m d'altitude), dès l'apparition des premiers foyers.

Le mildiou : seules les méthodes de lutte préventives sont efficaces. Risque important dans les parcelles peu aérées et par temps chaud et humide. Les risques sont plus faibles en haute altitude.

Pour 1000 m² : en Cévennes et zones de montagne sèche	Pour 1 hectare en zone de montagne humide : exemple du Pays de Sault en Pyrénées Audoises

7. Récolte / Rendement

Les temps de récolte varient en fonction de la taille de la parcelle et du matériel utilisé. Par exemple :

- Parcelle de 500 à 1 000 m² (récolte manuelle avec charrue) : 29 h
- Parcelle > 1000 m² avec récolteuse en andain : 12 à 19 h

Rendement **moyen obtenu : 2,8 T / 1000 m²**

La récolte comprend une partie du tri :

- Avec une andaineuse et 40% du tri (peu ou pas mécanisée) : 200h
- Avec une ramasseuse et 60% du tri (très mécanisée) : 165 h

Rendement **moyen obtenu sans irrigation : 15 T / 1 ha**

CALENDRIER DE TRAVAIL

En Cévennes (pour 1 000 m²)		M	A	M	J	J	A	S	O
Prégermination, travail du sol, fumure		8h							
Plantation, désherbage, buttage, binage	Pas ou peu mécanisé		22h						
	Très mécanisé		5h						
Traitements, entretien, irrigation				4h					
Récolte	Pas ou peu mécanisée					29 h			
	Très mécanisée					19h			
Tri, calibrage								20h	

TOTAL pour 1 000 m² de culture : **56 heures** (très mécanisé) **83 heures** (pas ou peu mécanisé)

En Pays de Sault (pour 1 ha)		M	A	M	J	J	A	S	O
Prégermination, travail du sol, fumure		46h							
Plantation, désherbage, buttage, binage			40h						
Traitements, entretien, irrigation				18 h					
Récolte	Pas ou peu mécanisée								200h
	Très mécanisée								165h
Tri, calibrage, conditionnement	Pas ou peu mécanisé								200h
	Très mécanisé								150h

TOTAL pour 1 ha de culture: **419 heures** (très mécanisé) **504 heures** (peu ou pas mécanisé)

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Charges opérationnelles	**1000 m²**
Plants (35 – 45 mm)	150 à 200 €
Produits phytosanitaires	60 €
Fumure minérale **Ou** Fumure organique (4 T de fumier à 50 €)	40 € ou 200 €
TOTAL	**250 à 460 €**

Charges opérationnelles / 1 ha	***Pays de Sault***
Plants (35 – 45 mm)	1 500 à 2 000 €
Produits phytosanitaires	600 €
Fumure organique (30 T de fumier à 15 €/T)	450 €
TOTAL	**2 550 à 3 050 €**

Investissement indicatif : *irrigation (aspersion : matériel à la parcelle)*	440 €

Investissement indicatif : *matériel spécifique de récolte (matériel d'occasion)*	1 000 à 3 000 €

Pour 1 000 m² et 2,8 T de rendement commercialisable	**Vente collective** (Prix payé au producteur)
Prix / kg	0,45 € (Pommes de terre propres)
Produit Brut (PB) : PU HT x rendement	1 260 €
Marge brute (MB) : produit brut – charges opérationnelles	**905 €**
Indicateur de rémunération horaire = MB/nb heures de travail (83 h : peu ou pas mécanisé)	**10,9 €**

Pour 1 hectare et 15 T de rendement commercialisable	**Vente collective** (Prix payé au producteur)
Prix / kg	0,55 €
Produit Brut (PB) :PU HT x rendement	8 250 €
Marge brute (MB)= produit brut – charges opérationnelles	**5 200 €**
Indicateur de rémunération horaire = MB/nb heures de travail (504 h : peu ou pas mécanisé)	**10,3 €**

En vente directe, le prix moyen observé est de 1 € / kg.

Attention, ce prix de vente peut paraître élevé mais porte sur de faibles quantités et n'est pas applicable sur des volumes importants. Il faut aussi tenir compte des charges de commercialisation, qui sont importantes en vente directe.

COMMERCIALISATION

Grâce à ses qualités gustatives, la pomme de terre de montagne fait l'objet d'une demande des consommateurs. Le développement de la production est lié à la promotion collective et aux efforts de démarcation.

AVERTISSEMENT **Se référer à la fiche « Pour bien utiliser les fiches de références du SUAMME ».**

OIER SUAMME : **Béatrice LADRANGE** : 04 66 54 29 67
Anne BOUTITIE : 04 67 20 48 02
Jean – Michel THEVIER : 04 67 95 39 49
Jacky RIQUET : 04 68 11 79 59

Organisations de producteurs : - COOPÉRATIVE ORIGINE CÉVENNES
Route de Valleraugue 30570 St ANDRE DE MAJENCOULES / Tél : 04 67 82 50 64
- SICA du CAROUX
Route de St Pons 34600 BEDARIEUX / Tél : 04 67 95 00 74

OIER SUAMME - AVRIL 2012

Annexe 14. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations arboricoles (pommier) enquêtées (Source : EToPhy)

Annexe 14.1. ITK AGR 1 : parcelle de Cripps Pink 2011

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Adjuvant 1	Lecithine de soja	Concentré émulsionnable	Adjuvant pour bouillie herbicide
Adjuvant 2	Lecithine de soja	Emulsion de type aqueux	Adjuvant pour bouillie herbicide
Adjuvant 3	Lecithine de soja	Concentré émulsionnable	Adjuvant pour bouillie herbicide
Fongicide 1	Cyprodinil	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 2	Cuivre de l'oxychlorure de cuivre	Poudre mouillable	Tavelure
Fongicide 3	Tétraconazole	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 4	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 5	Difénoconazole	Concentré émulsionnable	Tavelure
Fongicide 6	Captane	Poudre mouillable	Tavelure
Fongicide 7	Dodine	Suspension concentrée	Tavelure
Fongicide 8	Mancozèbe	Granulé dispersable	Tavelure
Herbicide	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage en zone cultivée avant récolte
Insecticide 1	Fénoxycarbe	Granulé dispersable	Tordeuse de la pelure (Capua et/ou Pandemis)
Insecticide 2	Lambda-cyhalothrine	Suspension capsule	Tordeuse rouge
Insecticide 3	Chlorpyrifos-éthyl	Suspension capsule	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 4	Flonicamide	Granulé dispersable	Pucerons verts du pommier
Insecticide 5	Huile minérale paraffinique	Concentré émulsionnable	Acariens rouges (P. ulmi)
Insecticide 6	Acétamipride	Poudre soluble dans l'eau	Pucerons verts du pommier
Moyens biologiques	1-dodécanol	Produit diffuseur de vapeur	Carpocapse des pommes et des poires
	1-tétradécanol		
	E8,E10-dodécadiène-1-ol		
Régulateur 1	Alpha naphtyl acétamide (NAD)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Régulateur 2	Acide alpha naphtylacétique (ANA)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Substances de croissance	6-benzyladénine	Concentré soluble	Modification du niveau de nouaison

Annexe 14.2. ITK AGR 2 : parcelle de Cripps Pink 2011

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Adjuvant	Lecithine de soja	Emulsion de type aqueux	Adjuvant pour bouillie herbicide
Fongicide 1	Cyprodinil	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 10	Captane	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 11	Tétraconazole	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 2	Cuivre de l'oxychlorure de cuivre	Poudre mouillable	Tavelure
Fongicide 3	Dithianon	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 4	Mancozèbe	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 5	Fludioxonil	Poudre mouillable	Maladies de conservation (au verger)
Fongicide 6	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Poudre mouillable	Oïdium
Fongicide 7	Bupirimate	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 8	Dodine	Suspension concentrée	Tavelure
Fongicide 9	Difénoconazole	Concentré émulsionnable	Tavelure
Herbicide	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage en zone cultivée avant mise en culture adventices annuelles
Insecticide 1	Flufénoxuron	Concentré soluble	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 2	Lambda-cyhalothrine	Suspension capsule	Tordeuse rouge
Insecticide 3	Fénoxycarbe	Granulé dispersable	Tordeuse de la pelure (Capua et/ou Pandemis)
Insecticide 4	Flonicamide	Granulé dispersable	Pucerons verts du pommier
Insecticide 5	Huile minérale paraffinique	Concentré émulsionnable	Acariens rouges (P. ulmi)
Insecticide 6	Chlorantraniliprole	Suspension concentrée	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 7	Emamectine benzoate	Granulé soluble dans l'eau	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 8	Acétamipride	Poudre soluble dans l'eau	Pucerons verts du pommier
Moyens biologiques	Virus de la granulose	Suspension concentrée	Carpocapse des pommes et des poires
Régulateur 1	Alpha naphtyl acétamide (NAD)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Régulateur 2	Acide alpha naphtylacétique (ANA)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Substances de croissance	6-benzyladénine	Concentré soluble	Modification du niveau de nouaison

Annexe 14.3. ITK AGR 1 : parcelle de Golden 2009

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Adjuvent 1	Lecithine de soja	Concentré émulsionnable	Adjuvant pour bouillie herbicide
Adjuvent 2	Lecithine de soja	Emulsion de type aqueux	Adjuvant pour bouillie herbicide
Adjuvent 3	Lecithine de soja	Concentré émulsionnable	Adjuvant pour bouillie herbicide
Fongicide 1	Cyprodinil	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 10	Fludioxonil	Poudre mouillable	Maladies de conservation (au verger)
Fongicide 2	Dithianon	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 3	Tétraconazole	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 4	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 5	Thirame	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 6	Difénoconazole	Concentré émulsionnable	Tavelure
Fongicide 7	Dodine	Suspension concentrée	Tavelure
Fongicide 8	Mancozèbe	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 9	Captane	Poudre mouillable	Tavelure
Herbicide	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage en zone cultivée avant récolte
Insecticide 1	Huile de vaseline	Concentré émulsionnable	Acariens rouges (P. ulmi)
Insecticide 2	Lambda-cyhalothrine	Suspension capsule	Tordeuse rouge
Insecticide 3	Chlorpyrifos-éthyl	Suspension capsule	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 4	Thiaclopride	Suspension concentrée	Pucerons des galles rouges
Insecticide 5	Huile minérale paraffinique	Concentré émulsionnable	Acariens rouges (P. ulmi)
Insecticide 6	Acétamipride	Poudre soluble dans l'eau	Pucerons verts du pommier
Insecticide 7	Flonicamide	Granulé dispersable	Pucerons verts du pommier
Régulateur 1	Alpha naphtyl acétamide (NAD)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Régulateur 2	Acide alpha naphtylacétique (ANA)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison

Annexe 14.4. ITK AGR 2 : parcelle de Golden 2009

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Adjuvant	Lecithine de soja	Emulsion de type aqueux	Adjuvant pour bouillie herbicide
Fongicide 1	Cyprodinil	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 2	Dithianon	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 3	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 4	Dodine	Suspension concentrée	Tavelure
Fongicide 5	Penconazole	Concentré	Oïdium

		émulsionnable	
Fongicide 6	Difénoconazole	Concentré émulsionnable	Tavelure
Fongicide 7	Captane	Granulé dispersable	Tavelure
Fongicide 8	Difénoconazole	Concentré émulsionnable	Tavelure
Herbicide	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage en zone cultivée avant mise en culture adventices annuelles
Insecticide 1	Flufénoxuron	Concentré soluble	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 2	Tau-fluvalinate	Suspension concentrée	Cheimatobie
Insecticide 3	Spinosad	Suspension concentrée	Tordeuse de la pelure (Eulia)
Insecticide 4	Huile minérale paraffinique	Concentré émulsionnable	Acariens rouges (P. ulmi)
Insecticide 5	Acétamipride	Poudre soluble dans l'eau	Pucerons verts du pommier
Insecticide 6	Fénoxycarbe	Granulé dispersable	Tordeuse de la pelure (Capua et/ou Pandemis)
Insecticide 7	Chlorpyrifos-éthyl	Suspension capsule	Carpocapse des pommes et des poires
Insecticide 8	Flonicamide	Granulé dispersable	Pucerons verts du pommier
Moyen biologique	1-dodécanol	Produit diffuseur de vapeur	Carpocapse des pommes et des poires
	1-tétradécanol		
	E8, E10-dodécadiène-1-ol		
Régulateur 1	Gibbérellines (A4+A7)	Suspension concentrée	Rugosité
Régulateur 2	Acide alpha naphtylacétique (ANA)	Poudre mouillable	Modification du niveau de nouaison
Substance de croissance	6-benzyladénine	Concentré soluble	Modification du niveau de nouaison

Annexe 15. Caractéristiques physico-chimiques des produits utilisés dans quelques ITK de traitement des exploitations viticoles enquêtées (Source : EToPhy)

Annexe 15.1. ITK AGR 1 : parcelle de Carignan 2011

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Fongicide 1	Tétraconazole	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 2	Cuivre de l'hydroxyde de cuivre	Granulé dispersable	Mildiou
Fongicide 3	Tébuconazole	Emulsion de type aqueux	Oïdium
Fongicide 4	Trifloxystrobine	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 5	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 6	Folpel	Granulé dispersable	Mildiou
	Fosétyl-Aluminium		
Fongicide 7	Spiroxamine	Concentré émulsionnable	Oïdium
	Tébuconazole		

Fongicide 8	Bénalaxyl-M Folpel	Granulé dispersable	Mildiou
Fongicide 9	Spiroxamine	Concentré émulsionnable	Oïdium
Fongicide 10	Cymoxanil Mancozèbe	Poudre mouillable	Mildiou
Fongicide 11	Krésoxim-méthyl	Granulé dispersable	Oïdium
Herbicide 1	Penoxsulame	Emulsion de type huileux	Désherbage des cultures installées
Herbicide 2	Oxyfluorfène Propyzamide	Suspension concentré	Désherbage des cultures installées
Herbicide 3	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage des cultures installées
Insecticide 1	Alphaméthrine	Concentré émulsionnable	Cicadelle de la flavescence dorée
Insecticide 2	Alphaméthrine	Granulé dispersable	Cicadelle de la flavescence dorée
Insecticide 3	Emamectine benzoate	Granulé soluble dans l'eau	Tordeuse (Cochylis et/ou eudemis)
Insecticide 4	Indoxacarbe	Granulé dispersable	Tordeuse (Cochylis et/ou eudemis)

Annexe 15.2. ITK AGR 2 : parcelle de Carignan 2011

Produits phytosanitaires	**Matières actives**	**Formulation**	**Cibles**
Fongicide 1	Triadiménol	Emulsion de type aqueux	Oïdium
Fongicide 10	Pyriméthanil	Suspension concentré	Botritys
Fongicide 11	Soufre pour pulvérisation (micronisé)	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 12	Krésoxim-méthyl	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 2	Quinoxyfène	Suspension concentré	Oïdium
Fongicide 3	Soufre sublimé	Poudre pour poudrage	Oïdium
Fongicide 4	Tébuconazole	Emulsion de type aqueux	Oïdium
Fongicide 5	Cuivre de l'hydroxyde de cuivre	Granulé dispersable	Mildiou
Fongicide 6	Acide phosphoreux Diméthomorphe	Concentré soluble	Mildiou
Fongicide 7	Folpel Métirame-zinc	Granulé dispersable	Mildiou
Fongicide 8	Iprodione	Granulé dispersable	Mildiou
Fongicide 9	Oxyfluorfène	Granulé dispersable	Botritys
Herbicide 1	Flazasulfuron	Concentré émulsionnable	Désherbage
Herbicide 2	Glyphosate	Granulé dispersable	Désherbage
Herbicide 3	Cyperméthrine	Concentré soluble	Désherbage
Insecticide 1	Indoxacarbe	Autres liquides	Cicadelle de la flavescence dorée
Insecticide 2	Triadiménol	Granulé dispersable	Tordeuse (eudemis)

Annexe 15.3. ITK AGR 1 : parcelle de Merlot 2009

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Fongicide 1	Folpel	Suspension concentrée	Mildiou
Fongicide 2	Cymoxanil	Poudre mouillable	Mildiou
	Mancozèbe		
Fongicide 3	Tébuconazole	Emulsion de type aqueux	Oïdium
Fongicide 4	Cuivre de l'hydroxyde de cuivre	Poudre mouillable	Mildiou
Fongicide 5	Quinoxyfène	Suspension concentrée	Oïdium
Fongicide 6	Trifloxystrobin	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 7	Fosétyl-Aluminium	Granulé dispersable	Mildiou
	Métirame-zinc		
Fongicide 8	Krésoxim-methyl	Granulé dispersable	Oïdium
Fongicide 9	Manèbe	Poudre mouillable	Mildiou
	Cuivre du sulfate de cuivre		
Fongicide 10	Bénalaxyl	Poudre mouillable	Mildiou
	Mancozèbe		
Fongicide 11	Métrafénone	Suspension concentrée	Oïdium
Fongicide 12	Iprovalicarb	Granulé dispersable	Mildiou
	Mancozèbe		
Herbicide 1	Oxyfluorfène	Suspension concentrée	Désherbage des cultures installées
	Propyzamide		
Herbicide 2	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage des cultures installées
Herbicide 3	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage des cultures installées
Insecticide 1	Cyfluthrin	Concentré émulsionnable	Cicadelle de la flavescence dorée
Insecticide 2	Flufénoxuron	Concentré soluble	Tordeuses (Cochylis et/ou eudemis)
Insecticide 3	Chlorpyriphos-méthyl	Concentré émulsionnable	Cicadelle de la flavescence dorée
	Cyperméthrine		
Insecticide 4	Lufénuron	Concentré émulsionnable	Tordeuses (Cochylis et/ou eudemis)
Insecticide 5	Lambda-cyhalothrine	Granulé dispersable	Cicadelle de la flavescence dorée
Molluscicide	Métaldéhyde	Appât granulé	Traitement généraux

Annexe 15.4. ITK AGR 3 : parcelle de Merlot 2009

Produits phytosanitaires	Matières actives	Formulation	Cibles
Fongicide 1	Cuivre du sulfate de cuivre	Poudre mouillable	Mildiou
	Mancozèbe		
Fongicide 2	Quinoxyfène	Suspension concentrée	Oïdium
Fongicide 3	Chlorothalonil	Suspension concentrée	Mildiou
	Cymoxanil		

	Folpel		
Fongicide 4	Boscalid	Suspension concentrée	Oïdium
	Krésoxim-méthyl		
Fongicide 5	Bénalaxyl-M	Granulé dispersable	Mildiou
	Folpel		
Fongicide 6	Mancozèbe	Granulé dispersable	Mildiou
	Mandipropamide		
Herbicide	Glyphosate	Concentré soluble	Désherbage des cultures installées
Insecticide 1	Flufénoxuron	Concentré soluble	Tordeuses (Cochylis et/ou eudemis)
Insecticide 2	Lambda-cyhalothrine	Suspension capsule	Cicadelle de la flavescence dorée

Annexe 16. Analyse des pratiques phytosanitaires : application grandes cultures et maraîchages (suite chapitre 7)

7.4. Analyse des pratiques phytosanitaires de grandes cultures

7.4.1. Analyse statistique des indicateurs de l'échantillonnage des parcelles de grandes cultures étudiées

Le faible nombre d'échantillons d'ITK de traitement de grandes cultures (8 ITK Blé dur d'hiver, 6 ITK Blé dur d'hiver semences, 5 ITK maïs semences, 1 ITK colza et 4 ITK tournesol semences) n'affecte pas notre analyse statistique des pratiques phytosanitaires. En effet, nous avons observé, au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or, que les ITK de traitement de ces cultures sont caractérisés par une faible variabilité parmi les agriculteurs en termes de produits et de doses appliquées. De plus, la plupart des ITK et des pratiques phytosanitaires sont identiques, étant donné que la majorité des agriculteurs sont membres des différentes coopératives agricoles de la région qui exigent un cahier des charges strict pour le traitement des grandes cultures, en particulier celle des céréales. De ce fait, nous analysons, dans cette partie, les pratiques phytosanitaires de quelques exploitations agricoles de grandes cultures sur le bassin versant de l'étang de l'Or pour avoir une idée d'ensemble sur la variation de la pression et du risque lié à l'usage des pesticides entre les différentes cultures étudiées.

- **Blé dur d'hiver**

L'analyse de l'échantillon de 13 parcelles blé dur d'hiver (grains et semences), portant majoritairement sur 3 années (2011, 2012, 2013), correspond à un échantillon global de 14 parcelles pour 7 variétés de blé dur d'hiver. Comme pour la culture du pommier et la viticulture, nous avons effectué la même étude statistique des ITK de blé dur d'hiver à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) (logiciel Tanagra ; Rakotomalala 2005), de l'échantillon de 14 parcelles pour les années 2011, 2012 et 2013. Nous avons déterminé les corrélations et les oppositions entre les indicateurs de risques sur la santé humaine (applicateur) et sur l'environnement, ainsi qu'entre la pression phytosanitaire et les risques de toxicité (Tableau 31). A titre de première constatation, nous pouvons affirmer que les agriculteurs n'ont pas utilisé d'insecticides sur leurs parcelles de blé dur d'hiver. L'absence de traitements insecticides peut s'expliquer par le fait que, ces dernières années, il n'y a pas eu d'attaques d'insectes au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or. Il est vrai que la plupart du temps la culture de blé dur d'hiver ne requiert pas d'intervention sur les insectes, sauf dans certains cas isolés tels que l'attaque de bioagresseurs : taupins, cicadelles, pucerons, etc. Nous constatons aussi qu'il existe une variabilité du risque de toxicité entre les 2 catégories de pesticides utilisés sur les parcelles (Herbicides ; H et Fongicides ; F). En effet, quel que soit le risque de toxicité sur l'environnement ou bien sur la santé applicateur lié à l'utilisation des fongicides, il est indépendant des risques de toxicité et de la pression phytosanitaire liés aux herbicides (IRSA H, IRTE H et IFT H), étant donné que les coefficients de corrélation sont négatifs ou nuls (Tableau 31). Nous avons également observé une faible corrélation entre la pression des fongicides (IFT F) et le risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA F), le coefficient de corrélation est d'environ 0,44. De même, nous remarquons une absence de corrélation entre IFT F et IRSA H avec un coefficient de corrélation de 0,35. Nous constatons, d'après le tableau 24, qu'il existe une forte corrélation entre la pression phytosanitaire des herbicides (IFT H) et leur risque de toxicité (IRSA H, IRTE H). Par ailleurs, nous relevons une corrélation significative entre IFT F et IRTE F (Coef. corrélation = 0,72), ainsi qu'au niveau de la relation entre IRSA F et IRTE F qui sont fortement corrélés (Coef. corrélation = 0,91).

De façon globale, le tableau 24 met en évidence une corrélation significative entre IFT et IRSA (Coef. corrélation = 0,59) et nous constatons aussi une corrélation forte entre IFT/ IRTE et entre IRSA/IRTE, le coefficient de corrélation dans les deux cas est d'environ 0,87.

Cette relation de corrélation (faible ou forte, présente ou absente) entre indicateurs, selon la catégorie de produits utilisés, peut être expliquée par la variabilité du choix des produits sélectionnés par les agriculteurs. En particulier, la corrélation entre le niveau de pression et le risque évalué des herbicides et des fongicides est due à la forte variabilité du risque de toxicité de ces deux catégories, associée au nombre d'herbicides et de fongicides utilisés dans les itinéraires techniques (ITK). En effet, le risque de toxicité lié aux fongicides représente environ 75% du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) total et presque 70% du risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) total pour les différentes parcelles étudiées (Tableau 32). De plus, la pression phytosanitaire des fongicides recouvre environ 60% de l'IFT total des parcelles étudiées (Tableau 32). En comparant la culture du blé dur d'hiver avec celle du pommier et la viticulture, nous pouvons déduire que le blé dur est la culture la moins consommatrice en pesticides et celle qui ne requiert pas de multiples interventions au cours de la saison agricole. En effet, les interventions ou le nombre de traitements au niveau d'un hectare de blé dur d'hiver ne dépasse pas les 5 interventions ou traitements par an (Tableau 33), à l'exception de situations extrêmes d'invasion de bioagresseurs.

Tableau 31. Résultats de corrélation entre les indicateurs des parcelles de blé dur d'hiver étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	IFT H	IRSA H	IRTE H	IFT F	IRSA F	IRTE F	IFT I	IRSA I	IRTE I	IFT	IRSA	IRTE
IFT H	1	0,74904	0,8799	0,12252	-0,11454	-0,00374	0	0	0	0,74767	0,3012	0,55731
IRSA H	0,74904	1	0,88331	0,35847	-0,08405	0,07676	0	0	0	0,73747	0,46344	0,62902
IRTE H	0,8799	0,88331	1	0,15999	-0,30053	-0,14909	0	0	0	0,69262	0,20809	0,507
IFT F	0,12252	0,35847	0,15999	1	0,44258	0,72761	0	0	0	0,75066	0,58644	0,73621
IRSA F	-0,11454	-0,08405	-0,30053	0,44258	1	0,91105	0	0	0	0,21852	0,84404	0,60261
IRTE F	-0,00374	0,07676	-0,14909	0,72761	0,91105	1	0	0	0	0,48348	0,85147	0,77673
IFT I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IRSA I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IRTE I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IFT	0,74767	0,73747	0,69262	0,75066	0,21852	0,48348	0	0	0	1	0,59113	0,86273
IRSA	0,3012	0,46344	0,20809	0,58644	0,84404	0,85147	0	0	0	0,59113	1	0,87438
IRTE	0,55731	0,62902	0,507	0,73621	0,60261	0,77673	0	0	0	0,86273	0,87438	1

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

Corrélation faible | Corrélation moyenne | Forte corrélation

Tableau 32[59]. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de blé dur d'hiver (grain et semences) pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	Total en valeur	**Total en %**		**Total en valeur**	**Total en %**
IFT H 2011	9	42%	**IFT H 2013**	8	39%
IRSA H 2011	7 626	25%	**IRSA H 2013**	7 004	23%
IRTE H 2011	2 270	34%	**IRTE H 2013**	2 145	33%
IFT F 2011	13	58%	**IFT F 2013**	13	61%
IRSA F 2011	23 044	75%	**IRSA F 2013**	23 044	77%
IRTE F 2011	4 434	66%	**IRTE F 2013**	4 434	67%
IFT I 2011	0	0%	**IFT I 2013**	0	0%
IRSA I 2011	0	0%	**IRSA I 2013**	0	0%
IRTE I 2011	0	0%	**IRTE I 2013**	0	0%
IFT 2011	22	100%	**IFT 2013**	21	100%
IRSA 2011	30 673	100%	**IRSA 2013**	30 051	100%
IRTE 2011	6 702	100%	**IRTE 2013**	6 577	100%

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

L'analyse statistique représentée dans le tableau 33 nous permet de déduire la distribution ainsi que la dispersion et la variation des valeurs pondérées par hectare (ha) des indicateurs identifiés lors des études effectuées sur des parcelles, et ce, sur 3 ans (2011, 2012, 2013). Nous pouvons observer une variation notable des indicateurs déterminés au niveau de notre échantillon. Cette variabilité peut surtout être reliée aux stratégies de choix des produits phytosanitaires des agriculteurs. De ce fait, le tableau 33 nous montre la marge de variation élevée du risque de toxicité des fongicides et des herbicides. En effet, l'IRSA F varie d'une valeur minimale nulle jusqu'à une valeur maximale de 3 895, il en va de même pour l'IRSA H qui varie de 330 à 2 962. De plus, d'après le tableau 33, nous remarquons aussi que les fongicides dominent au niveau du risque de toxicité et de pression phytosanitaire avec une valeur moyenne de l'IRSA F par hectare d'environ 2 140 et de 430 pour l'IRTE F (environ 70% de l'IRSA/ha global et 60% de l'IRTE/ha global). Ceci reflète le poids important des fongicides dans les itinéraires techniques au niveau du nombre de passages (nombre de traitements) et essentiellement au niveau du risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. Par ailleurs, les herbicides présentent un risque de toxicité assez fort par rapport aux fongicides qui ne dépassent pas, en moyenne par hectare, la valeur de 951 pour l'IRSA H, presque 30% de l'IRSA/ha global et de 293 pour l'IRTE H qui représente environ 40% de l'IRTE/ha global (Tableau 33). Ces valeurs plus ou moins élevées du risque de toxicité s'expliquent par le recours indispensable aux herbicides sur les parcelles, en comparaison avec la culture des pommiers et la viticulture, avec un IFT H moyen de 1,19 par hectare (Tableau 33). En effet, l'application du désherbage chimique associé au désherbage mécanique est considérée comme un traitement nécessaire pour le nettoyage efficace et définitif des parcelles envahies par les adventices et les mauvaises herbes qui réduisent la production du blé en termes quantitatifs et qualitatifs.

[59] Elimination des résultats de l'année 2012 dans ce tableau, vu que nous avons que deux parcelles étudiées pour cette année.

Tableau 33. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de blé dur d'hiver étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	Min.	Max.	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variation
IFT H	0,23	3,00	1,19	0,73	0,62
IRSA H	330	2 962	951	785	0,83
IRTE H	60	757	293	173	0,59
IFT F	0	2,90	1,48	0,74	0,50
IRSA F	0	3 895	2 139	1 296	0,61
IRTE F	0	775	427	237	0,56
IFT I	0	0	0	0,00	0,00
IRSA I	0	0	0	0	0,00
IRTE I	0	0	0	0	0,00
IFT	1,35	4,95	2,66	1,10	0,41
IRSA	798	4 936	3 090	1 458	0,47
IRTE	382	1 058	720	272	0,38

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

Par ailleurs, la variabilité des indicateurs persiste au niveau global. En effet, l'IRSA global par hectare au niveau des parcelles étudiées varie d'une valeur minimale de 798 jusqu'à atteindre un maximum de 4 936, avec une moyenne de 3 090 (Tableau 33). La valeur moyenne de l'IRTE global par hectare pour notre échantillonnage représente 720, alors que la marge de variation de cet indicateur se situe entre un minimum de 382 et un maximum de 1 058 (Tableau 33).Cette variation du simple au sextuple de la valeur de l'IRSA/ha, presque le triple de l'IRTE/ha, peut être expliquée par les stratégies de choix des produits (produits toxiques) utilisés par les agriculteurs et par les pratiques phytosanitaires individuelles. De plus, la valeur de l'IFT/ha de notre échantillon varie de 1,35 jusqu'à atteindre 4,95 comme valeur maximale de l'IFT/ha global pour les parcelles étudiées (Tableau 33). En effet, cette variation de la valeur de l'IFT/ha est due au nombre de doses appliquées par produit, ainsi qu'au nombre de passages effectués par l'agriculteur. Nous constatons aussi que la moyenne de la pression phytosanitaire par hectare représente une valeur de 2,66 : sachant que la valeur moyenne de l'IFT régionale du Languedoc Roussillon est de 2,1 ±0,45 (Agreste[60], 2013). De ce fait, nous pouvons en déduire que les agriculteurs enquêtés respectent globalement la fréquence de traitement du blé dur d'hiver déterminée pour leur région.

❖ Maïs semences

Pour la culture de maïs semences, nous analysons l'échantillon de 5 parcelles étudiées majoritairement sur 2 années (2011 et 2013). D'après le tableau 27, nous remarquons que les herbicides dominent au niveau du risque de toxicité et de pression phytosanitaire. En effet, l'IFT H/ha, l'IRSA H/ha et l'IRTE H/ha représentent respectivement plus de 75% de l'IFT/ ha global, environ 60% de l'IRSA/ha global et 45% de l'IRTE/ha global (Tableau 34). Ceci reflète le poids important des herbicides dans les itinéraires techniques, essentiellement au niveau du nombre de passages (nombre de traitements) et au

[60] Agreste : la statistique agricole au Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt Secrétariat Général. Service de la statistique et de la prospective. Site Internet : www.agreste.agriculture.gouv.fr
Enquête Pratiques culturales 2011 - Agreste les Dossiers n° 18 - novembre 2013
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier18_integral.pdf

niveau du risque de toxicité sur la santé applicateur. En revanche, les insecticides représentent environ 20% de la pression phytosanitaire, presque 40% de l'IRSA global et 55% de l'IRTE global des parcelles étudiées (Tableau 34). Par ailleurs, les fongicides représentent une part faible au niveau des traitements, que ce soit pour la pression phytosanitaire ou le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. Nous avons noté que les fongicides ne sont pas toujours utilisés. En effet, les agriculteurs n'y ont recours que dans certaines situations d'infestation des inflorescences par du charbon (*A. sphacelotheca*), principale cible ennemie du maïs semences.

Tableau 34. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de maïs semences pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	Total en valeur	**Total en %**		**Total en valeur**	**Total en %**
IFT H 2011	5	83%	**IFT H 2013**	6	68%
IRSA H 2011	3 145	63%	**IRSA H 2013**	6 579	48%
IRTE H 2011	569	42%	**IRTE H 2013**	1 165	42%
IFT F 2011	0	0%	**IFT F 2013**	1	11%
IRSA F 2011	0	0%	**IRSA F 2013**	437	3%
IRTE F 2011	0	0%	**IRTE F 2013**	206	7%
IFT I 2011	1	17%	**IFT I 2013**	2	21%
IRSA I 2011	1 879	37%	**IRSA I 2013**	6 623	49%
IRTE I 2011	784	58%	**IRTE I 2013**	1 427	51%
IFT 2011	6	100%	**IFT 2013**	9	100%
IRSA 2011	5 024	100%	**IRSA 2013**	13 638	100%
IRTE 2011	1 353	100%	**IRTE 2013**	2 798	100%

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

L'analyse statistique représentée dans le tableau 35 nous permet de déduire la distribution ainsi que la dispersion et la variation des valeurs pondérées par hectare (ha) des indicateurs déterminés à partir des parcelles étudiées pendant 2 années, à savoir 2011 et 2013. Nous pouvons observer une variation notable des indicateurs déterminés au niveau de notre échantillon. Celle-ci peut être liée, en particulier, aux stratégies de choix des produits phytosanitaires des agriculteurs. En effet, nous constatons, d'après le tableau 35, que les insecticides présentent un risque de toxicité par hectare très variable (coefficient de variation de l'IRSA I/ha égal à 1,69 et à 1,46 pour l'IRTE I/ha) qui passe d'une valeur minimale nulle à 6 623 pour l'IRSA I/ha et de 0 à 1 427 pour l'IRTE I/ha global (Tableau 35). De même, le risque de toxicité et la fréquence de traitement liée aux fongicides varient de façon remarquable (le coefficient de variation est de 2,24).

Cette variation remarquable du risque de toxicité et de la pression des insecticides et des fongicides est expliquée par la stratégie de choix des produits, notamment toxiques, sélectionnés par quelques agriculteurs pour ne pas prendre le risque de perdre des récoltes face à certaines cibles ennemies pour le maïs semences (principalement le taupin). Bien entendu, certains agriculteurs n'appliquent pas ces deux catégories de produits phytosanitaires sur leurs parcelles. De ce fait, nous pouvons différencier deux types de cas : celui d'agriculteurs qui appliquent des traitements systématiques en utilisant des produits sans prendre en considération le fait qu'il existe ou non des maladies sur leurs parcelles et celui de ceux qui raisonnent en ne traitant que lorsqu'il faut intervenir. En revanche, nous constatons,

d'après le tableau 35, que les valeurs de la pression phytosanitaire et celles du risque de toxicité des herbicides sont assez élevées. Ceci s'explique par le recours indispensable au désherbage chimique sur les parcelles, par rapport au pommier et à la viticulture, avec un IFT H moyen/ha de 2,41, un IRSA H moyen/ha d'environ 2 440 et un IRTE H moyen/ha de 400 (Tableau 35). En effet, l'application du désherbage chimique associé au désherbage mécanique est considérée comme un traitement nécessaire pour le nettoyage efficace et définitif des parcelles envahies par les adventices et les mauvaises herbes qui réduisent la production de grandes cultures en termes quantitatifs et qualitatifs.

Tableau 35. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de maïs semence étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	Min.	Max.	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variation
IFT H	0,99	4,00	2,41	1,15	0,48
IRSA H	770	3 374	2 437	1 031	0,42
IRTE H	258	709	401	189	0,47
IFT F	0	1,00	0,20	0,45	2,24
IRSA F	0	437	87	196	2,24
IRTE F	0	206	41	92	2,24
IFT I	0	1,87	0,57	0,85	1,47
IRSA I	0	6 623	1 700	2 869	1,69
IRTE I	0	1 427	442	647	1,46
IFT	0,99	5,00	3,18	1,47	0,46
IRSA	2 375	9 996	4 225	3 266	0,77
IRTE	274	1 883	885	657	0,74

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

De façon globale, l'IRSA par hectare au niveau des parcelles étudiées varie d'une valeur minimale de 2 375 jusqu'à environ 10 000 comme valeur maximale, avec une moyenne de 4 225 (Tableau 35). La valeur moyenne de l'IRTE global par hectare pour notre échantillonnage représente 885, tandis que la marge de variation de cet indicateur se situe entre une valeur minimale de 274 et une maximale de 1 883 (Tableau 35).Cette variation du simple au quadruple de la valeur de l'IRSA/ha et au sextuple de l'IRTE/ha s'explique principalement par les stratégies de choix des produits (produits toxiques) utilisés par les agriculteurs et par les pratiques phytosanitaires individuelles. En outre, la valeur de l'IFT/ha de notre échantillon varie de 0,99 jusqu'à atteindre 5,00 comme valeur maximale de l'IFT/ha global pour les parcelles étudiées (Tableau 35). En effet, cette variation de la valeur de l'IFT/ha est due au nombre de doses appliquées par produit, ainsi qu'au nombre de passages effectués par l'agriculteur.

❖ Tournesol

Nous avons analysé un échantillon de 4 parcelles dédiées à la culture du tournesol en 2011 et en 2013. D'après le tableau 36, nous remarquons que les herbicides dominent au niveau du risque de toxicité sur la santé applicateur et pour ce qui concerne la pression phytosanitaire avec une part respectivement d'environ 60% de l'IRSA global et 85% de l'IFT global (Tableau 36). Ceci souligne le poids important des herbicides dans les itinéraires techniques, essentiellement au niveau du nombre de

passages (nombre de traitements) et au niveau du risque de toxicité sur la santé applicateur. En revanche, les insecticides représentent une part de 30% de la pression phytosanitaire globale, presque 40% de l'IRSA global et environ 55% de l'IRTE global des parcelles étudiées (Tableau 36). Par ailleurs, l'absence totale de fongicides s'explique par l'absence de maladies fongiques et de conditions favorables au développement de ces maladies (par exemple : les champignons).

Tableau 36. Part de chaque catégorie de pesticides dans la pression et le risque de toxicité de l'ensemble des parcelles de tournesol pour les 2 années agricoles étudiées (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

	Total en valeur	**Total en %**		**Total en valeur**	**Total en %**
IFT H 2011	6	82%	**IFT H 2013**	6	87%
IRSA H 2011	4 910	49%	**IRSA H 2013**	6 278	77%
IRTE H 2011	628	38%	**IRTE H 2013**	940	55%
IFT F 2011	0	0%	**IFT F 2013**	0	0%
IRSA F 2011	0	0%	**IRSA F 2013**	0	0%
IRTE F 2011	0	0%	**IRTE F 2013**	0	0%
IFT I 2011	1	18%	**IFT I 2013**	1	14%
IRSA I 2011	5 213	51%	**IRSA I 2013**	1 879	23%
IRTE I 2011	1 045	62%	**IRTE I 2013**	784	45%
IFT 2011	7	100%	**IFT 2013**	7	100%
IRSA 2011	10 123	100%	**IRSA 2013**	8 157	100%
IRTE 2011	1 673	100%	**IRTE 2013**	1 724	100%

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

L'analyse statistique représentée dans le tableau 37nous permet de déduire la distribution ainsi que la dispersion et la variation des valeurs pondérées par hectare (ha) des indicateurs déterminés à partir des parcelles étudiées en 2011 et 2013. Nous pouvons observer une variation notable des indicateurs d'insecticides déterminés au niveau de notre échantillon. Cette variabilité peut être en particulier reliée aux stratégies de choix des produits phytosanitaires, notamment les insecticides utilisés par les agriculteurs. En effet, nous constatons, au vu du tableau 37, que les insecticides présentent un risque de toxicité par hectare très variable (le coefficient de variation de l'IRSA I/ha est de 0,77 et celui de l'IRTE I/ha est égal à 0,86), on passe d'une valeur minimale nulle à 3 334 pour l'IRSA I/ha et de 0 à 784 pour l'IRTE I/ha global (Tableau 37). La valeur minimale nulle, que ce soit pour l'IRSA ou l'IRTE, s'explique par l'absence d'insecticides dans certains ITK au niveau des parcelles étudiées.

En revanche, la valeur élevée du risque de toxicité des insecticides sur la santé applicateur et sur l'environnement est liée aux choix des produits, notamment toxiques, sélectionnés par quelques agriculteurs pour ne pas prendre le risque de perte de récolte face à certaines cibles ennemies pour le tournesol, comme il en va de même dans le cas du maïs semences (principalement le taupin). De plus, comme pour la majorité des cultures céréalières et oléagineuses (grandes cultures), nous observons aussi, d'après le tableau 37, des valeurs de pression phytosanitaire et du risque de toxicité des herbicides assez élevées, ceci est dû au recours indispensable au désherbage chimique sur les parcelles, par rapport au pommier et à la viticulture, avec un IFT H moyen de 3,11 par hectare (Tableau 37). En effet, l'application du désherbage chimique associé au désherbage mécanique est considérée comme un traitement nécessaire pour le nettoyage efficace des parcelles envahies par les

adventices et les mauvaises herbes qui réduisent la production des grandes cultures en termes quantitatifs et qualitatifs.

Tableau 37. Analyse statistique sommaire des indicateurs du risque de toxicité et de pression par hectare des parcelles de tournesol étudiées
(Sources : enquêtes sur terrain, travail sur Tanagra, Mghirbi 2014)

	Min.	Max.	Moyenne	Ecart type	Coefficient de variation
IFT H	2,05	4,00	3,11	0,80	0,26
IRSA H	2 064	3 139	2 797	508	0,18
IRTE H	289	471	392	92	0,24
IFT F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IRSA F	0	0	0	0	0,00
IRTE F	0	0	0	0	0,00
IFT I	0,00	1,00	0,58	0,50	0,86
IRSA I	0	3 334	1 773	1 367	0,77
IRTE I	0	784	457	392	0,86
IFT	3,05	4,33	3,74	0,62	0,17
IRSA	3 214	5 399	4 589	957	0,21
IRTE	471	1 253	849	373	0,44

H : Herbicides ; F : Fongicides ; I : Insecticides

De façon globale, l'IRSA par hectare au niveau des parcelles étudiées varie d'une valeur minimale de 3 214 jusqu'à une valeur maximale d'environ 5 400, avec une moyenne de 4 589 (Tableau 37). La valeur moyenne de l'IRTE global par hectare pour notre échantillonnage représente 849, tandis que la marge de variation de cet indicateur se situe entre une valeur minimale d'environ 471 et une maximale de 1 253 (Tableau 37). Ces variations du simple au double de la valeur de l'IRSA/ha et d'environ au triple de l'IRTE/ha sont principalement dues aux choix des produits (produits toxiques) réalisés par les agriculteurs et aux pratiques phytosanitaires individuelles. En outre, la valeur de l'IFT/ha de notre échantillon passe de 3,05 jusqu'à atteindre 4,33 comme valeur maximale de l'IFT/ha global pour les parcelles étudiées (Tableau 37). En effet, cette variation de la valeur de l'IFT/ha est due au nombre de doses appliquées par produit, ainsi qu'au nombre de passages effectués par les agriculteurs. Ces derniers tiennent à la propreté de leurs parcelles, ils veulent notamment éviter les adventices et les mauvaises herbes, pour éventuellement améliorer leur production en termes qualitatifs et quantitatifs. Nous constatons aussi que la moyenne de la pression phytosanitaire par hectare représente une valeur de 3,74 : sachant que la valeur moyenne de l'IFT régionale du Languedoc Roussillon, en 2011, est estimée à 1,9 ±0,6 (Agreste[61], 2013). De ce fait, nous pouvons en déduire que les agriculteurs enquêtés ne respectent pas globalement la fréquence de traitement du tournesol déterminée pour leur région.

[61] Agreste : la statistique agricole au Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt Secrétariat Général. Service de la statistique et de la prospective. Site Internet : www.agreste.agriculture.gouv.fr
Enquête Pratiques culturales 2011 - Agreste les Dossiers n° 18 - novembre 2013
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier18_integral.pdf

7.4.2. Diagnostic des pratiques phytosanitaires et analyse de la variabilité des indicateurs en grandes cultures

7.4.2.1. Diagnostic global des pratiques phytosanitaires des exploitations de grandes cultures

❖ **Blé dur d'hiver**

Nous avons analysé un échantillon de 13 parcelles de blé dur d'hiver (grains et semences), étudiées majoritairement sur 3 années (2011, 2012, 2013), correspondant à un échantillon global de 14 parcelles pour 7 variétés de blé dur d'hiver. L'étude des pratiques phytosanitaires est agrégée ensuite au niveau des exploitations par année, afin de déterminer s'il existe une variabilité interannuelle entre agriculteurs, pour les différentes variétés observées. D'après les deux figures 105 et 106, nous constatons qu'il existe une corrélation globale des indicateurs entre les agriculteurs : une augmentation de l'IFT est souvent associée à un accroissement du risque sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement (par exemple : l'agriculteur 2 et 3 pour l'année 2011, Figure 105).

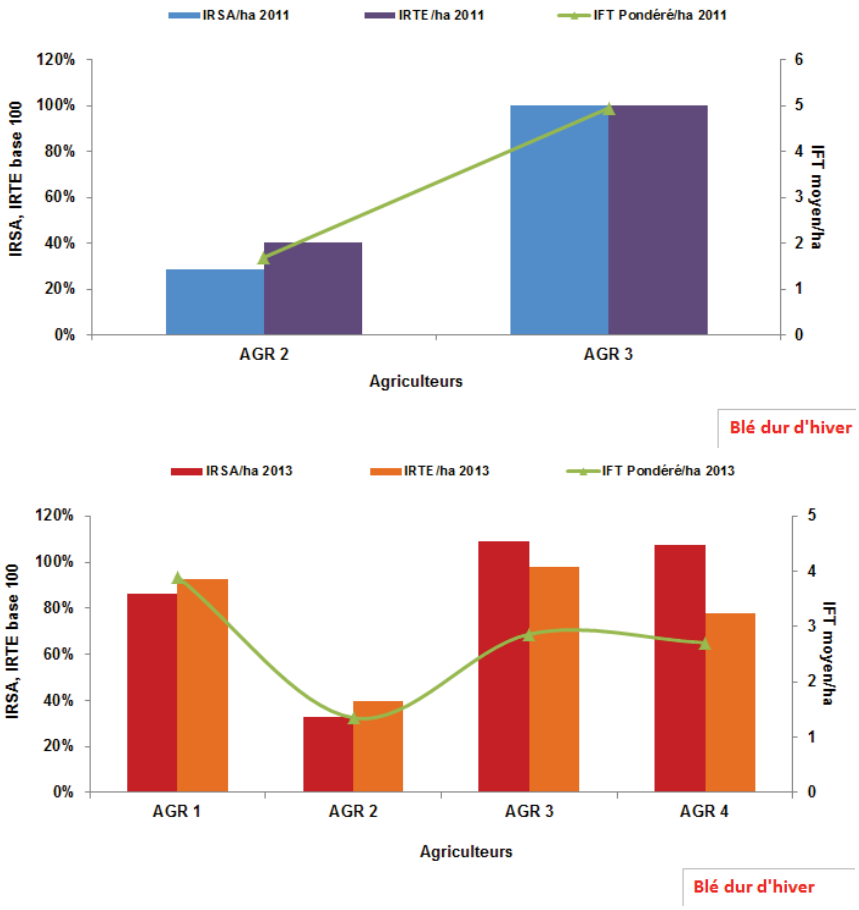


Figure 105. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de blé dur d'hiver (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Cette corrélation peut être due aux stratégies des pratiques phytosanitaires mises en place par les agriculteurs au niveau du nombre de passages (ou nombre de traitements) et à celui du choix des produits selon leur toxicité. De ce fait, nous distinguons deux types de pratiques phytosanitaires : le premier est caractérisé par le traitement systématique des cultures, quel que soit le développement des bioagresseurs, dans ce cas, l'agriculteur n'essaie pas de prendre le moindre risque au niveau de son système de production. Par contre, le deuxième type se caractérise par le raisonnement de l'application des pesticides au niveau de l'exploitation agricole. Le producteur n'a recours aux produits phytosanitaires que lorsque le développement des bioagresseurs atteint un seuil bien déterminé (minimiser le nombre de passages et choisir les produits les moins toxiques et les plus efficaces).

Par ailleurs, au niveau de l'analyse de la variabilité interannuelle des indicateurs, nous constatons une légère diminution de l'IFT entre l'année 2011 et 2013 au niveau des exploitations de blé dur d'hiver (Figure 105) et une augmentation globale considérable du risque de toxicité, en particulier sur la santé applicateur, au niveau des exploitations de blé dur d'hiver semences entre 2011 et 2013 (Figure 106). Cette variabilité interannuelle peut être expliquée par deux situations : la première est liée au développement des bioagresseurs d'une année sur l'autre et la seconde s'explique par les stratégies de traitement appliquées par les agriculteurs (le nombre de passages et le choix des produits phytosanitaires) qui peuvent changer d'une saison agricole à l'autre.

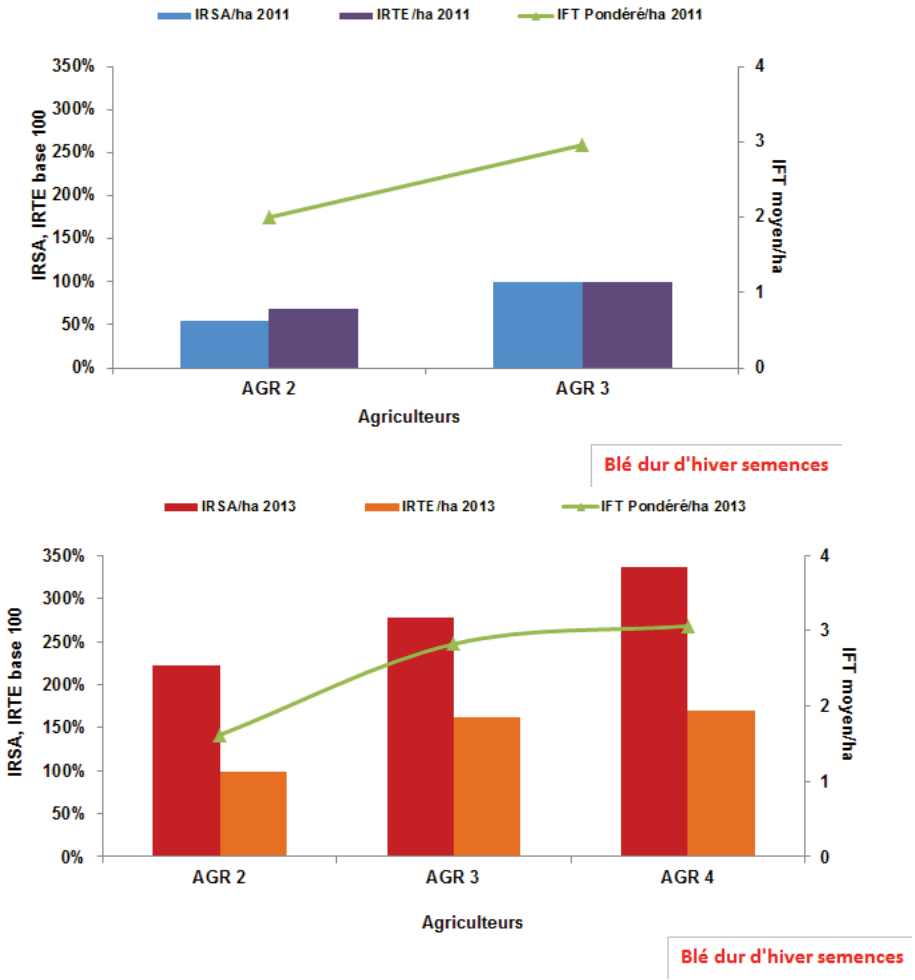


Figure 106. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de blé dur d'hiver semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

L'analyse de l'échantillon des parcelles étudié entre les différentes variétés de blé dur d'hiver semences ou grains (Joyau, Sculptur, Fabulis, Miradoux, Clovis, etc.) montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les variétés. En conclusion, cette analyse globale au niveau des exploitations montre, comme dans le cas des exploitations de pommiers et dans celui de la viticulture, que la plus grande variabilité entre les indicateurs se situe essentiellement au niveau des individus et reflète un choix de stratégie différent parmi les agriculteurs.

❖ Maïs semences

Dans la même optique d'analyse de l'utilisation des pesticides adoptée auparavant pour les cultures de pommiers, de vigne et de blé dur d'hiver, nous évaluons aussi, par la suite, l'échantillon de 5 parcelles de maïs semences étudiées majoritairement sur 2 années (2011 et 2013) pour 5 variétés de maïs. L'analyse des pratiques phytosanitaires est agrégée ensuite au niveau des exploitations par année, afin de déterminer s'il existe une variabilité interannuelle entre agriculteurs. Nous constatons, d'après la figure 107, que cette variabilité parmi les agriculteurs est illustrée en 2013 entre les agriculteurs 2 et 3 : alors qu'il existe une relation inversement proportionnelle entre le risque de toxicité et la pression phytosanitaire (absence de corrélation), l'AGR 2 possède un IRSA et un IRTE élevés par rapport à ceux de l'AGR 3, tandis qu'il a un IFT inférieur à celui de l'agriculteur 3. Pour l'année 2011, nous constatons aussi que, bien que les deux agriculteurs aient le même IFT, l'AGR 3 possède un IRSA et un IRTE inférieurs à ceux de l'AGR 2 (Figure 107).

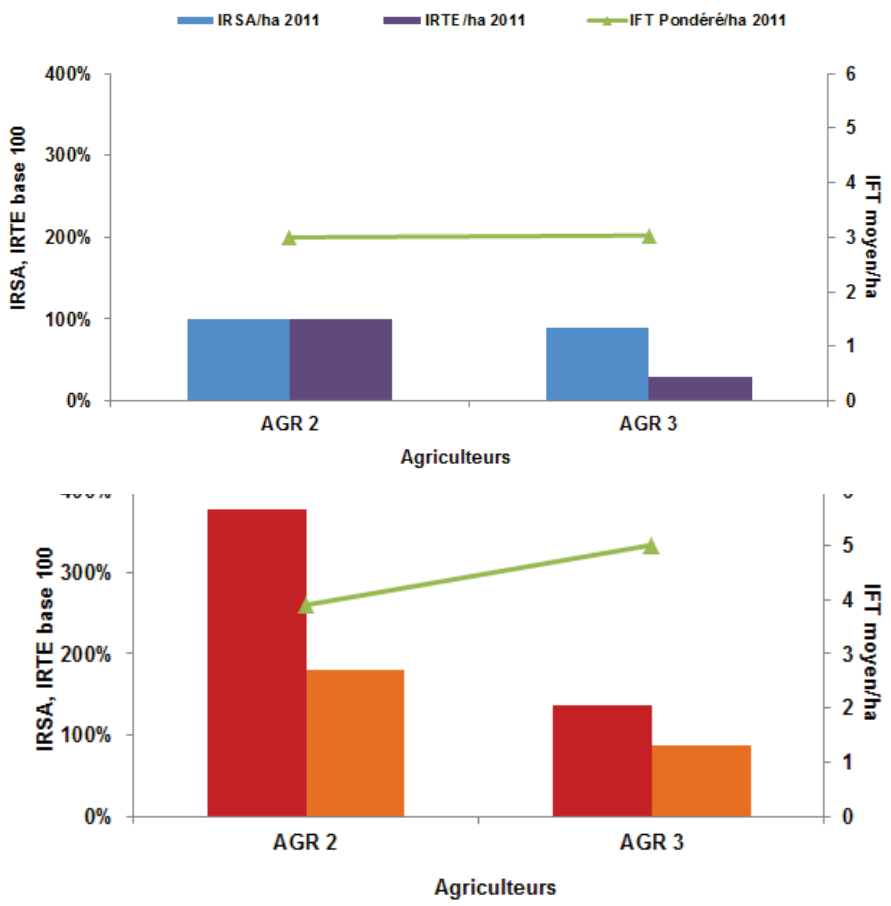


Figure 107. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de maïs semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Ces dernières constatations permettent de déduire que l'indicateur de pression (IFT) et ceux du risque de toxicité (IRSA et IRTE) sont indépendants et complémentaires au niveau de l'analyse des pratiques phytosanitaires. Pour ce qui concerne l'analyse de la variabilité interannuelle des indicateurs, nous notons une augmentation de l'IFT, de l'IRSA et de l'IRTE entre les années 2011 et 2013, l'exemple de l'AGR 2 illustre bien cette hausse remarquable ,en particulier celle du risque de toxicité (sur la santé applicateur et sur l'environnement) et celle de la pression phytosanitaire (Figure 107), suggérant un problème particulier d'attaque de ravageurs et/ou un développement important des adventices en 2013.

❖ Tournesol semences

Nous évaluons aussi, comme dans le cas des cultures précédentes, l'échantillon de 4 parcelles de tournesol semences étudiées majoritairement sur 2 années (2011 et 2013) pour 3 variétés de tournesol. Nous constatons globalement, d'après la figure ci-dessous, qu'il existe une absence de corrélation entre les indicateurs en 2011, alors qu'en 2013 il y a une corrélation entre l'IFT et les indicateurs de risque (IRSA et IRTE). Ceci confirme que la variabilité des indicateurs des pratiques phytosanitaires, quelle que soit la culture, est principalement liée aux stratégies des agriculteurs au niveau du choix de leurs produits phytosanitaires et à celui de leur application (nombre de passages ou de traitements).

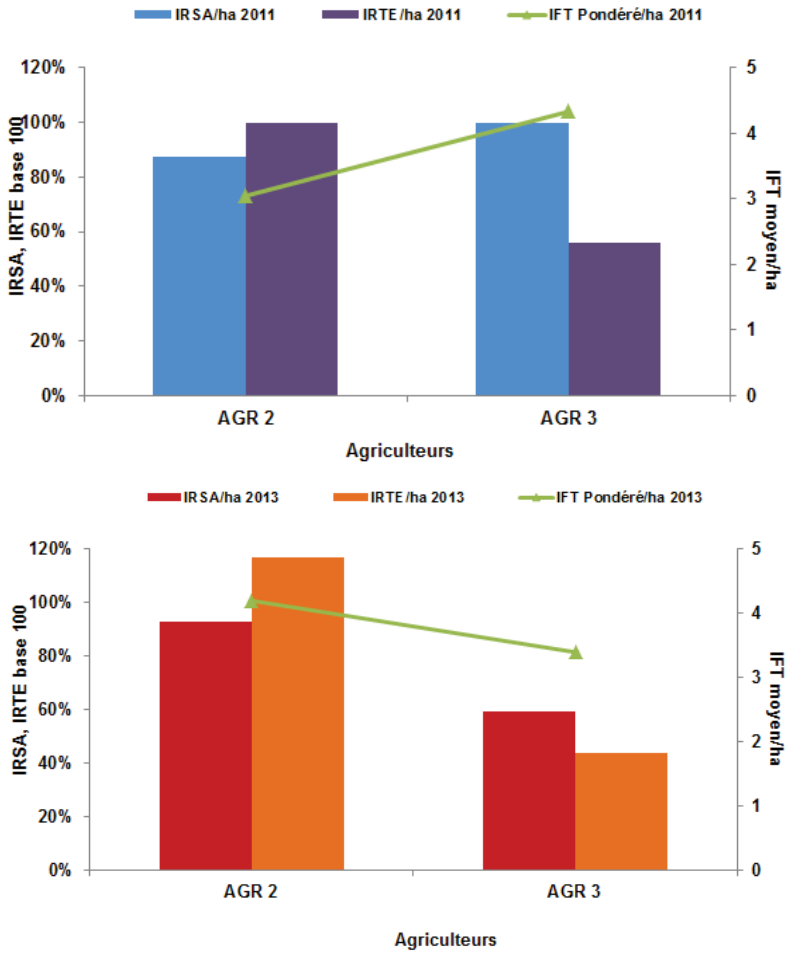


Figure 108. Variabilité des indicateurs IFT, IRSA et IRTE interannuelle et entre les exploitations de tournesol semences (les valeurs maximales de l'IRSA et de l'IRTE ont été ramenées à 100% par rapport à l'année 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

L'analyse de la variabilité interannuelle des indicateurs nous indique qu'il y a une augmentation de l'IFT, l'IRSA et de l'IRTE entre l'année 2011 et 2013, à l'exception de l'IFT de l'agriculteur 3. En effet, l'exemple de l'AGR 2 illustre bien cette hausse de la pression phytosanitaire et celle du risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement (Figure 108), reflétant un problème particulier d'attaque de ravageurs et/ou un développement important des adventices en 2013. Nous constatons aussi que l'AGR 3, entre 2011 et 2013, a réduit son IFT mais, en même temps, il a augmenté le risque de toxicité (Figure 108). Ceci montre l'utilité d'associer l'indicateur de pression (IFT) aux indicateurs de risque de toxicité comme paramètres complémentaires d'analyse et de gestion des pratiques phytosanitaires. En outre, ces paramètres peuvent aussi être considérés comme des outils d'aide à la décision, afin de réduire le risque de pollution diffuse lié à l'utilisation des pesticides.

7.4.2.2. Diagnostic du risque de toxicité sur la santé humaine et l'environnement lié aux pesticides utilisés sur plusieurs itinéraires techniques de traitement de grandes cultures

❖ Blé dur d'hiver

L'analyse détaillée des pratiques phytosanitaires au niveau des parcelles de blé dur d'hiver (semences ou grains) nous permet de dire que la plupart des ITK sont caractérisés par une quasi-parité entre le nombre de passages ou d'interventions fongiques et herbicides (Figure 110). Il est vrai, cependant, que, dans certains cas (Figure 109), nous constatons que l'agriculteur se limite à l'utilisation d'herbicides au niveau de sa parcelle pour lutter contre tous genres d'adventices et de mauvaises herbes. Ce dernier type d'intervention, illustré par la figure 109, nous indique que l'AGR2 n'utilise que 2 herbicides pour traiter sa parcelle. Nous notons aussi que l'herbicide 1 contribue à 80% de l'IRSA et à 53% de l'IRTE total de l'ITK, tandis que l'herbicide 2 contribue uniquement à 20% de l'IRSA et à 47% de l'IRTE total (Figure 109). Par ailleurs, ces deux herbicides partagent, de façon presque égale, leur contribution au niveau de l'IFT global de l'ITK.

Ces deux dernières constatations démontrent donc l'utilité et la complémentarité à la fois des trois indicateurs pour une meilleure analyse et une bonne gestion des pratiques phytosanitaires à l'échelle de la parcelle, voire de l'exploitation. Dans le même sens, la figure 110 illustre le fait que l'AGR3 utilise 2 fongicides qui contribuent à 25% de l'IRSA total de l'ITK ce qui correspond à 38% de l'IFT total. Bien que le fongicide 1 corresponde à 23% de l'IFT total, il ne représente que 4% du risque de toxicité sur la santé applicateur (Figure 110). Les trois herbicides constituent 75% de l'IRSA total de l'ITK et presque 60% de l'IFT total. Cette dominance des traitements herbicides s'associe au cahier des charges déterminé par les coopératives agricoles de céréales qui exigent la propreté irréprochable des parcelles afin que la récolte des semences et des grains de blé dur soit de bonne qualité. Par ailleurs, en comparant les agriculteurs 2 et 3 (Figures 109 et 110), nous remarquons que l'ITK de l'AGR 3 représente une pression phytosanitaire et un risque de toxicité élevé par rapport à l'ITK de l'AGR 2, sachant que l'année agricole est la même pour les 2 ITK (2011). Les valeurs élevées des indicateurs (IFT, IRSA, IRTE) pour l'AGR 3 peuvent s'expliquer par un problème d'oïdium et un développement remarquable des adventices et des mauvaises herbes au niveau de sa parcelle. Il est vrai aussi que le choix des produits phytosanitaires utilisés par l'AGR 3 et son usage des pesticides (l'agriculteur applique un traitement systématique pour ne pas prendre de risque en terme de production) sont aussi d'autres facteurs qui expliquent l'augmentation des risques de toxicité et de pression phytosanitaire.

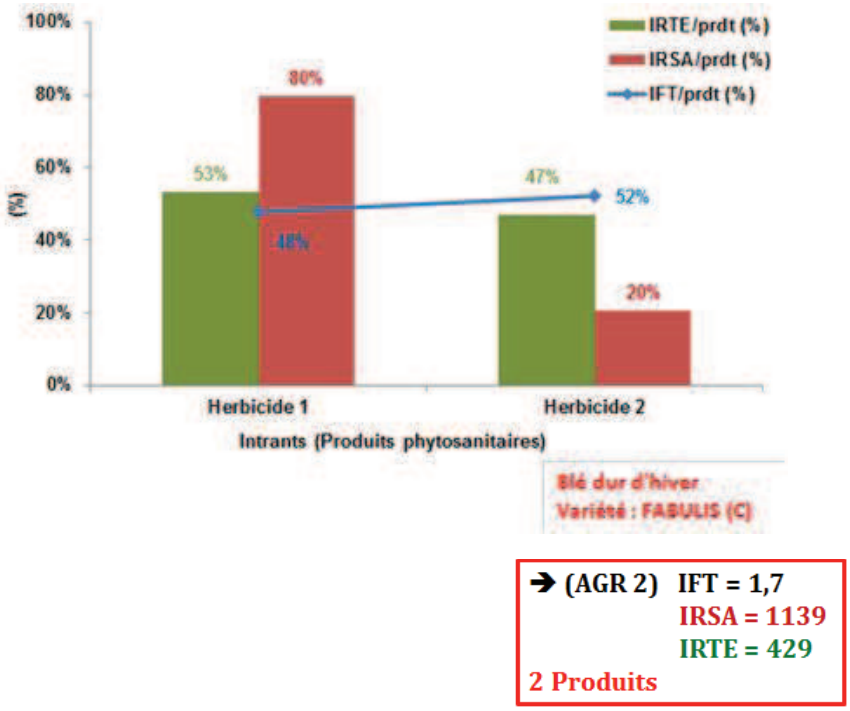


Figure 109. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de blé dur d'hiver (AGR 2, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

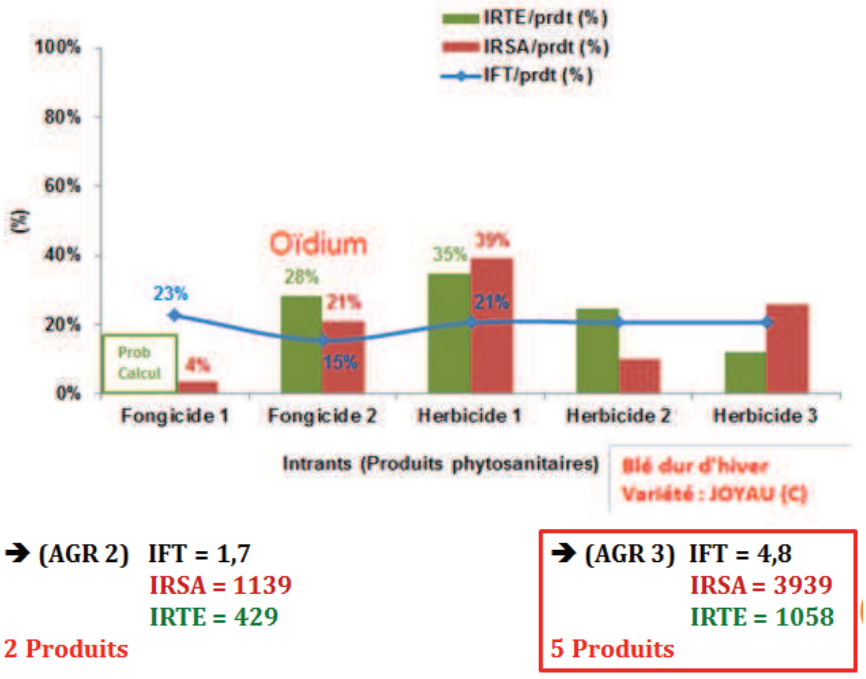


Figure 110. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de blé dur d'hiver (AGR 3, année agricole 2011) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

❖ Maïs semences

L'analyse détaillée des pratiques phytosanitaires des deux agriculteurs, illustrées par les figures 111 et 112, permet de déduire que la culture de maïs semences, comme dans le cas de la culture de blé dur d'hiver, est caractérisée par une consommation remarquable en herbicides. Cette déduction permet de mettre en évidence le fait que le désherbage est une intervention indispensable pour les cultures céréalières. En effet, il assure la propreté de la parcelle et l'amélioration de la production en termes quantitatif et qualitatif. Par conséquent, l'utilisation excessive des herbicides (cinq au total appliqués par les deux agriculteurs) augmente la part de risque de toxicité de cette catégorie de pesticides. En effet, les herbicides utilisés par l'AGR 2 ne contribuent seulement qu'à 34% de l'IRSA global, à 24% de l'IRTE global et à 52% de l'IFT (Figure 111), alors que les cinq herbicides utilisés par l'AGR 3 correspondent à environ 90% de l'IRSA global et à presque 80% de l'IRTE global et de l'IFT global de la parcelle (Figure 112).

Nous notons aussi que les insecticides utilisés sur la parcelle de l'AGR2 possèdent une part de risque de toxicité sur la santé humaine de 66% et de 76% sur l'environnement par rapport à l'IRSA et à l'IRTE global (Figure 111). Bien que l'AGR 2 possède un IFT inférieur à celui de l'AGR 3 (IFT = 5), le risque de toxicité sur la santé applicateur de l'AGR 2 (IRSA = 9 996) est supérieur à celui de l'AGR 3, d'environ 175%, de même l'IRTE de l'AGR 2 représente une valeur supérieure à celle de l'AGR 3, à savoir 106% (Figure 112). D'après ces deux dernières constatations, nous pouvons en déduire que les valeurs élevées de l'IRSA et de l'IRTE de la parcelle de l'AGR 2 sont liées à l'usage des insecticides, probablement toxiques bien que la valeur de leur IFT ne dépasse pas 1 (l'agriculteur respecte les doses homologuées). De ce fait, il existe une absence de corrélation entre risque de toxicité et pression phytosanitaire, ce qui est illustrée par la figure 111, par exemple, dans le cas des herbicides 1 et 3, ainsi que les insecticides 1 et 2 appliqués sur les cibles, respectivement les taupins et la pyrale. En effet, l'insecticide 1 contribue à 35% de l'IRSA et à 20% de l'IRTE global, tandis que l'IFT de ce produit représente 13% par rapport à l'IFT global de la parcelle (Figure 111). De même pour l'AGR 3, il existe une opposition significative entre pression et risque comme dans le cas des herbicides 1, 2 et 3 (Figure 112).

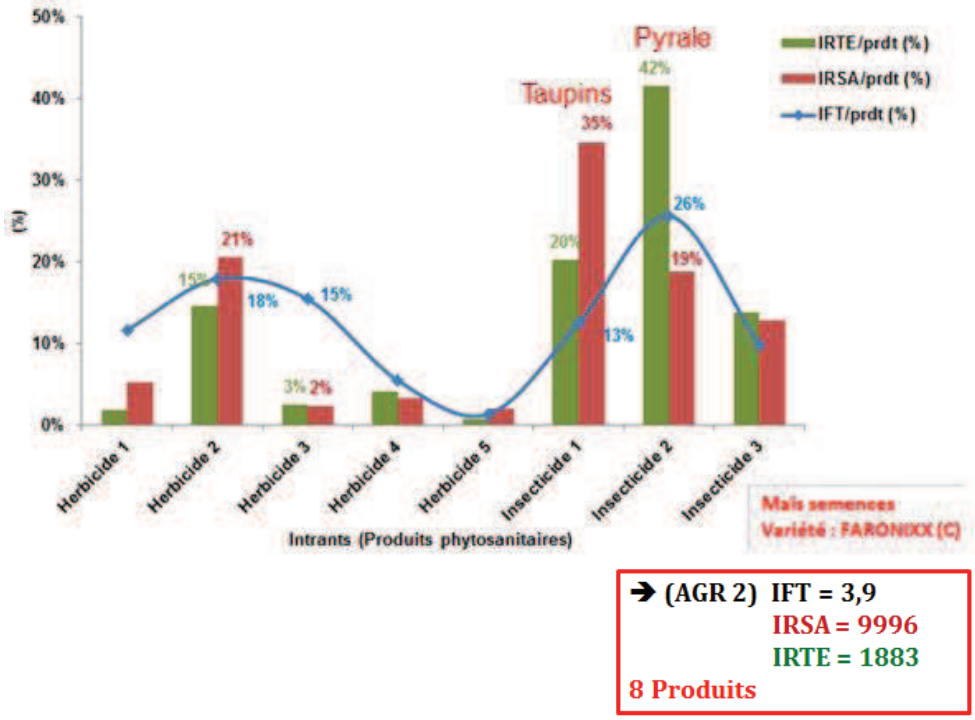


Figure 111. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de maïs semences (AGR 2, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

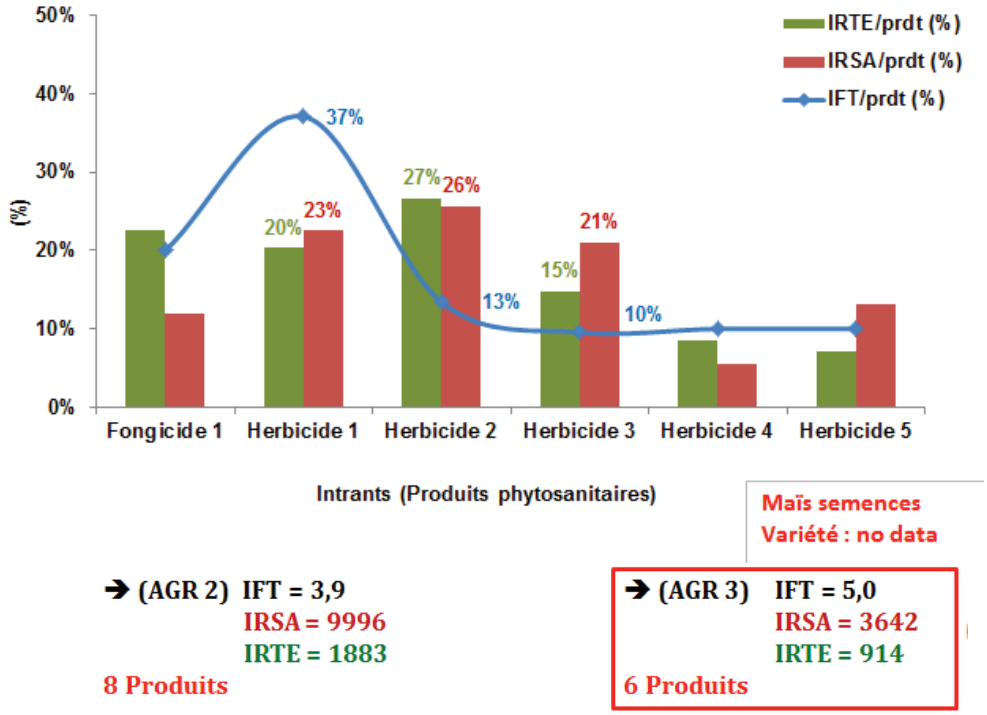


Figure 112. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de maïs semences (AGR 3, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

❖ Tournesol semences

Au vu des pratiques phytosanitaires des deux agriculteurs, illustrées par les figures 113 et 114, nous pouvons affirmer que les herbicides dominent au niveau de la fréquence de traitement et représentent plus de 60% de l'IFT global pour la parcelle de l'AGR 2 (Figure 113) et 92% de l'IFT global de l'AGR 3 (Figure 114). Au niveau du risque de toxicité, les herbicides contribuent à 60% de l'IRSA global et seulement à 27% de l'IRTE global de la parcelle de l'AGR 2 (Figure 113), alors que, pour l'AGR 3, les herbicides contribuent à 38% de l'IRSA global et à environ 55% de l'IRTE global de la parcelle (Figure 114). Cela signifie bien qu'il y a une opposition entre fréquence de traitement et risque de toxicité pour la catégorie des herbicides. Dans le même sens, nous constatons que l'absence de corrélation entre pression et risque de toxicité des produits phytosanitaires se manifeste aussi pour les deux insecticides utilisés par l'AGR 2 et l'AGR 3. En effet, l'exemple de l'insecticide appliqué par l'AGR 2 sur les taupins illustre bien l'opposition entre pression phytosanitaire et risque de toxicité du produit, cet insecticide contribue à 73% de l'IRTE global et uniquement à 33% de l'IFT de la parcelle (Figure 113). De même, l'insecticide utilisé par l'AGR 3 correspond seulement à 8% de l'IFT global, alors qu'il présente une part de risque de toxicité sur la santé applicateur de 62% et une part de 44% de l'IRTE global de la parcelle (Figure 114). Tous ces constats soulignent bien le fait que la pression est indépendante du risque de toxicité du produit aussi bien que l'opposition entre le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement. Cette analyse affinée, au niveau des pratiques phytosanitaires des agriculteurs, permet de montrer la complémentarité entre les indicateurs de risque et ceux de pression pour évaluer les stratégies de traitement appliquées au niveau des parcelles afin de mettre à la disposition des agriculteurs et des techniciens agricoles des outils d'aide à la décision pour une meilleure gestion de leurs pratiques phytosanitaires et de leurs choix de pesticides.

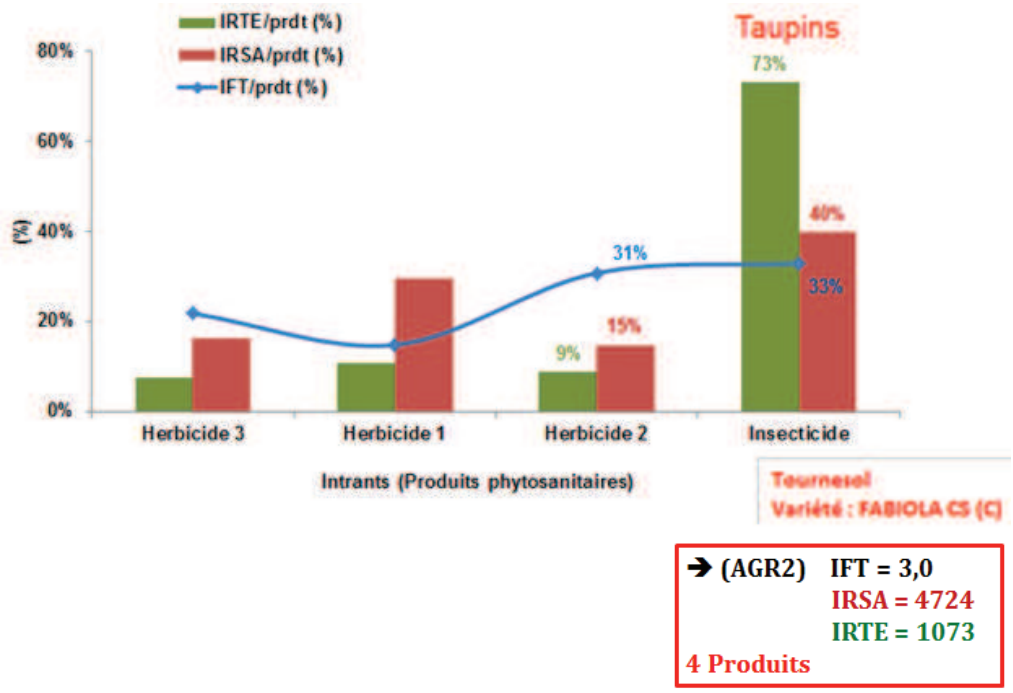


Figure 113. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de tournesol (AGR 2, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

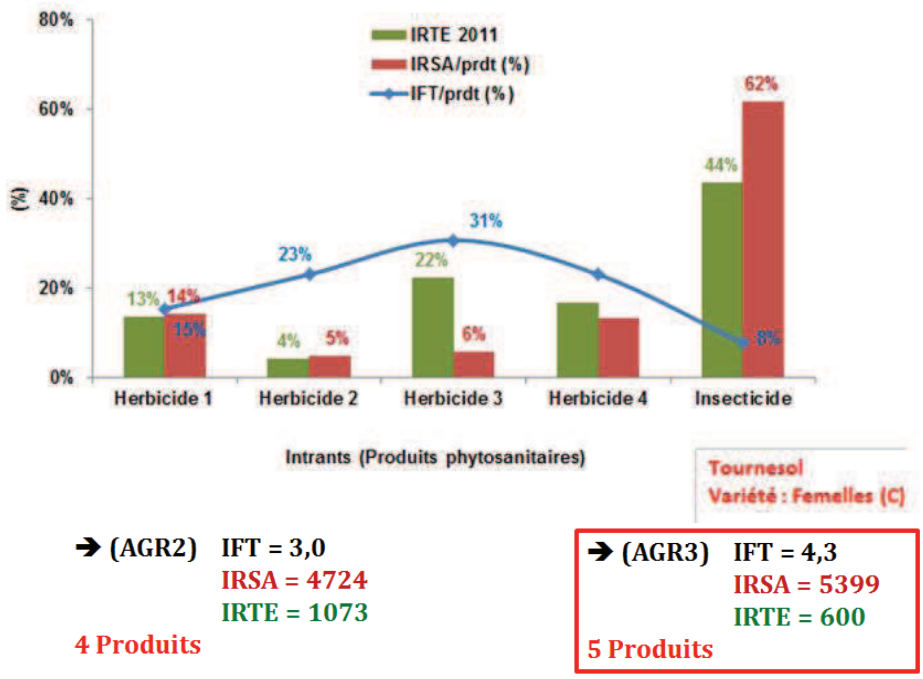


Figure 114. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de tournesol (AGR 3, année agricole 2011)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

❖ Colza

L'analyse de cet exemple de pratique phytosanitaire appliquée sur la culture de colza est illustrée par la figure 115. Cet ITK nous montre que la grosse altise et l'oïdium sont les cibles ennemies de la culture de colza. Il révèle le poids dominant du fongicide et de l'insecticide appliqués sur la parcelle au niveau de la pression phytosanitaire et du risque de toxicité. En effet, les deux produits utilisés pour lutter contre la grosse altise et l'oïdium contribuent à 70% de l'IRSA global (840) et à presque 90% de l'IRTE (490) de la parcelle (Figure 115). La fréquence de traitement du fongicide et de l'insecticide appliqués représente 60% de l'IFT global (3,3), ce qui montre une absence de corrélation entre la pression et le risque de toxicité, en particulier entre l'IFT et l'IRTE de ces deux produits (Figure 115). Dans cet ITK, les deux herbicides utilisés représentent une part de pression phytosanitaire d'environ 40% de la valeur de l'IFT global (Figure 115). Ceci nous permet de dire que l'agriculteur a recours au désherbage mécanique pour réduire l'utilisation des pesticides et l'intervention chimique au niveau de son exploitation. Par conséquent, l'intervention mécanique pour lutter contre les adventices et les mauvaises herbes peut être considérée comme une alternative efficace visant à réduire l'usage des pesticides et à diminuer le risque de toxicité sur la santé applicateur et l'environnement.

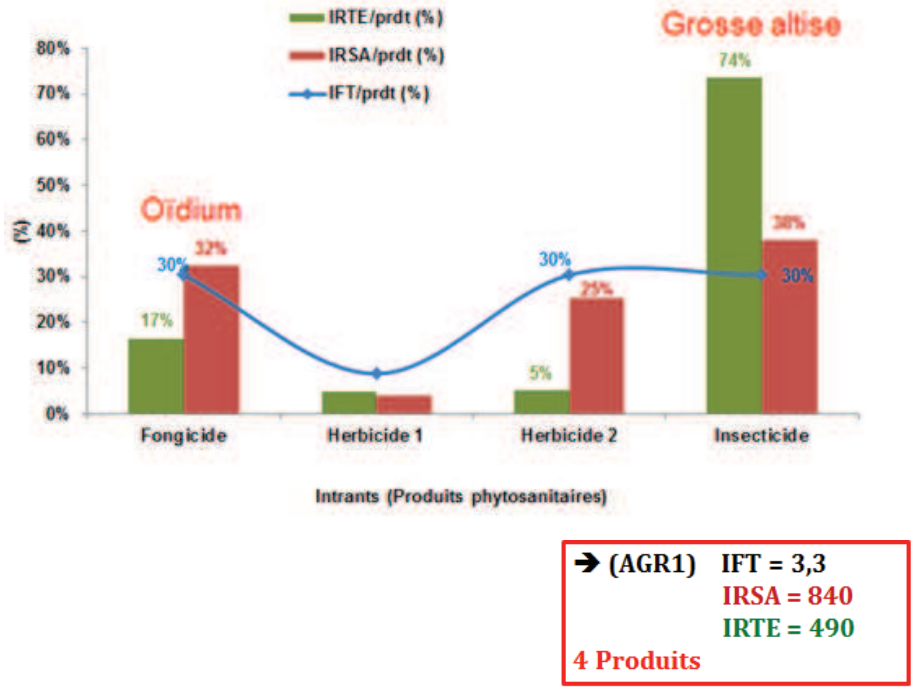


Figure 115. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de colza (AGR 1, année agricole 2013)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

7.5. Analyse des pratiques phytosanitaires en maraîchages : diagnostic de quelques ITK

❖ Melon

Le diagnostic de cet exemple d'itinéraire technique de traitement de melon est illustré par la figure 116 ; on peut constater que le mildiou et l'oïdium sont les cibles ennemies de cette culture. La figure 116 souligne aussi le poids dominant des fongicides appliqués sur la parcelle au niveau de la pression phytosanitaire et du risque de toxicité. En effet, les huit fongicides utilisés pour lutter contre le mildiou et l'oïdium contribuent à presque 90% de l'IRSA global (9 298) et à environ 80% de l'IRTE (2 007)

de la parcelle (Figure 116). La fréquence de traitement des fongicides appliqués représente 75% de l'IFT global (12,2). Nous notons ,au regard de la figure 116, l'absence de corrélation entre la pression et le risque de toxicité pour la majorité des produits, ainsi que l'opposition entre le risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) et le risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) illustrées par les fongicides 2, 5 et 7 (Figure 116). Ces deux constatations permettent de souligner l'utilité des indicateurs environnementaux (IFT, IRSA et IRTE) pour aboutir à une analyse multicritère des pratiques phytosanitaires pour l'aide à la décision.

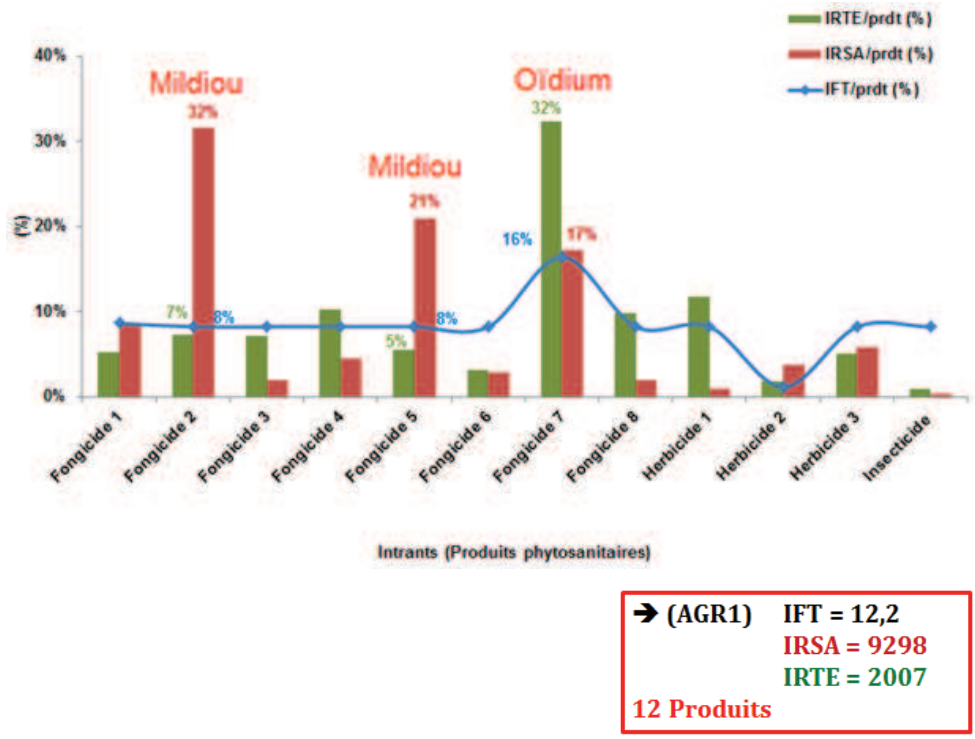


Figure 116. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de melon (AGR 1, année agricole 2013)
(Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

❖ Pomme de terre

L'analyse de l'itinéraire technique du traitement des pommes de terre nous permet d'affirmer que le mildiou, les mauvaises herbes et les taupins sont les cibles ennemies de cette culture, parmi les plus consommatrices en produits phytosanitaires toxiques (Figure 117). La figure 117 met aussi en évidence le poids dominant des fongicides appliqués sur la parcelle au niveau de la pression phytosanitaire, ainsi que la contribution remarquable de l'unique insecticide appliqué sur la parcelle au risque de toxicité, en particulier sur l'environnement. En effet, la part de risque de toxicité de l'insecticide appliqué pour lutter contre les taupins représente 60% de l'IRTE global (2 735) et 28% de l'IRSA (9 027) de la parcelle (Figure 117). Les trois fongicides utilisés contribuent à presque 65% de l'IFT global (8,6), alors qu'ils contribuent à 27% de l'IRSA global (9 027) et seulement à 23% de l'IRTE (2 735) de la parcelle (Figure 117). Nous constatons, d'après l'analyse précédente et d'après la figure 117, qu'il existe une absence de corrélation entre la pression et le pour la majorité des produits, ainsi qu'une opposition entre le risque de toxicité sur la santé applicateur et sur l'environnement, illustrée par le seul insecticide utilisé ainsi que les herbicides 1 et 2 (Figure 117). Cette analyse confirme bien l'utilité des indicateurs environnementaux (IFT, IRSA et IRTE) pour aboutir à une

analyse multicritère des pratiques phytosanitaires pour l'aide à la décision en terme de stratégies de traitement et d'usage des pesticides en tenant compte des cibles ennemies de la culture et des catégories de produits phytosanitaires (fongicides, herbicides, insecticides).

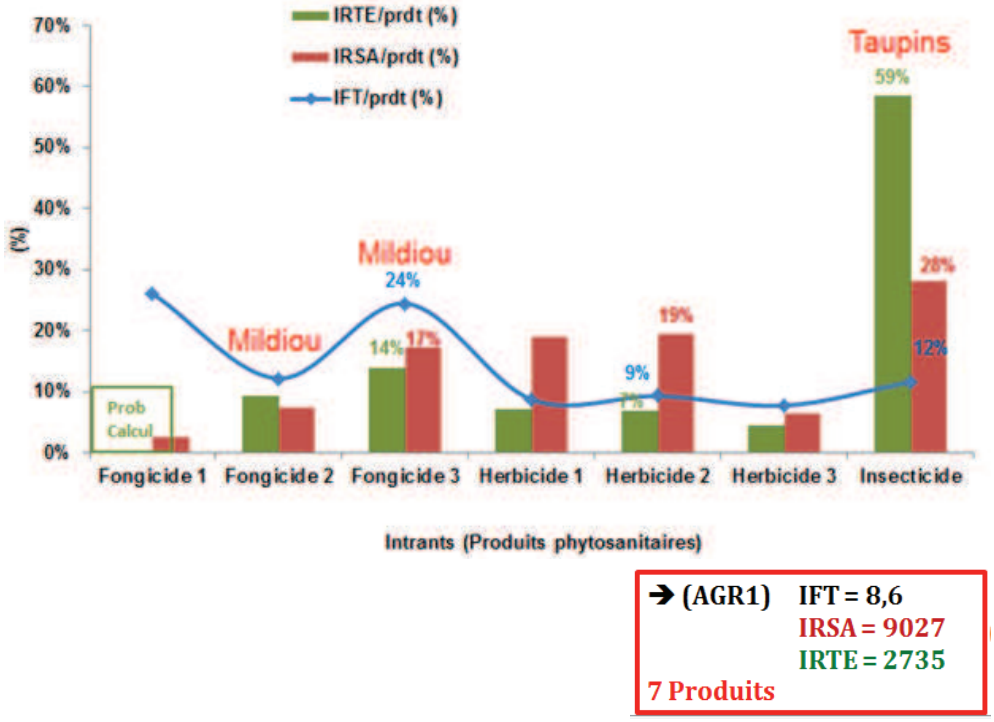


Figure 117. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de pomme de terre (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

❖ Salades sous serre

La salade est la seule culture sous serre étudiée parmi notre échantillon d'itinéraires techniques. . Dans cet exemple, (illustré par la figure 118), nous constatons que le mildiou des composés, la pourriture du collet et les noctuelles (défoliatrices et terricoles) sont les cibles ennemies de la culture des salades, en particulier celle des laitues. La figure 118 souligne donc le poids dominant des fongicides appliqués (6 produits) sur la parcelle au niveau de la pression phytosanitaire et du risque de toxicité. En effet, les quatre fongicides utilisés pour lutter contre le mildiou des composés et la pourriture du collet contribuent à presque 65% de l'IRSA global (7 940) et à 45% de l'IRTE (2 225) de la parcelle (Figure 118). La fréquence des traitements par fongicide représente 65% de l'IFT global (10,7). Nous constatons, d'après cette figure, l'absence de corrélation entre la pression et le risque de toxicité pour la majorité des produits, ainsi que l'opposition entre l'IRSA et l'IRTE illustrée par les fongicides 3, 5, 6 et les insecticides 1 et 3 (Figure 118). Prenons l'exemple du fongicide 3, utilisé contre le mildiou des composés, qui contribue à 40% de l'IRSA global, mais seulement à 10% de l'IRTE et à 19% de l'IFT de la parcelle (Figure 118). Ces constatations permettent de déterminer les produits les plus toxiques, notamment sur la santé applicateur vu les conditions de traitement particulières (sous serre) qui favorisent l'augmentation du risque de toxicité sur la santé de l'applicateur, d'où, l'utilité des indicateurs de risque (IRSA et IRTE), afin de fournir à l'agriculteur l'outil d'identification des pesticides le plus pertinent en terme de risque de toxicité.

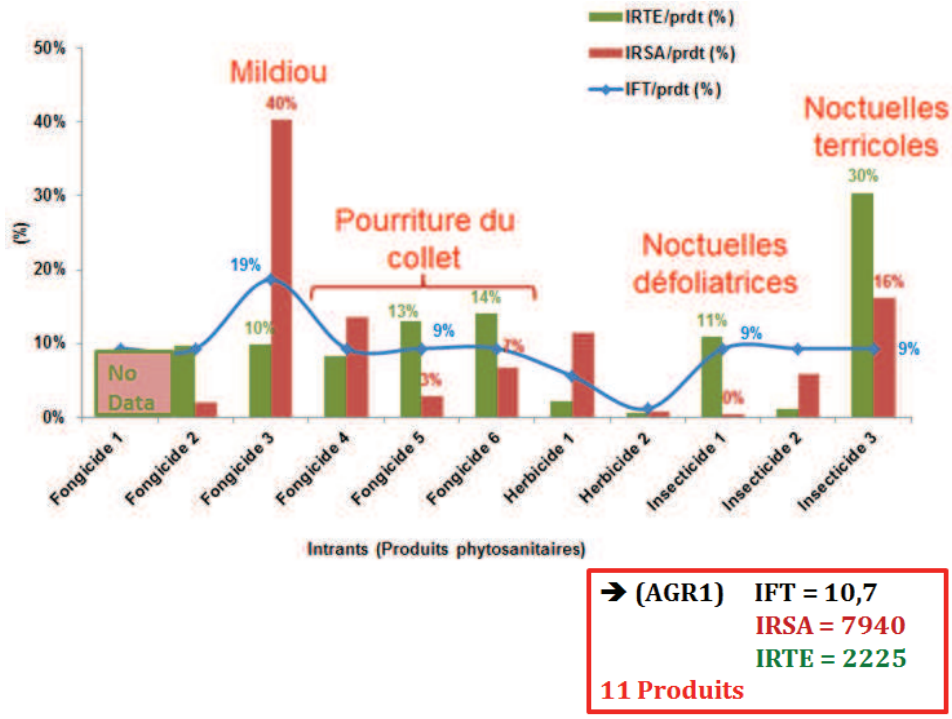


Figure 118. Contribution des produits à la valeur globale de l'IRSA, de l'IRTE et de l'IFT des pratiques phytosanitaires sur une parcelle de salade sous serre (AGR 1, année agricole 2013) (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

Annexe 17. Analyse des résultats du modèle technico-économique OptiPhy : application aux grandes cultures et au maraîchage (suite chapitre 8, paragraphe 8.1)

8.1.3. Cas du système de production des grandes cultures

Les pratiques phytosanitaires au niveau des exploitations de grandes cultures sont caractérisées par un recours modéré aux traitements phytosanitaires et une faible utilisation des pesticides en comparaison avec l'arboriculture et à la culture maraîchère. En effet, cette différence entre les cultures, au niveau des pratiques phytosanitaires et de l'utilisation des pesticides, est non significative si l'on tient compte de l'écart entre les superficies des grandes cultures et celles d'autres cultures (arboriculture ou maraîchage) à l'échelle d'un bassin versant ou à l'échelle nationale. Dans la partie suivante, nous analysons les résultats du modèle pour l'optimisation de l'usage des pesticides et la minimisation du coût des produits phytosanitaires appliqués aux grandes cultures : blé dur d'hiver, maïs semences, tournesol et colza. Pour la plupart des ITK types des grandes cultures introduits dans le modèle, nous avons pu substituer la totalité des produits utilisés par les agriculteurs.

❖ Blé dur d'hiver

Nous avons identifié les cibles traitées par l'agriculteur pour l'ITK type de blé dur d'hiver à forte pression, à savoir (Tableau 38) : rouille brune, oïdium, désherbage et désherbage en zone cultivée. Pour cet ITK type, le modèle nous propose 20 scénarios de minimisation du coût des pesticides qui permettent la substitution de tous les produits utilisés par l'agriculteur. D'après le tableau 39, nous constatons qu'il existe 7 scénarios optimaux (scénario 13 jusqu'au 19) où tous les paramètres environnementaux et économiques restent constants. Ils assurent à l'agriculteur une réduction de l'IRSA/ha de 39% et pour l'IRTE/ha une diminution de 62% par rapport à la situation initiale (IRSA/ha = 4 695, IRTE/ha = 1 039). Cette réduction est accompagnée d'une baisse de la fréquence de traitement de 12%, équivalant à 0,5 IFT/ha (Tableau 39). Au niveau du risque sur la santé applicateur lié aux pesticides, ces scénarios optimaux permettent de réduire, au niveau de la parcelle, la toxicité chronique et aiguë respectivement jusqu'à 51% et 34% (Tableau 39).

En ce qui concerne le risque de toxicité sur l'environnement, à partir des scénarios du modèle, l'agriculteur peut réduire la toxicité sur les milieux aquatiques jusqu'à 62%, tout en gardant un risque de toxicité nul sur le milieu terrestre et sur les oiseaux (Tableau 39). Au niveau économique, le modèle assure la minimisation du coût des pesticides proposés à l'agriculteur jusqu'à 38% par rapport à la situation initiale (coût initial = 347 €/ha), avec une légère diminution de l'efficacité totale des produits de 9% par rapport à l'efficacité initiale (Tableau 39). Bien que, pour le scénario 0, nous n'ayons pas tenu compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE, le modèle permet d'obtenir des résultats pertinents. En effet, les résultats du scénario 0 montrent que les produits proposés peuvent réduire le risque de toxicité sur l'environnement de 27% et diminuer légèrement le risque sur la santé applicateur de 6% avec une baisse remarquable du coût total des pesticides d'environ 75% par rapport à la situation initiale (coût initial = 347 €/ha). Cette diversité de combinaisons de produits phytosanitaires permet de mettre à la disposition de l'agriculteur plusieurs propositions de nouveaux ITK de traitement pour une meilleure gestion des risques inhérents aux pratiques phytosanitaires.

Tableau 38. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de blé dur d'hiver à forte pression (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	4,08	4 695	1 428	3 267	1 039	0	0	1 039	6	194
	Part en (%)			30%	70%		0%	0%	100%		
Rouille brune	Total produits Rouille brune	0,25	1 817	504	1 312	82	0	0	82	1	26
	Part en (%)	6%	39%	35%	40%	8%	0%	0%	8%	17%	13%
Oïdium	Total produits Oïdium	1,63	2 078	881	1 198	693	0	0	693	2	49
	Part en (%)	40%	44%	62%	37%	67%	0%	0%	67%	33%	25%
Désherbage	Total produits Désherbage	0,95	178	27	152	139	0	0	139	2	79
	Part en (%)	23%	4%	2%	5%	13%	0%	0%	13%	33%	41%
Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	Total produits Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	1,25	622	17	605	125	0	0	125	1	40
	Part en (%)	31%	13%	1%	19%	12%	0%	0%	12%	17%	21%
Total 4 cibles	**Total produits des 4 cibles en valeur**	**4,08**	**4 695**	**1 428**	**3 267**	**1 039**	**0**	**0**	**1 039**	**6**	**194**
	Part en (%)	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**0%**	**0%**	**100%**	**100%**	**100%**

Tableau 39. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (rouille brune, oïdium, désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de blé dur d'hiver à forte pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**4,08**	**4 695**	**1 428**	**3 267**	**1 039**	**0**	**0**	**1 039**	**6**	**194**	**347**
	Scénario 0	3,66	4 401	1 508	2 893	758	110	137	511	7	55	312
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 4 cibles	**Scénario 1**	3,85	4 407	1 123	3 284	943	42	43	858	10	108	322
	Scénario 2	3,85	4 181	940	3 242	860	80	82	698	11	102	326
	Scénario 3	3,71	3 956	895	3 061	777	86	89	602	10	97	320
	Scénario 4	3,50	3 730	741	2 989	694	85	85	524	10	95	314
	Scénario 5	3,58	3 504	732	2 773	611	64	64	482	10	99	314
	Scénario 6	3,70	3279	790	2 489	540	37	37	466	10	100	314
	Scénario 7	3,83	3 071	868	2 203	469	8	8	454	11	101	314
	Scénario 8	3,68	2 863	706	2 157	399	0	0	399	10	112	314
	Scénario 9	3,67	2 863	706	2 157	397	0	0	397	10	113	314
	Scénario 10	3,65	2 863	706	2 157	396	0	0	396	10	114	314
	Scénario 11	3,64	2 863	706	2157	394	0	0	394	10	115	314
	Scénario 12	3,62	2 863	706	2 157	393	0	0	393	10	117	314
	Scénario 13	3,60	2 863	706	2 157	392	0	0	392	10	118	314
	Scénario 14	3,60	2 861	705	2 156	392	0	0	392	10	118	314
	Scénario 15	3,60	2 859	705	2 154	392	0	0	392	10	119	314
	Scénario 16	3,59	2 858	705	2 152	392	0	0	392	10	119	314
	Scénario 17	3,59	2 856	705	2 151	392	0	0	392	10	119	314
	Scénario 18	3,59	2 854	705	2 149	392	0	0	392	10	119	314
	Scénario 19	3,59	2 852	705	2 147	392	0	0	392	10	119	314

B

Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 4 cibles

Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
Situation Initiale	**4,08**	**4 695**	**1 428**	**3 267**	**1 039**	**0**	**0**	**1 039**	**6**	**194**	**347**
Scénario 0	-10%	-6%	6%	-11%	-27%	-	-	-51%	17%	-72%	-10%
Scénario 1	-6%	-6%	-21%	1%	-9%	-	-	-17%	67%	-44%	-7%
Scénario 2	-6%	-11%	-34%	-1%	-17%	-	-	-33%	83%	-47%	-6%
Scénario 3	-9%	-16%	-37%	-6%	-25%	-	-	-42%	67%	-50%	-8%
Scénario 4	-14%	-21%	-48%	-8%	-33%	-	-	-50%	67%	-51%	-9%
Scénario 5	-12%	-25%	-49%	-15%	-41%	-	-	-54%	67%	-49%	-9%
Scénario 6	-9%	-30%	-45%	-24%	-48%	-	-	-55%	67%	-48%	-9%
Scénario 7	-6%	-35%	-39%	-33%	-55%	-	-	-56%	83%	-48%	-9%
Scénario 8	-10%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-42%	-9%
Scénario 9	-10%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-42%	-9%
Scénario 10	-10%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-41%	-9%
Scénario 11	-11%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-40%	-9%
Scénario 12	-11%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-40%	-9%
Scénario 13	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-39%	-9%
Scénario 14	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-39%	-9%
Scénario 15	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-39%	-9%
Scénario 16	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-39%	-9%
Scénario 17	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-39%	-9%
Scénario 18	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-38%	-9%
Scénario 19	-12%	-39%	-51%	-34%	-62%	0%	0%	-62%	67%	-38%	-9%

Au niveau global de l'ITK type de traitement phytosanitaire, la figure 119 présente les résultats d'optimisation du système de production obtenus à partir des différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles identifiées pour la culture de blé dur d'hiver (rouille brune, oïdium, désherbage, désherbage en zone cultivée). Le modèle propose sept scénarios optimaux (Figure 119). En conséquence, le modèle assure une optimisation du système de production. Grâce à ces scénarios optimaux, l'agriculteur augmente sa marge directe par ha de 48%, environ 75 €/ha, pour un rendement moyen de blé dur d'hiver de 4,2 T/ha, par rapport à la situation économique initiale (MD = 157 €/ha) (Figure 119).

De plus, à l'aide des nouveaux ITK proposés par le modèle, l'agriculteur peut réduire le risque de toxicité sur la santé (IRSA) jusqu'à 39%, avec une diminution du risque de toxicité chronique de 51% et de la toxicité aiguë d'environ 35%, ainsi que sur l'environnement (IRTE) jusqu'à 62% par rapport à la situation initiale (IRSA global/ha = 4 695, IRTE global/ha = 1 039). La réduction de l'IRTE est accompagnée d'une baisse de 62% du risque de toxicité sur le milieu aquatique, tandis que le risque de toxicité sur le milieu terrestre et sur les oiseaux est devenu nul (Figure 119). Nous constatons aussi que les scénarios optimaux présentés par le modèle répondent aux objectifs du plan « Ecophyto 2018 » en diminuant la pression phytosanitaire au niveau de la parcelle de 12% (0,5 IFT/ha) par rapport à la situation initiale (IFT/ha = 4,1). En effet, à l'aide des scénarios optimaux proposés par le modèle, l'agriculteur peut ajuster la valeur de l'IFT/ha à celle de l'IFT régional du Languedoc Roussillon qui est de 2,1 ±0,45 (Agreste[62], 2013). De ce fait, nous pouvons affirmer que le modèle propose aux agriculteurs des scénarios qui respectent globalement :

- la fréquence de traitement du blé dur d'hiver déterminée pour leur région ;
- la santé de l'applicateur et les différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol).

Par ailleurs, si l'agriculteur décide d'appliquer le scénario 0, il augmente sa marge directe par ha de 88% ce qui équivaut à 140 €/ha par rapport à la marge directe initiale (Figure 119). De plus, ce gain économique est accompagné d'une légère diminution de l'IRSA global/ha de 6% et de l'IRTE global/ha de 27%. Par rapport aux scénarios optimaux, l'agriculteur augmente sa marge directe d'environ 28%, ce qui représente 65 €/ha, dans la situation où il applique le scénario 0 (Figure 119). Ceci indique que, bien que le scénario 0 ne tienne pas compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE, le modèle propose des produits de substitution non seulement économiques mais aussi moins toxiques pour la santé et l'environnement.

[62] Agreste : la statistique agricole au Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt Secrétariat Général. Service de la statistique et de la prospective. Site Internet : www.agreste.agriculture.gouv.fr
Enquête Pratiques culturales 2011 - Agreste les Dossiers n° 18 - novembre 2013
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier18_integral.pdf

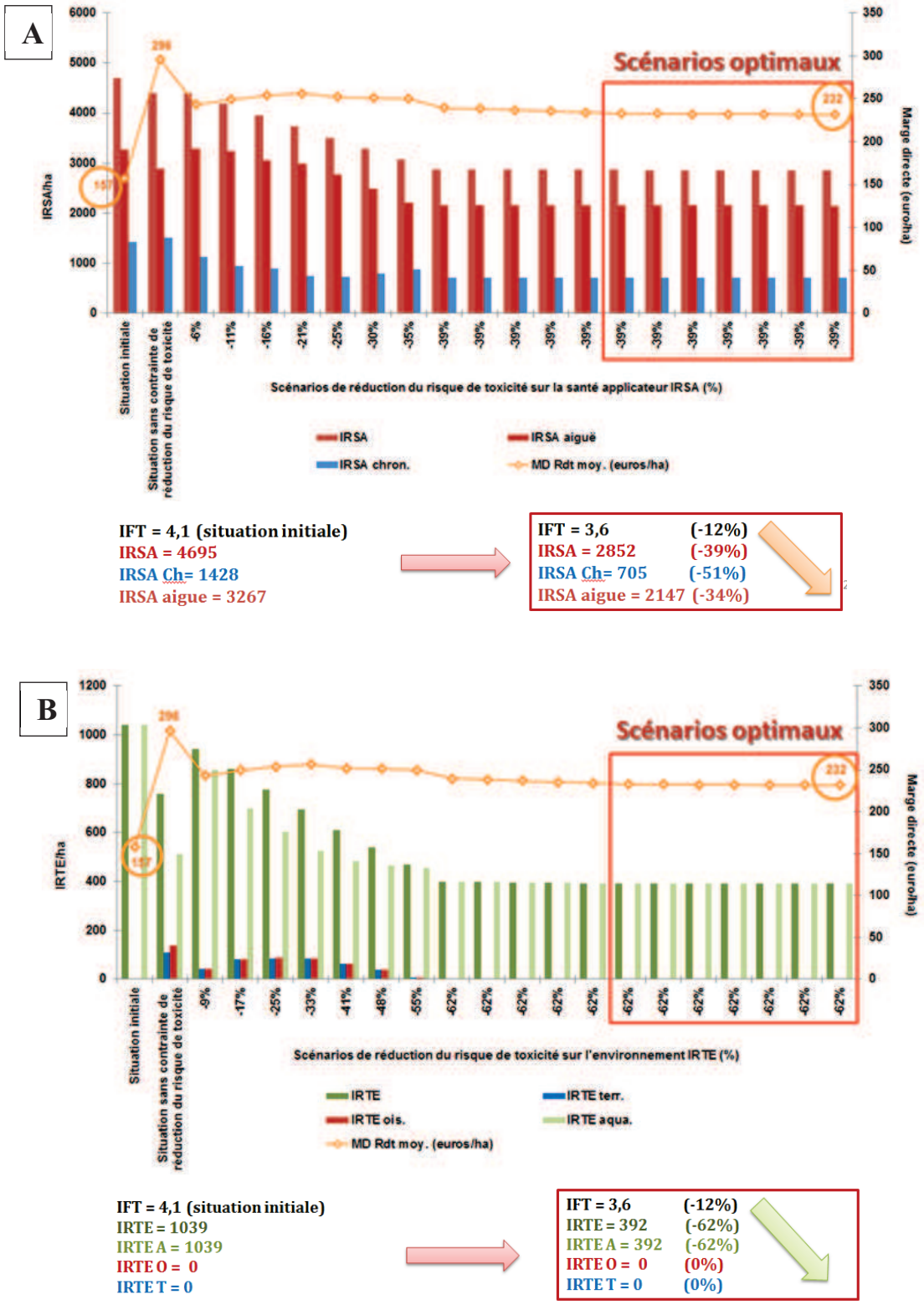


Figure 119. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de blé dur d'hiver (rendement moyen = 4,2 T/ha) à forte pression phytosanitaire (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

❖ Maïs semences

Les cibles identifiées au niveau des ITK types de maïs semences sont les suivantes (Tableau 40) : taupins, désherbage et désherbage en zone cultivée. Nous remarquons que le désherbage est la cible dominante en terme de consommation de pesticides pour la culture de maïs semences. En revanche, d'après le tableau 40, nous constatons que, dans le cas de l'ITK type de maïs semences à faible pression, il n'existe qu'une seule cible traitée par l'agriculteur : les mauvaises herbes en utilisant 3 herbicides pour le désherbage au niveau de la parcelle. L'exemple de cet ITK type montre que, malgré la faible pression phytosanitaire (1 IFT/ha), le risque sur la santé applicateur est assez élevé (Tableau 40). Ainsi, 13 scénarios de minimisation du coût des pesticides ont été simulés par le modèle (Tableau 41). Les résultats de ces scénarios permettent à l'agriculteur de réduire le risque sur la santé applicateur par ha jusqu'à 90% et d'environ 75% l'IRTE/ha par rapport à la situation initiale (IRSA/ha = 2 461, IRTE/ha = 247).

Au niveau des risques de pesticides sur la santé, grâce au scénario optimum (scénario 12), l'agriculteur peut réduire jusqu'à 96% le risque chronique et 86% le risque aigu (Tableau 41). Par contre, au niveau environnemental, ce scénario optimum permet de diminuer le risque sur les milieux aquatiques jusqu'à 60% et de proposer à l'agriculteur des produits qui ne présentent pas de risques de toxicité sur le milieu terrestre et sur les oiseaux. Cette réduction au niveau des risques de toxicité sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur s'ajoute au maintien du même IFT initial (1 IFT/ha) et à la minimisation du coût des pesticides. Cette baisse du coût phyto est de 35%, par rapport au coût initial (48 €/ha), dans le cas du scénario optimum. Le scénario 0 représente une simulation pour comparer les résultats en exécutant le modèle sans tenir compte des contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE par rapport aux résultats des scénarios où nous prenons en considération ces contraintes. En effet, les résultats du scénario 0 montrent que nous pouvons obtenir des produits plus économiques par rapport aux autres scénarios avec une diminution du coût phyto de 71% (Tableau 41).

Cette satisfaction au niveau économique est complétée par une réduction du risque sur la santé applicateur (chronique et aigu) d'environ 60%, tout en appliquant un seul produit de désherbage en un seul passage. L'agriculteur peut cependant appliquer ce produit en deux passages séparés dans le temps de 0,5 IFT/ ha pour chaque passage. Néanmoins, le produit proposé par le modèle pour le désherbage a engendré une augmentation du risque de toxicité sur l'environnement et en particulier sur les milieux aquatiques avec un risque de toxicité nul sur le milieu terrestre et les oiseaux (Tableau 41). L'agriculteur peut aussi renforcer son intervention pour lutter contre les mauvaises herbes en appliquant un désherbage mécanique. Cette intervention est considérée comme une technique alternative pour réduire l'usage des herbicides et peut être complémentaire au désherbage chimique.

A travers cet ITK de traitement du maïs semence, nous montrons que notre modèle permet de proposer des scénarios alternatifs de minimisation du coût sous contrainte de réduction des risques, même si l'agriculteur est dans une conduite raisonnée. De ce fait, notre modèle technico-économique aide l'agriculteur à améliorer son usage des pesticides et permet d'aboutir à une meilleure gestion des pratiques phytosanitaires au niveau économique et environnemental.

Tableau 40. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de maïs semences à faible pression (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	1,0	2 461	996	1 465	274	59	36	178	3	48
	Part en (%)			40%	60%		22%	13%	65%		
Taupins	Total produits Taupins	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Part en (%)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Désherbage	Total produits Désherbage	1,0	2 461	996	1 465	274	59	36	178	3	48
	Part en (%)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	Total produits Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Part en (%)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Total cibles	**Total produits des cibles en valeur**	**1,0**	**2 461**	**996**	**1 465**	**274**	**59**	**36**	**178**	**3**	**48**
	Part en (%)	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**

Tableau 41. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (désherbage) pour un ITK type de maïs semences à faible pression en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**0,99**	**2 461**	**996**	**1 465**	**274**	**59**	**36**	**178**	**3**	**48**	**85**
	Scénario 0	0,94	1 062	390	672	343	0	0	343	1	14	76
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les cibles	**Scénario 1**	0,92	2 215	999	1 217	246	0	13	234	3	15	76
	Scénario 2	0,92	1 969	878	1 091	219	0	11	208	3	16	76
	Scénario 3	0,91	1 723	758	965	192	0	9	183	3	16	76
	Scénario 4	0,91	1 477	637	840	164	0	7	157	3	17	76
	Scénario 5	0,90	1 231	517	714	137	0	5	132	3	17	76
	Scénario 6	0,90	985	396	588	109	0	3	106	3	18	76
	Scénario 7	0,90	738	276	463	82	0	2	81	3	18	76
	Scénario 8	0,91	492	162	330	79	0	0	79	3	19	76
	Scénario 9	0,91	492	163	329	77	0	0	77	3	19	76
	Scénario 10	0,91	492	164	328	74	0	0	74	3	20	76
	Scénario 11	0,95	246	59	187	74	0	0	74	3	28	76
	Scénario 12	0,95	246	44	202	71	0	0	71	3	31	76

B	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**0,99**	**2 461**	**996**	**1 465**	**274**	**59**	**36**	**178**	**3**	**48**	**85**
	Scénario 0	-5%	-57%	-61%	-54%	25%	-100%	-100%	93%	-67%	-71%	-10%
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les cibles	**Scénario 1**	-7%	-10%	0%	-17%	-10%	-100%	-65%	31%	0%	-69%	-10%
	Scénario 2	-7%	-20%	-12%	-26%	-20%	-100%	-70%	17%	0%	-67%	-10%
	Scénario 3	-8%	-30%	-24%	-34%	-30%	-100%	-75%	2%	0%	-66%	-10%
	Scénario 4	-8%	-40%	-36%	-43%	-40%	-100%	-80%	-12%	0%	-65%	-10%
	Scénario 5	-9%	-50%	-48%	-51%	-50%	-100%	-85%	-26%	0%	-64%	-10%
	Scénario 6	-9%	-60%	-60%	-60%	-60%	-100%	-91%	-40%	0%	-63%	-10%
	Scénario 7	-9%	-70%	-72%	-68%	-70%	-100%	-96%	-55%	0%	-62%	-10%
	Scénario 8	-8%	-80%	-84%	-77%	-71%	-100%	-100%	-55%	0%	-61%	-10%
	Scénario 9	-8%	-80%	-84%	-78%	-72%	-100%	-100%	-57%	0%	-60%	-10%
	Scénario 10	-8%	-80%	-84%	-78%	-73%	-100%	-100%	-59%	0%	-59%	-10%
	Scénario 11	-4%	-90%	-94%	-87%	-73%	-100%	-100%	-59%	0%	-41%	-10%
	Scénario 12	-4%	-90%	-96%	-86%	-74%	-100%	-100%	-60%	0%	-35%	-10%

❖ **Colza**

Pour ce qui concerne l'ITK type du colza à pression phytosanitaire moyenne, les cibles les plus consommatrices en pesticides identifiées pour cet ITK sont l'oïdium et la grosse altise. Ces deux cibles contribuent à environ 60% de l'IFT/ha, à 70% de l'IRSA total/ha et à 90% de l'IRTE total/ha. Le modèle n'a pas trouvé assez de possibilités pour proposer des scénarios de minimisation du coût des pesticides en diminuant l'IRSA et l'IRTE des produits : un seul scénario est proposé par le modèle. Ce scénario réduit de 5% l'IRSA, de 8% l'IRTE et de 3% le coût des pesticides pour les cibles identifiées. Ceci montre que l'agriculteur maîtrise bien la gestion des risques liés aux pesticides et raisonne au niveau du choix des produits pour le traitement des maladies sur son exploitation.

❖ **Tournesol semences**

L'analyse de l'ITK type de tournesol à pression phytosanitaire moyenne montre que le désherbage chimique est le traitement dominant en terme de consommation de pesticides (Tableau 42). En effet, l'IFT des produits appliqués pour le désherbage représente environ 75% de l'IFT total/ha de l'ITK (4,20). Ceci indique que la plupart des agriculteurs ont recours au désherbage chimique pour lutter contre les mauvaises herbes et nettoyer leurs parcelles. D'après le tableau 42, nous remarquons que les produits appliqués pour le désherbage et le désherbage en zone cultivée contribuent à plus de 60% de l'IRSA total/ha de l'ITK et à 37% de l'IRTE total/ha (IRSA/ha = 5 018, IRTE/ha = 1 253). Au niveau économique, la part du coût des produits appliqués pour le désherbage représente 81% du coût total/ha des pesticides. En nous intéressant à la liste des produits appliqués pour le désherbage chimique, nous avons essayé, à l'aide du modèle technico-économique, de minimiser le coût des herbicides en tenant compte de la réduction de l'IRSA et de l'IRTE. Dans le tableau 43, nous présentons les résultats des scénarios d'optimisation de l'usage des herbicides et les différentes combinaisons des produits proposés par le modèle pour réduire les risques de toxicité sur l'environnement et sur la santé de l'applicateur. Le modèle nous a permis d'obtenir 20 scénarios de minimisation du coût des pesticides, en particulier celui des herbicides. En conséquence, les quatre scénarios optimaux (scénarios 16, 17, 18 et 19) proposent à l'agriculteur différentes combinaisons d'herbicides. Ces combinaisons ont permis de minimiser le coût des produits jusqu'à 32% par rapport au coût initial (225 €/ha), avec une réduction de l'IFT pouvant atteindre 17%, ce qui équivaut à 1,45 IFT/ha (Tableau 43). Une réduction du risque sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement accompagne cette minimisation du coût des herbicides. La réduction du risque de toxicité atteint les 44% de l'IRSA et 50% de l'IRTE par rapport à la situation initiale (IRSA/ha = 3 139 ; IRTE/ha = 469).

Au niveau du risque sur la santé de l'applicateur, les scénarios optimaux assurent une réduction remarquable de la toxicité chronique qui atteint 75% et 25% pour la toxicité aiguë en comparaison avec la situation initiale (Tableau 43). La proposition d'herbicides qui diminuent le risque de toxicité chronique montre la pertinence et l'utilité de la mise en place de ce genre de modèle qui assure un meilleur choix des pesticides en tenant compte des impacts sur la santé de l'applicateur. Au niveau environnemental, les produits proposés par le modèle maintiennent un risque de toxicité faible sur le milieu terrestre et les oiseaux dans tous les scénarios. De plus, ces produits peuvent réduire le risque de toxicité sur les milieux aquatiques jusqu'à 60% par rapport aux herbicides utilisés par l'agriculteur dans l'ITK initial. Ces réductions montrent l'utilité d'un modèle technico-économique de gestion des risques liés aux pratiques phytosanitaires, afin d'établir un meilleur choix des stratégies d'utilisation des pesticides.

Tableau 42. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de tournesol semences à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	4,20	5 018	2 610	2 407	1 253	535	36	682	5	278
	Part en (%)			52%	48%		43%	3%	54%		
Désherbage	Total produits Désherbage	2,59	1 583	968	615	314	0	0	314	3	178
	Part en (%)	62%	32%	37%	26%	25%	0%	0%	46%	60%	64%
Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	Total produits Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	0,60	1555	271	1 284	155	36	36	83	1	47
	Part en (%)	14%	31%	10%	53%	12%	7%	100%	12%	20%	17%
Total 2 cibles	**Total produits des 2 cibles en valeur**	**3,20**	**3 139**	**1 239**	**1 899**	**469**	**36**	**36**	**397**	**4**	**225**
	Part en (%)	**76%**	**63%**	**47%**	**79%**	**37%**	**7%**	**100%**	**58%**	**80%**	**81%**

Tableau 43. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de tournesol semences à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**3,20**	**3 139**	**1 239**	**1 899**	**469**	**36**	**36**	**397**	**4**	**225**	**267**
	Scénario 0	2,78	1 354	451	903	314	0	0	314	4	99	240
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 2 cibles	**Scénario 1**	2,87	2 980	971	2 009	437	36	36	365	6	139	245
	Scénario 2	2,85	2 822	899	1 923	406	36	36	334	5	140	245
	Scénario 3	2,84	2 664	793	1 870	375	36	36	302	5	141	245
	Scénario 4	2,82	2 505	688	1 818	343	36	36	271	5	142	245
	Scénario 5	2,80	2 347	606	1 741	312	36	36	240	4	144	245
	Scénario 6	2,75	2 189	524	1 664	280	36	36	208	5	147	245
	Scénario 7	2,66	2 030	508	1 522	249	36	36	177	5	153	245
	Scénario 8	2,68	1 872	372	1 500	246	36	36	174	5	151	245
	Scénario 9	2,67	1 872	375	1 496	243	36	36	170	5	151	245
	Scénario 10	2,66	1 872	392	1 480	240	36	36	167	5	152	245
	Scénario 11	2,65	1 872	403	1 469	236	36	36	164	5	153	245
	Scénario 12	2,65	1 856	392	1 464	236	36	36	164	5	153	245
	Scénario 13	2,65	1 840	376	1464	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 14	2,66	1 824	359	1 465	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 15	2,66	1 809	343	1 466	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 16	2,66	1 793	334	1 459	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 17	2,65	1 777	327	1 450	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 18	2,65	1 761	320	1 441	236	36	36	164	5	152	245
	Scénario 19	2,65	1 745	313	1 432	236	36	36	164	5	152	245

B

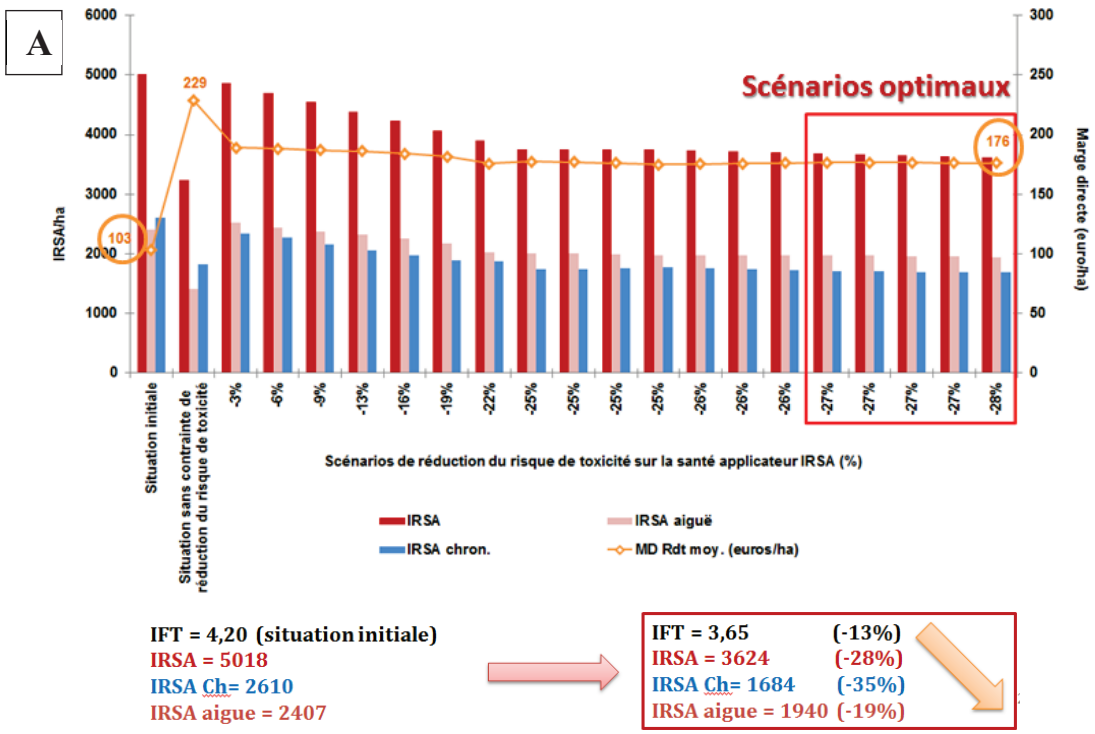
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 2 cibles

Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
Situation Initiale	**3,20**	**3 139**	**1 239**	**1 899**	**469**	**36**	**36**	**397**	**4**	**225**	**267**
Scénario 0	-13%	-57%	-64%	-52%	-33%	-100%	-100%	-21%	0%	-56%	-10%
Scénario 1	-10%	-5%	-22%	6%	-7%	0%	0%	-8%	50%	-38%	-8%
Scénario 2	-11%	-10%	-27%	1%	-13%	0%	0%	-16%	25%	-38%	-8%
Scénario 3	-11%	-15%	-36%	-2%	-20%	0%	0%	-24%	25%	-37%	-8%
Scénario 4	-12%	-20%	-45%	-4%	-27%	0%	0%	-32%	25%	-37%	-8%
Scénario 5	-12%	-25%	-51%	-8%	-34%	0%	0%	-40%	0%	-36%	-8%
Scénario 6	-14%	-30%	-58%	-12%	-40%	0%	0%	-48%	25%	-35%	-8%
Scénario 7	-17%	-35%	-59%	-20%	-47%	0%	0%	-55%	25%	-32%	-8%
Scénario 8	-16%	-40%	-70%	-21%	-48%	0%	0%	-56%	25%	-33%	-8%
Scénario 9	-16%	-40%	-70%	-21%	-48%	0%	0%	-57%	25%	-33%	-8%
Scénario 10	-17%	-40%	-68%	-22%	-49%	0%	0%	-58%	25%	-32%	-8%
Scénario 11	-17%	-40%	-67%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 12	-17%	-41%	-68%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 13	-17%	-41%	-70%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 14	-17%	-42%	-71%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 15	-17%	-42%	-72%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-33%	-8%
Scénario 16	-17%	-43%	-73%	-23%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-33%	-8%
Scénario 17	-17%	-43%	-74%	-24%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 18	-17%	-44%	-74%	-24%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%
Scénario 19	-17%	-44%	-75%	-25%	-50%	0%	0%	-59%	25%	-32%	-8%

Au niveau global de l'ITK type de traitement phytosanitaire, la figure 120 présente les résultats d'optimisation du système de production obtenus avec les différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles identifiées pour la culture de tournesol semences (désherbage, désherbage en zone cultivée). Le modèle technico-économique propose cinq scénarios optimaux. En conséquence, le système de production est optimisé grâce à ces scénarios : l'agriculteur augmente sa marge directe par ha de 71%, presque 75 €/ha, pour un rendement moyen de tournesol de 2,8 T/ha, par rapport à la marge directe initiale (MD/ha = 103 €/ha) (Figure 120).

De plus, à l'aide des nouveaux ITK proposés par le modèle, l'agriculteur peut réduire le risque sur la santé de l'applicateur (IRSA) jusqu'à 28%, avec une diminution du risque de la toxicité chronique de 35% et de l'aiguë d'environ 20%, ainsi que sur l'environnement (IRTE) jusqu'à 19% par rapport à la situation initiale (IRSA global/ha = 5 018, IRTE global/ha = 1 253) (Figure 120). La réduction de l'IRTE est accompagnée d'une baisse de 34% du risque de toxicité sur le milieu aquatique, tandis que les valeurs de l'IRTE terrestre et de l'IRTE oiseaux restent inchangées par rapport à la situation initiale (Figure 120). Nous constatons aussi que les scénarios optimaux présentés par le modèle diminuent la pression phytosanitaire au niveau de la parcelle de 13% (0,5 IFT/ha) par rapport à la situation initiale (IFT/ha = 4,2). Cette diminution de l'IFT est due à la contrainte que nous avons choisi d'introduire dans le modèle et qui consiste à ne pas dépasser la valeur de l'IFT/ha de l'ITK initial appliqué par l'agriculteur. Nous soulignons que toutes les contraintes sont modulables selon les objectifs des différents acteurs de terrain (agriculteurs, gestionnaires, décideurs, etc.).

Par ailleurs, si l'agriculteur décide d'appliquer le scénario 0, il augmente ainsi sa marge directe par ha de 122%, ce qui correspond à un profit égal à 126 €/ha par rapport à la marge directe initiale (Figure 120). De plus, ce gain économique est accompagné d'une réduction de l'IRSA global/ha de 36% et de l'IRTE global/ha de 12%.



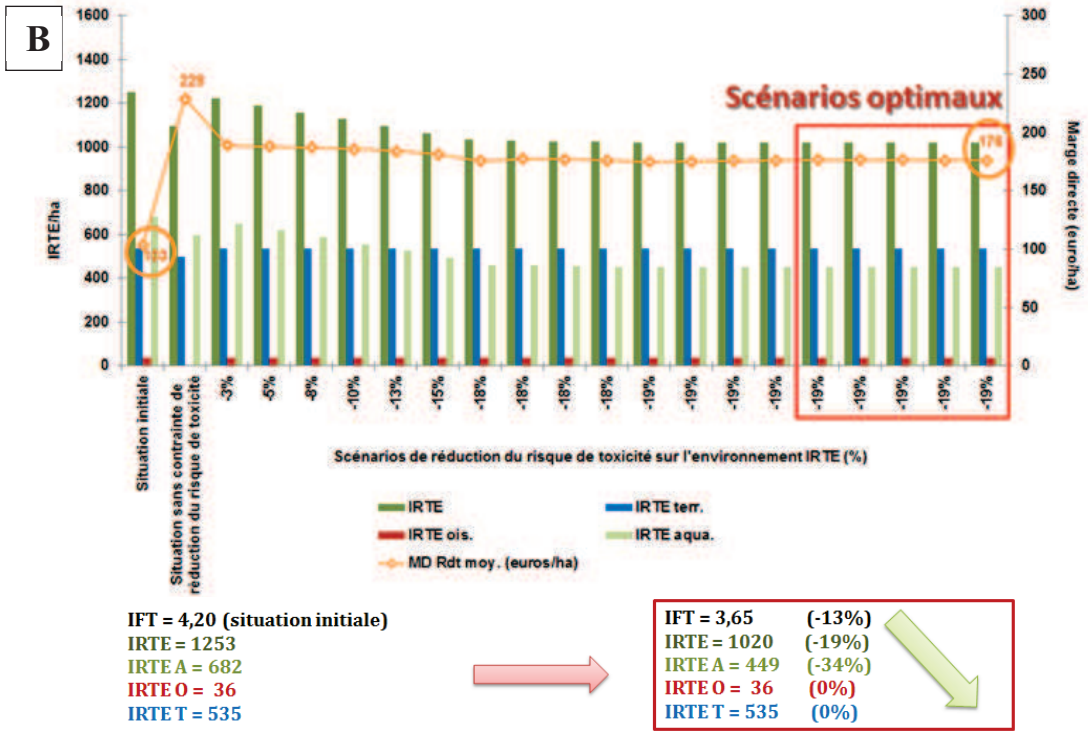


Figure 120. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de tournesol semences (rendement moyen = 2,8 T/ha) à phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

8.1.4. Cas du système de production du maraîchage

Dans cette partie, nous analysons les résultats du modèle pour l'optimisation de l'usage des pesticides et la minimisation du coût des produits phytosanitaires appliqués aux cultures maraîchères : melon, pomme de terre et salades (laitue sous abri). Nous avons pu substituer la plupart des produits utilisés par les agriculteurs pour les ITK types de maraîchage introduits dans le modèle.

❖ Melon

L'analyse de l'ITK type de melon à pression phytosanitaire moyenne nous montre que les cibles les plus consommatrices en pesticides pour cette culture sont le mildiou, l'oïdium et le désherbage (Tableau 44). Celles-ci contribuent à 84% de l'IFT total/ha et à environ 95% du risque de toxicité sur l'environnement et sur la santé applicateur (Tableau 44). De même, la part du coût des produits utilisés pour ces cibles représente presque 95% du coût des pesticides total/ha (Tableau 44). En conséquence, nous nous intéressons aux produits appliqués sur ces trois cibles. A travers le modèle technico-économique, nous proposons à l'agriculteur des produits homologues de substitution pour réduire les risques liés aux pratiques phytosanitaires et minimiser le coût des pesticides.

Parmi les 18 scénarios simulés par le modèle, il y a 6 scénarios optimaux (scénarios 12 à 17) permettant de (Tableau 45) :

- diminuer l'IFT/ha de 11% (1,20 IFT/ha) ;
- réduire jusqu'à 65% le risque sur la santé de l'applicateur et de 54% le risque de toxicité sur l'environnement (IRSA/ha = 9 269, IRTE/ha = 1 988).

En effet, les produits proposés par le modèle sont moins toxiques et plus économiques, puisque leur coût baisse de 59% par rapport au coût initial (494 €/ha), tandis que leur efficacité totale est inférieure de 10% à celle des pesticides utilisés par l'agriculteur (Tableau 45). Nous constatons aussi que les produits proposés sont respectueux de la santé et de l'environnement. Ceci est confirmé par la diminution remarquable du risque de toxicité aiguë et chronique respectivement jusqu'à 71% et 46% par rapport à la situation initiale (Tableau 45). De plus, les scénarios simulés par le modèle impliquent, d'une part, une réduction du risque de toxicité sur les milieux terrestre et aérien jusqu'à presque son annulation et, d'autre part, une diminution du risque de toxicité sur les milieux aquatiques jusqu'à 46% par rapport à la situation initiale. L'agriculteur, vu son comportement rationnel, peut aussi réduire jusqu'à 73% le coût des pesticides utilisés sur sa parcelle, en choisissant d'appliquer le scénario 0 qui ne tient pas compte de la réduction de l'IRSA et de l'IRTE (Tableau 45). Cependant, la réduction du risque de toxicité sur l'environnement et sur la santé applicateur reste faible. D'après le tableau 45, bien que les produits proposés dans le scénario 0 réduisent le risque de toxicité sur les milieux aquatiques, ils doublent le risque de toxicité sur le milieu terrestre et sur les oiseaux par rapport à la situation initiale.

Tableau 44. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de melon à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	12,19	9 298	2 258	7 040	2 007	151	151	1 704	15	513
	Part en (%)			24%	76%		8%	8%	85%		
Mildiou	Total produits Mildiou	4,05	6 084	1 724	4 359	565	0	0	565	4	221
	Part en (%)	33%	65%	76%	62%	28%	0%	0%	33%	27%	43%
Oïdium	Total produits Oïdium	5,00	2 224	327	1 897	1 052	151	151	750	7	120
	Part en (%)	41%	24%	14%	27%	52%	100%	100%	44%	47%	23%
Désherbage	Total produits Désherbage	1,14	423	179	245	271	0	0	271	2	134
	Part en (%)	9%	5%	8%	3%	14%	0%	0%	16%	13%	26%
Total 3 cibles	**Total produits des 3 cibles en valeur**	**10,19**	**8 731**	**2 230**	**6 501**	**1 888**	**151**	**151**	**1 586**	**13**	**475**
	Part en (%)	**84%**	**94%**	**99%**	**92%**	**94%**	**100%**	**100%**	**93%**	**87%**	**93%**

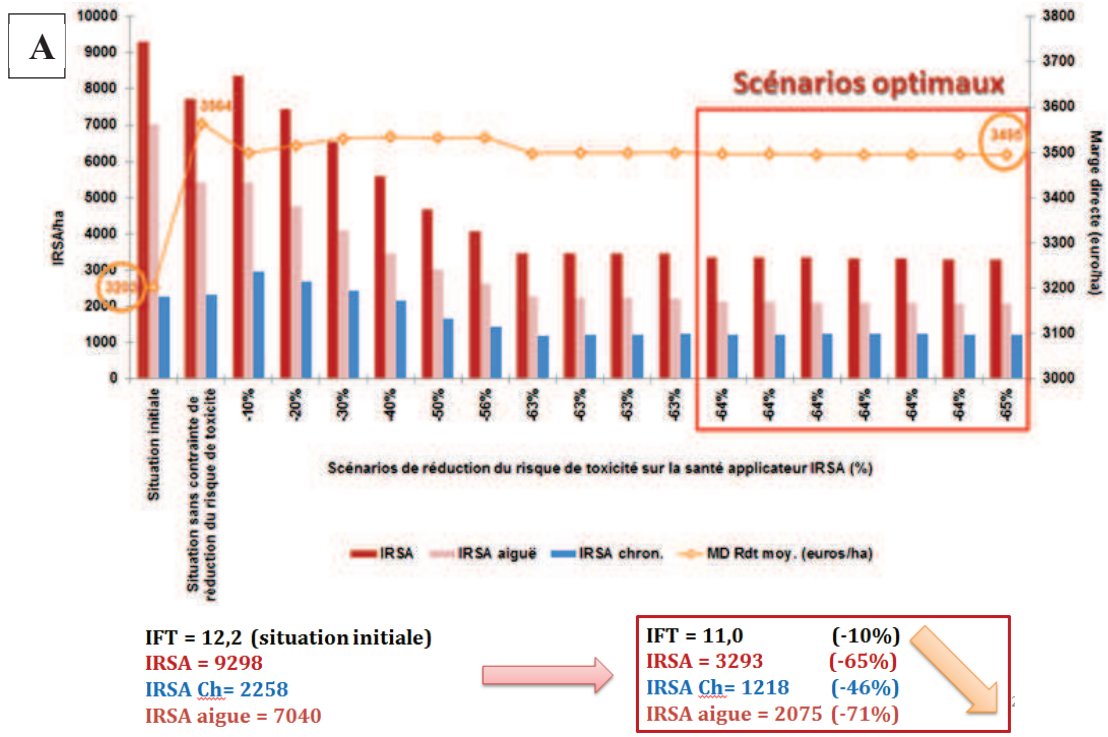
Tableau 45. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (mildiou, oïdium, désherbage) pour un ITK type de melon à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**11,19**	**9 269**	**2 245**	**7 025**	**1 988**	**151**	**151**	**1 686**	**14**	**494**	**1 017**
	Scénario 0	9,63	7 696	2 300	5 396	1 907	319	319	1 270	11	133	915
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 3 cibles	**Scénario 1**	10,18	8 342	2 937	5 406	1 789	150	150	1 489	13	199	957
	Scénario 2	10,17	7 416	2 678	4 738	1 591	114	114	1 362	16	181	960
	Scénario 3	10,16	6 489	2 412	4 076	1 392	79	79	1 235	17	166	961
	Scénario 4	9,73	5 562	2 132	3 430	1 193	43	43	1 107	15	163	915
	Scénario 5	9,92	4 635	1 650	2 985	1 122	25	25	1 073	15	165	915
	Scénario 6	9,93	4 026	1 419	2 607	1 051	22	22	1 008	16	164	915
	Scénario 7	10,03	3 418	1 177	2 241	981	19	19	943	16	199	915
	Scénario 8	10,02	3 418	1 192	2 226	967	16	16	935	17	199	915
	Scénario 9	10,01	3 418	1 207	2 211	952	13	13	926	16	198	915
	Scénario 10	10,01	3 418	1 222	2 196	938	10	10	918	16	198	915
	Scénario 11	10,00	3 322	1 198	2 124	928	7	7	913	16	200	915
	Scénario 12	9,99	3 312	1 209	2 103	917	4	4	909	16	201	915
	Scénario 13	9,98	3 303	1 220	2 083	906	1	1	904	16	202	915
	Scénario 14	9,98	3 293	1 216	2 077	906	1	1	904	16	202	915
	Scénario 15	9,98	3 283	1 212	2 071	906	1	1	904	16	202	915
	Scénario 16	9,98	3 274	1 208	2 066	906	1	1	904	16	202	915
	Scénario 17	9,98	3 264	1 204	2 060	906	1	1	904	16	202	915

B	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**11,19**	**9 269**	**2 245**	**7 025**	**1 988**	**151**	**151**	**1 686**	**14**	**494**	**1 017**
	Scénario 0	-14%	-17%	2%	-23%	-4%	111%	111%	-25%	-21%	-73%	-10%
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 3 cibles	**Scénario 1**	-9%	-10%	31%	-23%	-10%	-1%	-1%	-12%	-7%	-60%	-6%
	Scénario 2	-9%	-20%	19%	-33%	-20%	-24%	-24%	-19%	14%	-63%	-6%
	Scénario 3	-9%	-30%	7%	-42%	-30%	-48%	-48%	-27%	21%	-66%	-5%
	Scénario 4	-13%	-40%	-5%	-51%	-40%	-72%	-72%	-34%	7%	-67%	-10%
	Scénario 5	-11%	-50%	-26%	-58%	-44%	-84%	-84%	-36%	7%	-67%	-10%
	Scénario 6	-11%	-57%	-37%	-63%	-47%	-86%	-86%	-40%	14%	-67%	-10%
	Scénario 7	-10%	-63%	-48%	-68%	-51%	-88%	-88%	-44%	14%	-60%	-10%
	Scénario 8	-10%	-63%	-47%	-68%	-51%	-89%	-89%	-45%	21%	-60%	-10%
	Scénario 9	-11%	-63%	-46%	-69%	-52%	-91%	-91%	-45%	14%	-60%	-10%
	Scénario 10	-11%	-63%	-46%	-69%	-53%	-93%	-93%	-46%	14%	-60%	-10%
	Scénario 11	-11%	-64%	-47%	-70%	-53%	-95%	-95%	-46%	14%	-60%	-10%
	Scénario 12	-11%	-64%	-46%	-70%	-54%	-97%	-97%	-46%	14%	-59%	-10%
	Scénario 13	-11%	-64%	-46%	-70%	-54%	-99%	-99%	-46%	14%	-59%	-10%
	Scénario 14	-11%	-64%	-46%	-70%	-54%	-99%	-99%	-46%	14%	-59%	-10%
	Scénario 15	-11%	-65%	-46%	-71%	-54%	-99%	-99%	-46%	14%	-59%	-10%
	Scénario 16	-11%	-65%	-46%	-71%	-54%	-99%	-99%	-46%	14%	-59%	-10%
	Scénario 17	-11%	-65%	-46%	-71%	-54%	-99%	-99%	-46%	14%	-59%	-10%

Au niveau global de l'ITK type de traitement phytosanitaire, la figure 121 présente les résultats d'optimisation du système de production obtenus avec les différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles identifiées pour la culture de melon (mildiou, oïdium, désherbage). Le modèle technico-économique permet de proposer sept scénarios optimaux. Grâce à eux, le modèle optimise le système de production à différents niveaux de contraintes. Au plan économique, les scénarios optimaux permettent à l'agriculteur d'augmenter sa marge directe par ha de 9%. Cette augmentation correspond à un gain de 292 €/ha, pour un rendement moyen de 20 T/ha, par rapport à la marge directe initiale (MD/ha = 3 203 €/ha) (Figure 121).

De plus, à l'aide des nouveaux produits proposés par le modèle comme alternative pour réduire les impacts liés aux pesticides, l'agriculteur peut diminuer le risque de toxicité sur la santé (IRSA) jusqu'à 65% et sur l'environnement (IRTE) jusqu'à 54% par rapport à la situation initiale (IRSA global/ha = 9298, IRTE global/ha = 2 007) (Figure 121). En conséquence, la réduction de l'IRSA induit une diminution du risque de la toxicité chronique de 46% et de la toxicité aiguë de 71% (Figure 121). De même, la réduction de l'IRTE entraîne une baisse de 46% du risque de toxicité sur les milieux aquatiques et une diminution remarquable de l'IRTE terrestre et de l'IRTE oiseaux jusqu'à leur annulation par rapport à la situation initiale (Figure 121). Nous constatons aussi que les scénarios optimaux présentés par le modèle diminuent la pression phytosanitaire au niveau de la parcelle de 10% soit 1,2 IFT/ha de moins par rapport à la situation initiale (IFT/ha = 12,2). Cette baisse de l'IFT est due à la contrainte de pression phytosanitaire introduite dans le modèle qui consiste à ne pas dépasser la valeur de l'IFT/ha de l'ITK initial appliqué par l'agriculteur. En revanche, nous pouvons encore réduire l'IFT/ha en introduisant un seuil ou une valeur limite à atteindre. Toutes les contraintes du modèle sont modulables selon les objectifs des différents acteurs sur un territoire en terme de gestion de l'usage des pesticides. Par ailleurs, si l'agriculteur applique le scénario 0, il augmente sa marge directe par ha d'environ 11%, ce qui correspond à un profit égal à 361 €/ha par rapport à la marge directe initiale (Figure 121). De plus, ce gain économique est accompagné d'une réduction de l'IRSA global/ha de 17% et de l'IRTE global/ha de 6% (Figure 121).



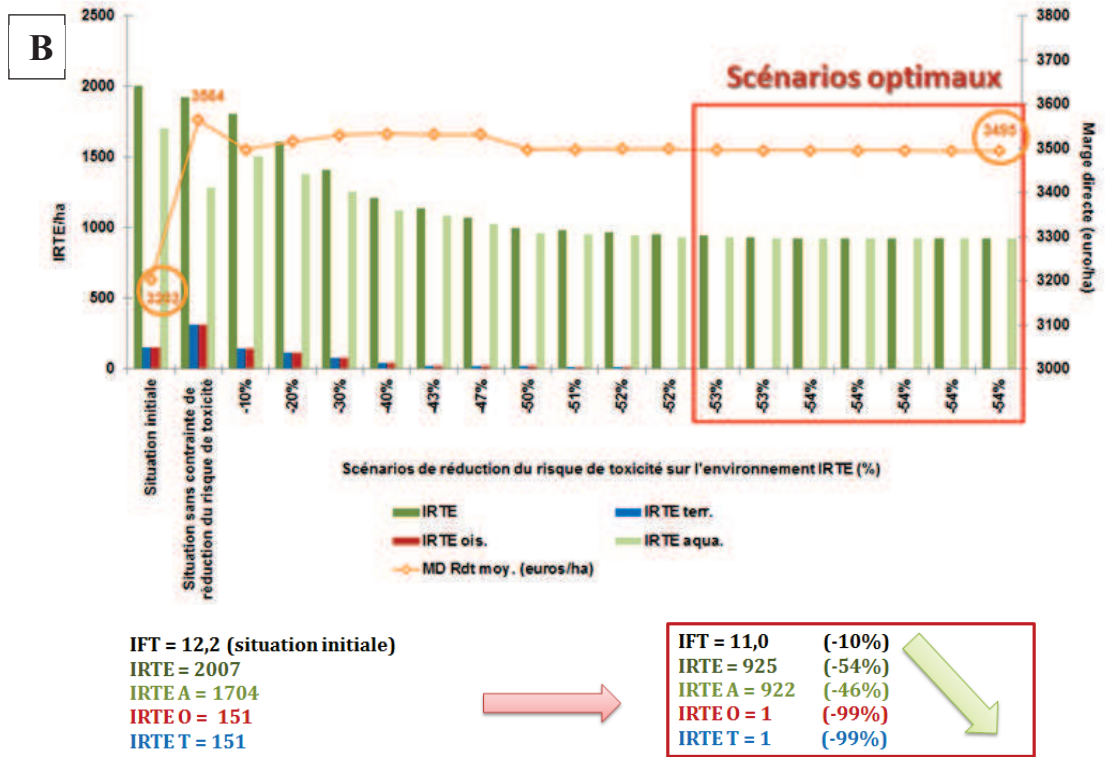


Figure 121. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de melon (rendement moyen = 20 T/ha) à pression phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

❖ Salades : laitue sous abri

Dans la même logique, à partir de l'analyse des résultats du modèle d'optimisation de l'usage des pesticides, nous évaluons les scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE proposés par le modèle pour un ITK type de laitue sous abri à pression phytosanitaire moyenne. Nous constatons que les combinaisons des produits de substitution proposés assurent une réduction de l'IRSA et de l'IRTE qui peut atteindre environ 55% (scénarios optimaux) par rapport à la situation initiale (IRSA/ha = 5 032, IRTE/ha = 1 004). Ces combinaisons ne sont proposées que pour la substitution des produits appliqués pour les cibles étudiées : le mildiou des composées et la pourriture du collet. Cette réduction est accompagnée d'une faible diminution du coût des pesticides de 4% par rapport au coût initial (371 €/ha).

❖ Pomme de terre

L'analyse de l'ITK type de pomme de terre à pression phytosanitaire moyenne montre que les cibles les plus consommatrices en pesticides pour cette culture sont le mildiou, les taupins et le désherbage. D'après le tableau 46, ces cibles contribuent à environ 75% de l'IFT total/ha et du coût total/ha des pesticides appliqués par l'agriculteur dans cet ITK. De plus, nous remarquons que ces cibles contribuent à 98% du risque de toxicité sur l'environnement et sur la santé applicateur (Tableau 46). A partir de ces constatations, nous avons cherché des alternatives, afin de minimiser le coût des pesticides et réduire les impacts liés aux produits appliqués pour lutter contre ces cibles. De ce fait, à travers le modèle technico-économique d'optimisation de l'usage des pesticides, nous proposons des

combinaisons de substitution des produits appliqués par l'agriculteur sur les cibles identifiées, pour réduire les risques liés aux pratiques phytosanitaires et minimiser le coût des pesticides. Parmi les 20 scénarios simulés par le modèle, il y a 6 scénarios optimaux (scénarios 14 à 19) permettant de (Tableau 47) :

- diminuer l'IFT/ha de 9% (0,6 IFT/ha) ;
- réduire jusqu'à 45% le risque sur la santé de l'applicateur et de 24% le risque de toxicité sur l'environnement (IRSA/ha = 8803, IRTE/ha = 2735).

Au niveau économique, les scénarios optimaux proposés diminuent le coût des pesticides jusqu'à 16% par rapport au coût initial/ha (515 €/ha). Nous constatons que la réduction du coût est plus importante qu'avec les scénarios optimaux, où le modèle prend en compte les contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE, si l'agriculteur choisit d'appliquer le scénario 0 (Tableau 47). Le coût des pesticides proposés pour le scénario 0, qui équivaut à 64 €/ha, est inférieur à celui de la situation initiale de 87% (Tableau 47). Bien que ce scénario ne prenne pas en considération les contraintes de réduction de l'IRSA et de l'IRTE, les résultats du tableau 348 indiquent que les produits proposés dans le scénario 0 assurent une réduction non seulement du coût total/ha des pesticides mais aussi du risque de toxicité sur la santé de l'applicateur et sur l'environnement (Tableau 47). En effet, le scénario 0 permet de réduire de 60% l'IRTE/ha et de presque 20% l'IRSA/ha pour les cibles étudiées. De plus, les produits proposés dans ce scénario diminuent de façon remarquable le risque de toxicité sur les oiseaux jusqu'à 69% et annulent l'IRTE terrestre/ha par rapport aux produits utilisés dans la situation initiale (IRTE O/ha = 729, IRTE T = 716) (Tableau 47).

Les résultats des scénarios simulés par le modèle technico-économique, en fonction des cibles par culture, offrent à l'agriculteur la possibilité d'obtenir de nouveaux leviers de gestion des risques liés aux pesticides et de définir les différents atouts d'un meilleur choix des produits phytosanitaires. Au niveau du bassin versant, les contraintes ainsi que la fonction objectif du modèle sont orientées selon les objectifs et les intérêts de chaque acteur, afin de trouver des compromis en terme de gestion des risques de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides et de stratégie de protection des cultures.

Tableau 46. Résultats de la part de chaque cible dans les différents paramètres calculés pour un ITK type de pomme de terre à pression moyenne (Source : travail d'enquêtes de terrain, Mghirbi 2011 à 2013)

		IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages /ha	Coût phyto (€/ha)
Total ITK	Total ITK	8,62	9 027	3 073	2 735	5 954	716	729	1 290	8	696
	Part en (%)			34%		66%	26%	27%	47%		
Mildiou	Total produits Mildiou	3,16	2 223	727	635	1 495	0	0	635	3	99
	Part en (%)	37%	25%	24%	23%	25%	0%	0%	49%	38%	14%
Taupins	Total produits Taupins	1,00	2 538	1 324	1 600	1 214	622	622	356	1	269
	Part en (%)	12%	28%	43%	59%	20%	87%	85%	28%	13%	39%
Désherbage	Total produits Désherbage	1,47	2 329	625	307	1 705	49	61	197	2	88
	Part en (%)	17%	26%	20%	11%	29%	7%	8%	15%	25%	13%
Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	Total produits Désherbage en zone cultivée herbes annuelles	0,75	1 713	298	192	1 414	45	45	102	1	59
	Part en (%)	9%	19%	10%	7%	24%	6%	6%	8%	13%	8%
Total 4 cibles	**Total produits des 4 cibles en valeur**	**6,37**	**8 803**	**2 975**	**2 735**	**5 828**	**716**	**729**	**1 290**	**7**	**515**
	Part en (%)	**74%**	**98%**	**97%**	**100%**	**98%**	**100%**	**100%**	**100%**	**88%**	**74%**

Tableau 47. Résultats des scénarios de minimisation du coût des produits phytosanitaires des cibles étudiées (taupins, mildiou, désherbage, désherbage en zone cultivée) pour un ITK type de pomme de terre à pression moyenne en valeur (A) et en pourcentage (B) (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

A

	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**6,37**	**8 803**	**2 975**	**5 828**	**2 735**	**716**	**729**	**1 290**	**7**	**515**	**538**
	Scénario 0	5,63	7 226	2 699	4 527	1 106	1	227	880	8	64	400
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en valeur pour les 2 cibles	**Scénario 1**	5,86	8 348	3 620	4 728	2 640	742	811	1 088	9	419	500
	Scénario 2	5,80	7 893	3 394	4 498	2 546	722	798	1 026	10	417	500
	Scénario 3	5,76	7 437	3 160	4 277	2 452	703	778	971	9	417	500
	Scénario 4	5,72	6 982	2 930	4 053	2 358	683	759	916	9	416	500
	Scénario 5	5,72	6 527	2 697	3 830	2 263	670	735	858	10	416	500
	Scénario 6	5,77	6 072	2 460	3 611	2 169	667	706	796	10	418	500
	Scénario 7	5,81	5 616	2 243	3 373	2 132	677	686	769	12	420	500
	Scénario 8	5,81	5 384	2 071	3 313	2 122	675	683	764	12	421	500
	Scénario 9	5,81	5 384	2 072	3 312	2 113	674	681	759	12	421	500
	Scénario 10	5,81	5 384	2 073	3 311	2 104	672	678	753	12	422	500
	Scénario 11	5,81	5 384	2 074	3 310	2 094	671	675	748	12	422	500
	Scénario 12	5,81	5 384	2 075	3 308	2 085	669	673	743	12	422	500
	Scénario 13	5,81	5 151	1 901	3 250	2 078	667	672	739	12	423	500
	Scénario 14	5,81	4 928	1 845	3 083	2 075	667	670	738	12	427	500
	Scénario 15	5,81	4 906	1 842	3 064	2 072	667	669	736	12	428	500
	Scénario 16	5,81	4 884	1 837	3 047	2 072	667	669	736	12	428	500
	Scénario 17	5,81	4 862	1 831	3 031	2 072	667	669	736	12	429	500
	Scénario 18	5,81	4 839	1 825	3 015	2 072	667	669	736	12	429	500
	Scénario 19	5,79	4 817	1 817	3 001	2 072	667	669	736	12	433	500

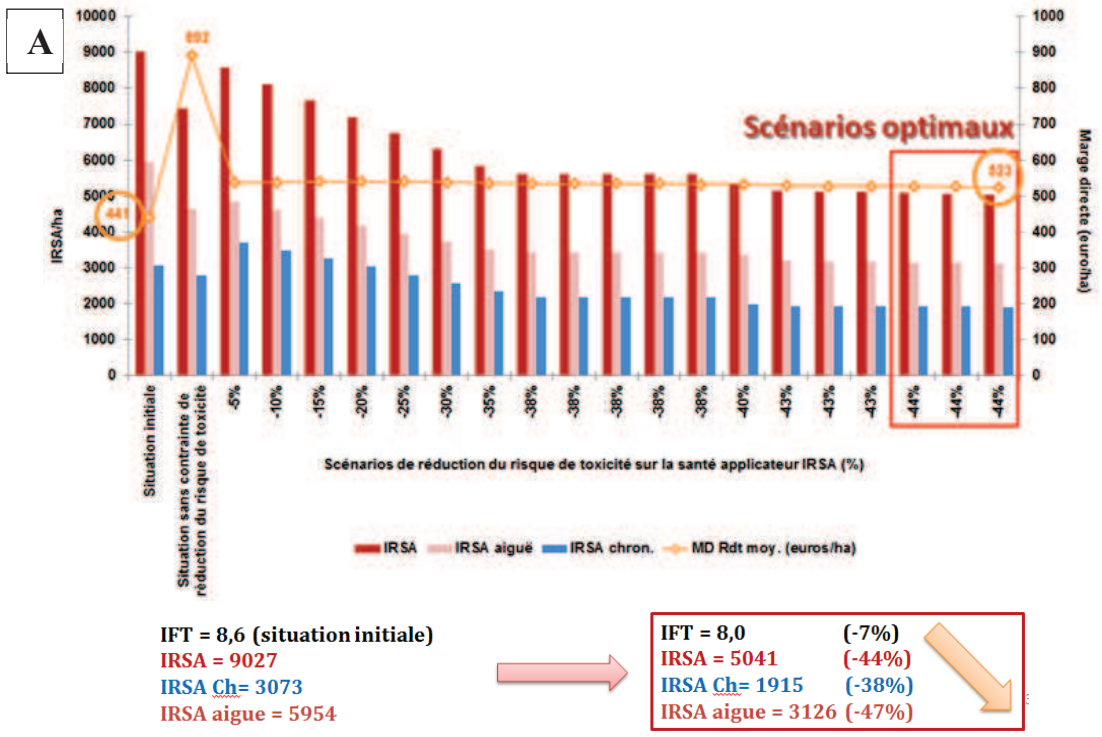
B

	Scénarios	IFT/ha	IRSA/ha	IRSA ch/ha	IRSA a/ha	IRTE/ha	IRTE T/ha	IRTE O/ha	IRTE A/ha	Nb. Passages/ha	Coût phyto (€/ha)	Efficacité Total
	Situation Initiale	**6,37**	**8 803**	**2 975**	**5 828**	**2 735**	**716**	**729**	**1 290**	**7**	**515**	**538**
	Scénario 0	-12%	-18%	-9%	-22%	-60%	-100%	-69%	-32%	14%	-87%	-26%
Résultat des scénarios de réduction IRSA&IRTE en % pour les 2 cibles	**Scénario 1**	-8%	-5%	22%	-19%	-3%	4%	11%	-16%	29%	-19%	-7%
	Scénario 2	-9%	-10%	14%	-23%	-7%	1%	10%	-20%	43%	-19%	-7%
	Scénario 3	-10%	-16%	6%	-27%	-10%	-2%	7%	-25%	29%	-19%	-7%
	Scénario 4	-10%	-21%	-2%	-30%	-14%	-5%	4%	-29%	29%	-19%	-7%
	Scénario 5	-10%	-26%	-9%	-34%	-17%	-6%	1%	-33%	43%	-19%	-7%
	Scénario 6	-9%	-31%	-17%	-38%	-21%	-7%	-3%	-38%	43%	-19%	-7%
	Scénario 7	-9%	-36%	-25%	-42%	-22%	-6%	-6%	-40%	71%	-18%	-7%
	Scénario 8	-9%	-39%	-30%	-43%	-22%	-6%	-6%	-41%	71%	-18%	-7%
	Scénario 9	-9%	-39%	-30%	-43%	-23%	-6%	-7%	-41%	71%	-18%	-7%
	Scénario 10	-9%	-39%	-30%	-43%	-23%	-6%	-7%	-42%	71%	-18%	-7%
	Scénario 11	-9%	-39%	-30%	-43%	-23%	-6%	-7%	-42%	71%	-18%	-7%
	Scénario 12	-9%	-39%	-30%	-43%	-24%	-7%	-8%	-42%	71%	-18%	-7%
	Scénario 13	-9%	-41%	-36%	-44%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-18%	-7%
	Scénario 14	-9%	-44%	-38%	-47%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-17%	-7%
	Scénario 15	-9%	-44%	-38%	-47%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-17%	-7%
	Scénario 16	-9%	-45%	-38%	-48%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-17%	-7%
	Scénario 17	-9%	-45%	-38%	-48%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-17%	-7%
	Scénario 18	-9%	-45%	-39%	-48%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-17%	-7%
	Scénario 19	-9%	-45%	-39%	-49%	-24%	-7%	-8%	-43%	71%	-16%	-7%

L'analyse de l'ITK type global du traitement phytosanitaire illustrée par la figure 122 montre que les différents scénarios de réduction de l'IRSA et de l'IRTE pour les cibles identifiées pour la culture de pomme de terre (mildiou, taupins, désherbage, désherbage en zone cultivée) permettent l'optimisation du système de production. En effet, le modèle technico-économique propose sept scénarios optimaux. En conséquence, grâce à eux, le modèle optimise le système de production et l'agriculteur augmente de 19% sa marge directe par ha, ce qui correspond à 82 €/ha, pour un rendement moyen de pomme de terre de 25 T/ha, par rapport à la marge directe initiale (MD/ha = 441 €/ha) (Figure 122).

A l'aide des nouveaux produits proposés par le modèle comme alternative afin de réduire les impacts liés à l'usage des pesticides, l'agriculteur peut diminuer le risque de toxicité sur la santé (IRSA) jusqu'à 44% et sur l'environnement (IRTE) jusqu'à 24% par rapport à la situation initiale (IRSA global/ha = 9 027, IRTE global/ha = 2 235) (Figure 122). En conséquence, la réduction de l'IRSA entraîne une diminution du risque de la toxicité chronique de 38% et de la toxicité aiguë de 47%. De même, la réduction de l'IRTE produit une baisse de 43% du risque de toxicité sur les milieux aquatiques et une légère diminution de l'IRTE terrestre et de l'IRTE oiseaux jusqu'à environ 8% par rapport à la situation initiale (Figure 122). Nous constatons aussi que les scénarios optimaux présentés par le modèle diminuent la pression phytosanitaire au niveau de la parcelle de 7%, soit 0,6 IFT/ha de moins par rapport à la situation initiale (IFT/ha = 8,6).

Par ailleurs, si l'agriculteur applique le scénario 0, il accroît sa marge directe par ha d'environ 102%, ce qui correspond à un gain égal à 450 €/ha par rapport à la marge directe initiale (Figure 122). De plus, ce gain économique est accompagné d'une réduction de l'IRSA global/ha de 17% et de l'IRTE global/ha de 60% (Figure 122). Ces résultats montrent l'utilité de ces scénarios simulés par le modèle pour optimiser l'usage des pesticides et maximiser la marge directe au niveau d'une parcelle ou d'une exploitation. En conséquence, à travers les scénarios proposés, cet outil d'aide à la décision permet d'aboutir à des compromis entre les différents acteurs sur un territoire, en tenant compte de leurs objectifs de gestion des risques de la pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires.



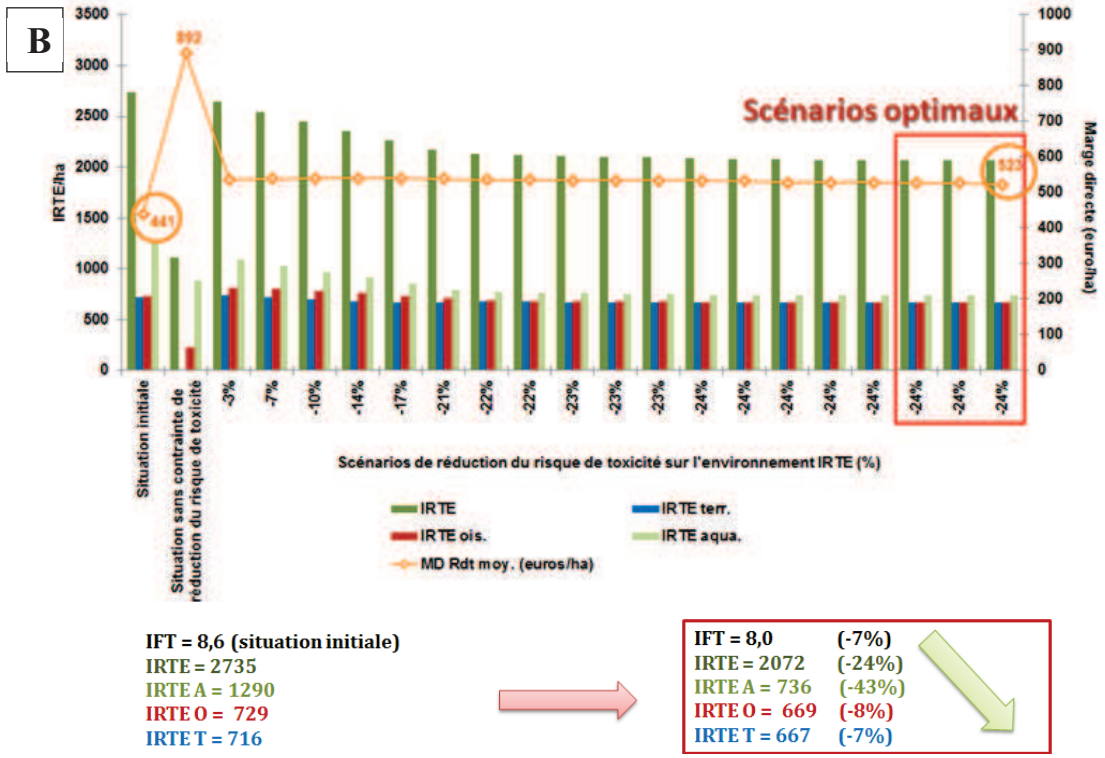
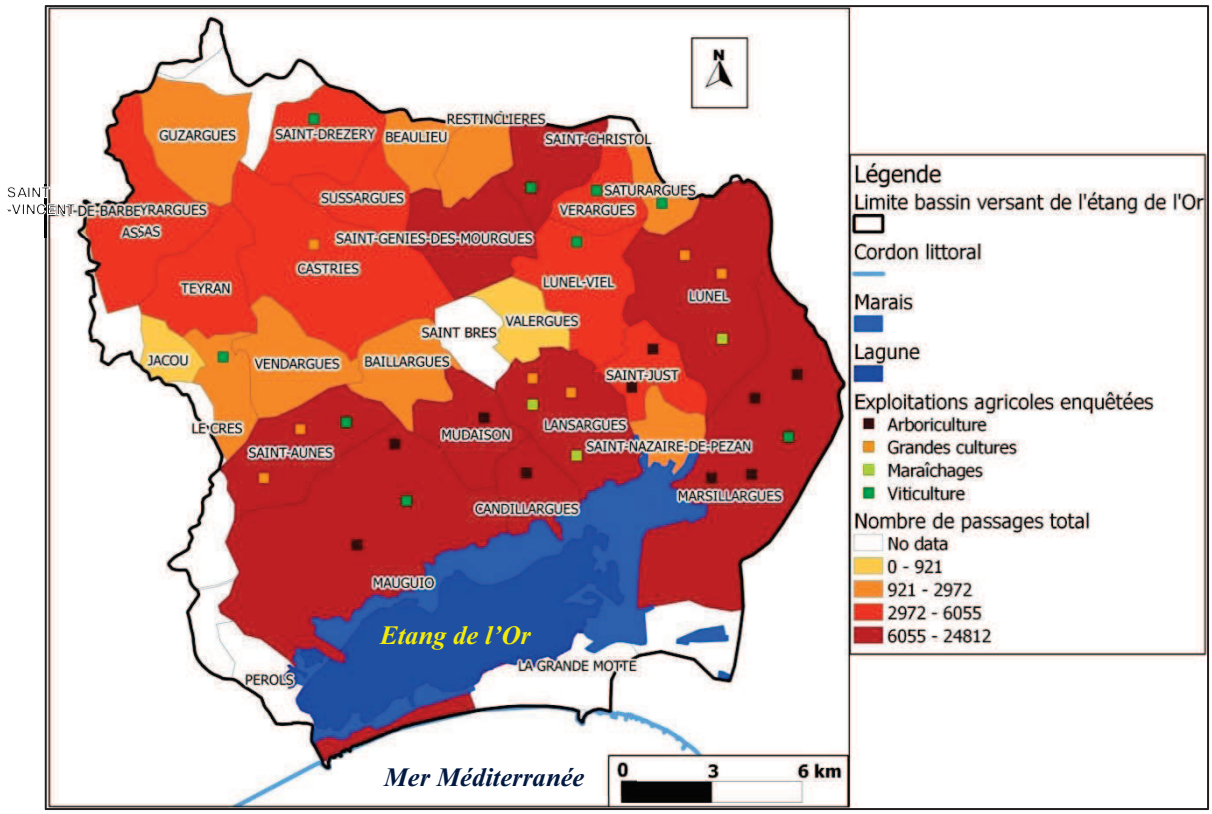


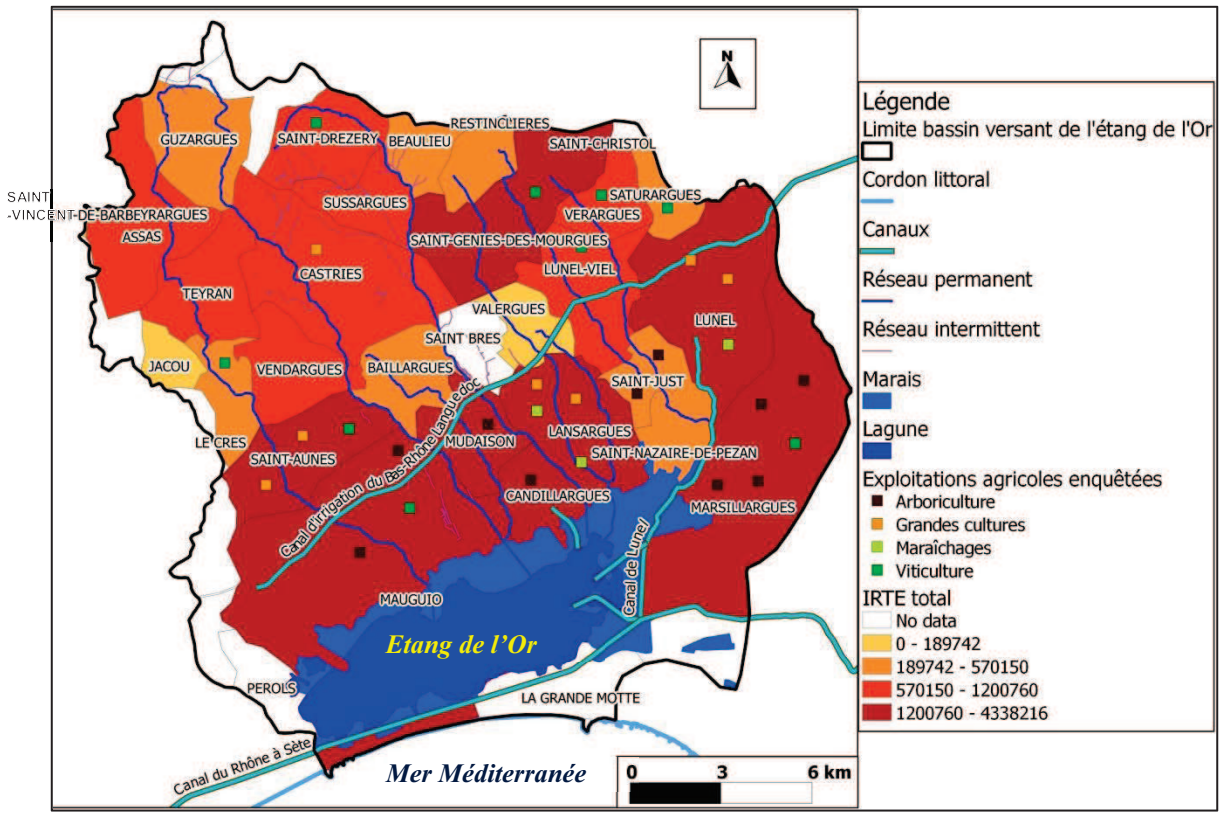
Figure 122. Schéma de l'optimisation de la marge directe (MD) selon les différents scénarios de réduction du risque de toxicité sur la santé applicateur (IRSA) (A) et sur l'environnement (IRTE) (B) pour un ITK de pomme de terre (rendement moyen = 25 T/ha) à pression phytosanitaire moyenne (Source : travail sur Visual Basic, Mghirbi 2015)

Annexe 18. Cartes d'état des lieux de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de l'étang de l'Or

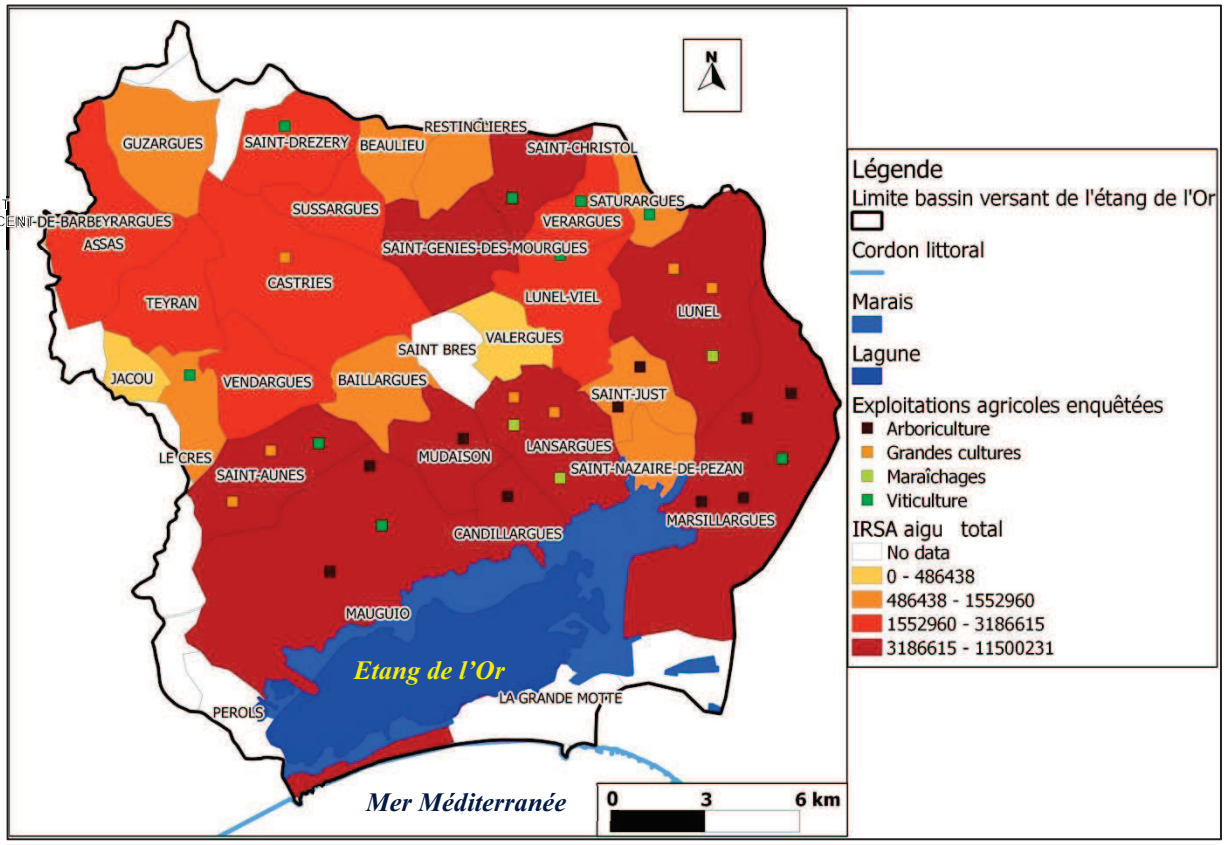
Annexe 18.1. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production au nombre de passages total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



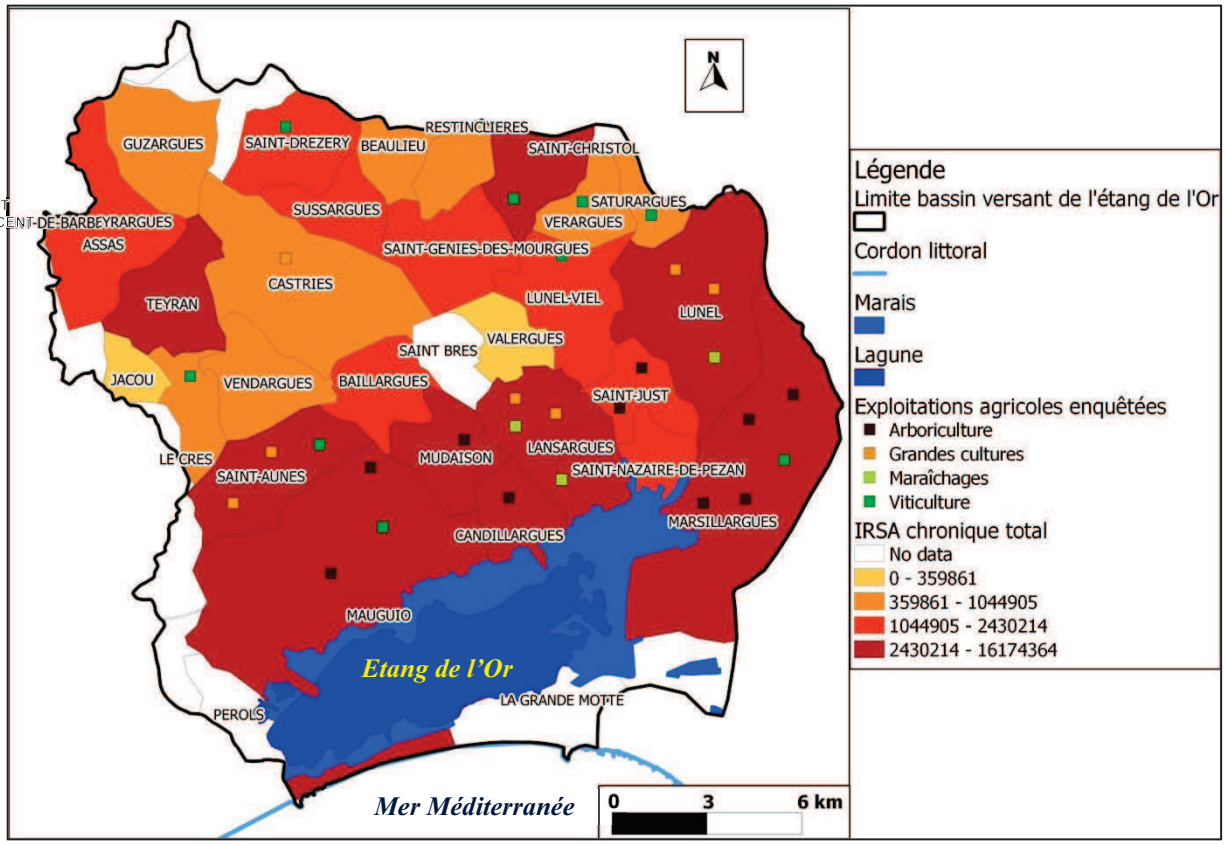
Annexe 18.2. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



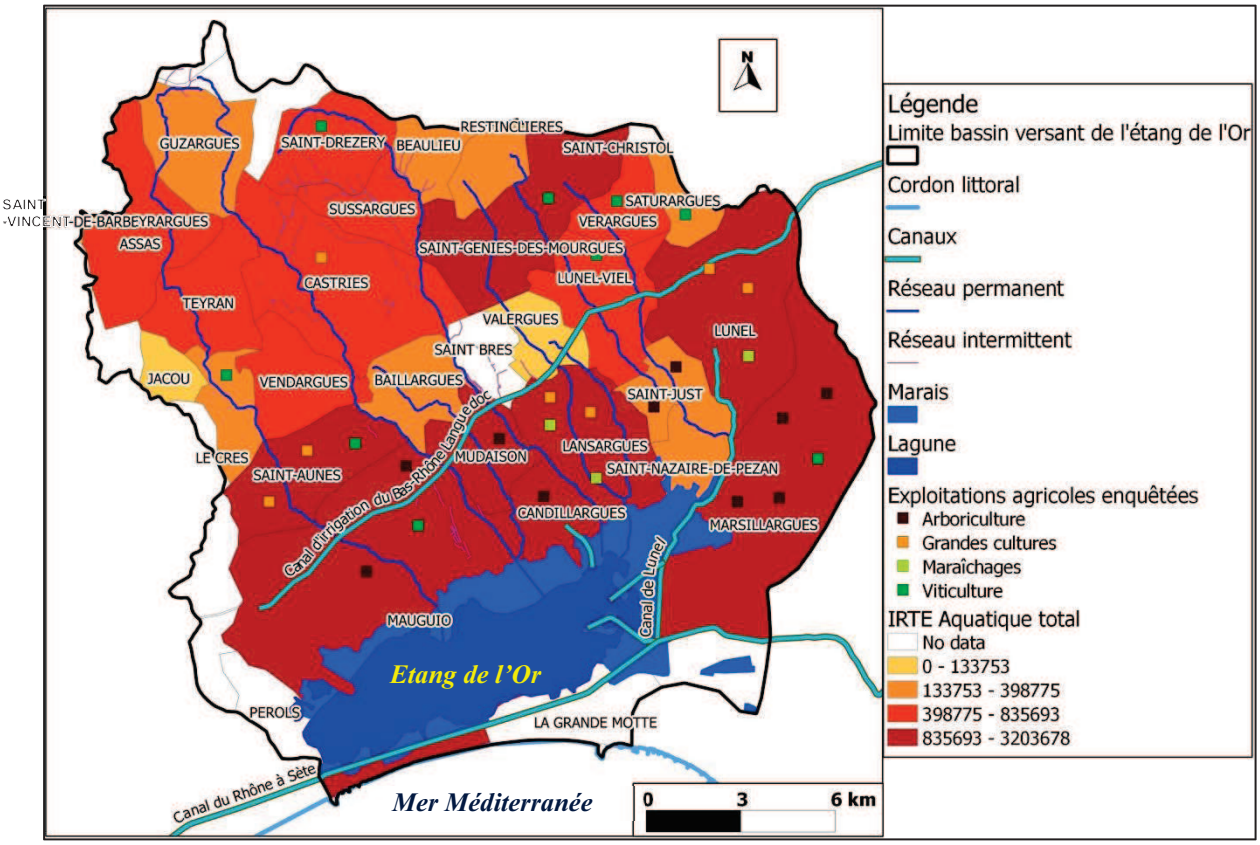
Annexe 18.3. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA aigu total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



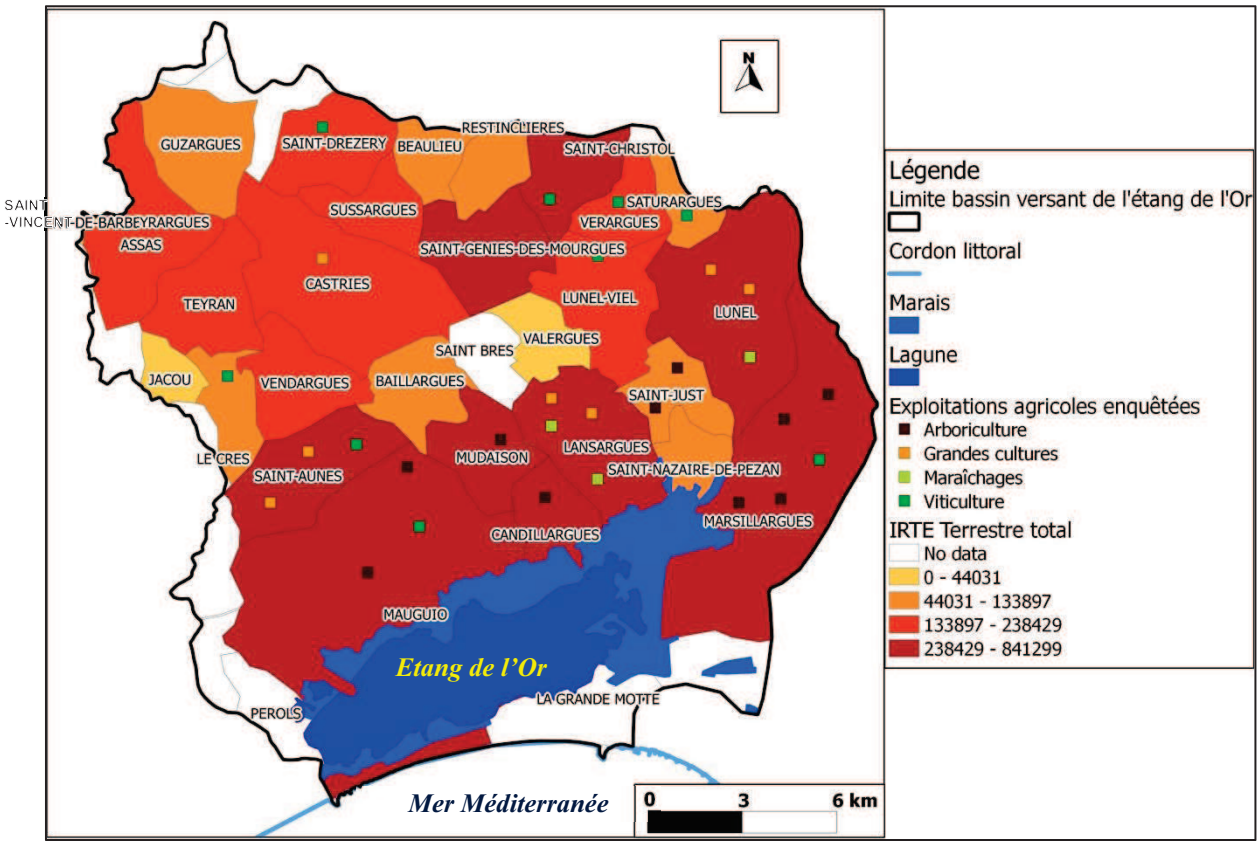
Annexe 18.4. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRSA chronique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



Annexe 18.5. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE aquatique total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



Annexe 18.6. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE terrestre total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)



Annexe 18.7. Estimation de la contribution moyenne des systèmes de production par commune à l'IRTE oiseaux total au niveau du bassin versant entre 2009 et 2013 (Réalisation : Mghirbi 2015)

