THÈSE DE DOCTORAT

CARACTERISATION SPATIALE DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES ET GESTION DES RISQUES DE POLLUTION DIFFUSE LIEE AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES AGRICOLES

Présentée en vue de l'obtention du grade de docteur
en **Géographie et Aménagement de l'Espace** de l'**Université Paul-Valéry Montpellier 3**

Ecole Doctorale n°60 – Territoires, Temps, Société et Développement

Présentée par **Chaima GRIMENE**

Dirigée par **Jen-Paul BORD**
*Co-encadrée par **Philippe Le GRUSSE***

Soutenue publiquement **29 NOVEMBRE 2024** devant le jury composé de

SOUISSI Thouraya Professeur, Institut National Agronomique de Tunis, Tunisie	Présidente
BORD Jean-Paul Professeur émérite, Université Paul-Valéry Montpellier 3	Directeur de thèse
MARTY Pascal Professeur, Maison Française d'Oxford, Royaume-Uni	Rapporteur
DAGÈS Cécile Chargée de recherche, Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE), Montpellier	Examinatrice
LE BARS Marjorie Chargée de recherche, Institut de Recherche pour le Développement (IRD)	Examinatrice
MGHIRBI Oussama Enseignant-chercheur, Institut polytechnique UniLaSalle, Beauvais	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 SPAGER-Phy (développé p.4), financée par la région Occitanie et le laboratoire LAMES (Laboratoire d'accueil Méditerranéen en Economie et Sciences sociales) de l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier (CIHEAM-IAMM). Le laboratoire d'accueil est le LAGAM (LAboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier) qui travaille notamment en aménagement du territoire, environnement et gestion des risques, en mobilisant la recherche-action, l'expertise de terrain, l'analyse spatiale, la cartographie, la modélisation, la co-construction et le transfert de connaissances. Cette thèse est une continuité des travaux de recherche élaborés par des collègues de l'IAMM : Habiba AYADI sur le territoire de la Merja Zerga au Maroc, Oussama MGHIRBI sur le territoire de l'étang de l'Or en France et Farah KANJ sur le territoire Caza de Zahlé au Liban. Ce projet de recherche traite la thématique de la vulnérabilité des ressources naturelles face aux risques de pollution diffuse dans le bassin versant de la Gimone dans le sud-ouest de la France, situé à environ 60 km à l'ouest de Toulouse. La thèse résulte de cinq ans de travail au sein des deux laboratoires LAMES et LAGAM, dirigée par Jean-Paul BORD (Professeur émérite des Universités en Géographie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3, Unité de recherche LAGAM), co-encadré par Philippe LE GRUSSE (Enseignant chercheur à l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, Unité de recherche LAGAM) et Oussama MGHIRBI (Enseignant chercheur à l'institut polytechnique UniLaSalle – Campus de Beauvais, Unité de recherche InTerACT). Ce travail de recherche a été suivi régulièrement par un comité de suivi de thèse composé des membres suivants : Marc DEDEIRE (Professeur à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3, Unité de recherche LAGAM), Dominique Courault (Directrice de recherche à l'INRAE Avignon, Unité de recherche EMMAH) et Marjorie Le Bars (Chercheur à l'Institut de Recherche pour le Développement IRD, Unité de recherche SENS).

REMERCIEMENT

Je tiens à exprimer ma plus profonde gratitude à tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à l'aboutissement de ce travail de thèse.

Tout d'abord, je remercie chaleureusement mon directeur de thèse, Monsieur Jean-Paul Bord, pour sa confiance, son soutien indéfectible et ses qualités humaines qui m'ont permis d'avancer en toute confiance sur mes travaux de recherche. Je remercie également mon co-directeur, Monsieur Philippe Le Grusse, pour ses orientations précieuses et son encadrement rigoureux. Je souhaite également exprimer toute ma reconnaissance à mon encadrant, Monsieur Oussama Mghirbi, pour ses encouragements, sa disponibilité et son expertise, qui ont été essentiels à la réalisation de cette recherche. Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury, Monsieur Pascal Marty, Madame Thouraya Souissi, Madame Marjorie Le Bars et Madame Cécile Dagès pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Je n'oublie pas de remercier chaleureusement l'ensemble de l'équipe de recherche et le personnel de l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier (IAMM) et l'équipe de recherche du Laboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier (LAGAM) pour leur soutien logistique et scientifique. Je tiens également à remercier Monsieur Samuel Louvet, inégnieur de recherche à la société Ecoclimasol, pour m'avoir transmis son savoir et m'avoir guidé avec patience et bienveillance lors de la rédaction de mon premier aticle scientifique. Une pensée toute particulière va à mes collègues Maha, Abderraouf, Zenepe, Elda, Nassim, Sevde et Zehra, dont l'amitié et le soutien ont été inestimables tout au long de ce parcours. Je remercie également les membres du laboratoire LAGAM de l'Université Paul Valéry Montpellier 3 pour leur aide précieuse et leur esprit collaboratif.

À mes copines, avec lesquelles je partage souvent mon quotidien : Sarah, Olfa, Maha, Myriam et Manel. Merci pour votre présence, vos rires et vos encouragements qui ont égayé cette période de ma vie. Enfin, je tiens à exprimer toute ma gratitude à ma famille. Mon cher époux Sabri RHILI, et notre petit bout de choux Fares, votre patience, votre amour et votre soutien inconditionnel ont été des sources de motivation inestimables. Mes chers parents, Abdelfatteh Grimene et Safa Haffoudhi, mon frère Achref et mes deux sœurs Inès et Roua, je vous remercie du fond du cœur pour votre présence, vos encouragements et votre soutien constant tout au long de cette aventure.

À tous, je vous adresse mes plus sincères remerciements.

RESUME

La préservation des ressources naturelles à travers la gestion de la pollution diffuse liée à l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture est considérée ces dernières années et depuis le grenelle environnement lancé en 2007 comme un grand défi en France. Les plans d'action pour réduire la pollution s'appuient notamment sur l'identification des zones vulnérables. Ce projet de thèse vise à développer un modèle générique de caractérisation de la vulnérabilité des ressources naturelles (ressources en eau, sol, forêts) aux risques de la pollution d'origine agricole par la mise en place d'une méthodologie interdisciplinaire entre géomatique et agronomie. Ce travail consiste à mettre à la disposition des acteurs territoriaux un outil d'aide à la décision pour une gestion participative des risques liés aux pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et l'environnement. Cette étude se fonde sur l'apport géographique de l'analyse spatiale pour l'identification des éléments physiques du milieu à une large échelle et avec une haute précision. Le territoire d'étude est le bassin versant de la Gimone, situé au sud-ouest de la France où se localise la rivière Gimone. Il est en grande partie occupé par l'agriculture, avec une dominance des surfaces agricoles dédiées aux cultures annuelles. Etant donné la dominance de l'agriculture sur le bassin versant, il s'avère que les pratiques agricoles et les choix des agriculteurs conditionnent en partie la qualité de l'eau. Les milieux naturels subissent ainsi une forte pression agricole et caractérisés par un faible potentiel de résilience à la pollution diffuse vu ses propriétés physiques qui favorisent le transfert des polluants. Différents outils ont été mobilisés afin de répondre à notre abjectif de recherche: modèle de programmation (R), indicateurs agro-environnementaux de pression phytosanitaire (IFT) et de risque de toxicité sur la santé et l'environnement (IRSA, IRTE, Logiciel EToPhy[1]) et outils de calcul et d'analyse statistique. La combinaison de ces différentes sources de données permettra de maitriser le processus de la pollution phytosanitaire diffuse sur une échelle territoriale en tenant compte des facteurs de pression agricole au niveau de la parcelle (types de cultures et pratiques phytosanitaires) et des facteurs de vulnérabilité du milieu sur le bassin versant (pédologie, pluviométrie, pente, occupation des sols, etc.). Les résultats d'analyse spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et de risque de pollution diffuse obtenus pourront être utilisés pour i) adapter le choix des pesticides en fonction de leurs caractéristiques pour minimiser le risque de toxicité au niveau de la parcelle et ii) élaborer en collaboration avec les acteurs locaux des plans

[1] EToPhy software (2020), APP deposit n°: IDDN.FR.001.090003.000.S.P.2020.000.31500

d'action pour l'aménagement du territoire et la réduction de l'impact du transfert des pesticides sur les milieux naturels via une approche interactive d'intelligence territoriale.

Mots clés :

Produits phytosanitaires, Vulnérabilité, Risque, Ressources naturelles, Cartographie, Télédétection spatiale.

ABSTRACT

The preservation of natural resources through the management of diffuse pollution related to the use of phytosanitary products in agriculture is considered a major current challenge in France. Policies to reduce pollution include the identification of vulnerable areas. In this context, our research project aims to develop a generic model to characterize the vulnerability of natural resources (water resources, forests, soil) faced with the risks of pollution of agricultural origin by the establishment of an interdisciplinary methodology between geomatics and agronomy. This work consists in making available to territorial actors a decision support tool for a participatory management of risks related to phytosanitary practices on human health and the environment. This study is based on the geographical contribution of the analysis of high spatial resolution satellite and radar images for the identification of physical elements of the environment at a large scale and with high precision. Other tools are also mobilized: Programming Model (R), Agro-environmental indicators of phytosanitary pressure (TFI) and toxicity risk on health and the environment (IRSA, IRTE, EToPhy Software) and tools for statistical analysis. The combination of these different data sources will make it possible to control the process of diffuse phytosanitary pollution on a territorial scale by considering the factors of agricultural pressure at the level of the plot (types of culture and practices) and environmental sensitivity factors in the watershed (soil, rainfall, slope, soil occupation, etc.). The obtained results can be used to develop in collaboration with local stakeholders' action plans for spatial planning and the reduction of the impact of pesticide transfer on natural environments via an interactive approach of territorial intelligence.

Key words :

Phytosanitary products, Vulnerability, Risk, Natural resources, Mapping, Remote sensing.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES XI

LISTE DES TABLEAUX XVI

INTRODUCTION GENERALE 1

ORGANISATION DU DOCUMENT 5

PREMIERE PARTIE 8

ETAT DE L'ART DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES A LA POLLUTION DIFFUSE ET LA GESTION DES RISQUES LIEES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES AGRICOLES 8

INTRODUCTION 9

CHAPITRE 1. POLLUTION DIFFUSE ET GESTION DES RISQUES DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES AGRICOLES 10

1. Risque de pollution diffuse : notion et origine 10

1.1 Notion de risque 10

1.2 Notion de pollution diffuse 12

1.3 Risque sanitaire lié à l'utilisation des pesticides 13

2. Etat des lieux de l'utilisation des pesticides en France 16

2.1 La France premier marché européen 16

2.2 Evolution de l'utilisation des pesticides en France 18

2.3 Consommation des pesticides par territoire et par culture 22

3. Devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement 27

3.1 Facteurs de contrôle de devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement 27

3.1.1 La biodisponibilité 27

3.1.2 La biodégradabilité 28

3.1.3 La stabilité 28

3.1.4 Le transfert 28

3.2 Impact de la pollution diffuse sur l'environnement 29

3.2.1 Perturbation de l'écosystème et de la biodiversité 30
3.2.2 Dégradation de la qualité de l'eau 32
4. Outils d'évaluation et de gestion de la pollution diffuse 35
4.1 Indicateurs agro-environnementaux d'évaluation du risque de toxicité 35
4.2 Modèles de simulation de devenir des pesticides dans l'environnement 39
4.3 Méthodes alternatives à l'usage des pesticides 41
4.4 Adoption des systèmes d'information géographiques pour la gestion de la pollution diffuse 44
Conclusion du chapitre 1 47
CHAPITRE 2. VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES A LA POLLUTION DIFFUSE : NOTIONS ET OUTILS D'EVALUATION 49
1. Vulnérabilité : notion et origine 49
2. Evaluation de la vulnérabilité des ressources naturelles : méthodes et outils 52
2.1 Vulnérabilité des eaux de surface 53
2.2 Vulnérabilité des eaux souterraines 54
2.3 Vulnérabilité des sols et des ressources géologiques et pédologiques 55
2.4 Vulnérabilité des écosystèmes et de biodiversité 57
3. Apport de l'analyse spatiale et de la télédétection dans la gestion de la vulnérabilité des ressources naturelles 59
3.1 L'analyse spatiale au service de la gestion de la pollution phytosanitaire diffuse 59
3.2 Intervention du changement d'échelle dans l'analyse des composantes SIG 60
Conclusion du chapitre 2 64
CHAPITRE 3. LES ACTEURS LOCAUX ET LEUR RÔLE DANS LA GESTION PARTICIPATIVE DE LA POLLUTION DIFFUSE 65
1. Les acteurs intervenant dans la gestion participative des ressources naturelles du territoire 65
2. Les outils réglementaires : un moyen de limiter la pollution d'origine agricole 71
2.1 Outils réglementaires : les plans de prévention des risques 71
2.2 Outils contractuels : les programmes d'actions de gestion des pesticides 73

3. L'usage de l'information géographique à des fins participatives : approche d'intelligence territoriale 74

Conclusion du chapitre 3 79

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 80

DEUXIEME PARTIE 81

DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE MULTICRITERE DE CARACTERISATION SPATIALE DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES ET DU RISQUE DE LA POLLUTION DIFFUSE 81

INTRODUCTION 82

CHAPITRE 1. DEMARCHE METHODOLOGIQUE GLOBALE ET CARACTERISATION DE LA ZONE D'ETUDE 84

1. Démarche méthodologique d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité 84

2. Le territoire du bassin versant de la Gimone et son positionnement par rapport aux enjeux de pollution diffuse 90

3. Caractérisation physique, agronomique et sociale du bassin versant de la Gimone 92

Conclusion du chapitre 1 96

CHAPITRE 2. APPROCHE MULTICRITERE DE CARACTERISATION DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES 97

1. Elaboration de la carte d'occupation du sol 97

2. Choix des indicateurs de la vulnérabilité 101

3. Analyse spatiale et conception des cartes de vulnérabilité 113

Conclusion du chapitre 2 119

CHAPITRE 3. METHODE D'ANALYSE DU RISQUE POTENTIEL ET ESTIME SUR LA SANTE HUMAINE ET SUR L'ENVIRONNEMENT ET DEMARCHE D'ANALYSE SPATIALE 121

1. Construction de la base de données des pratiques phytosanitaires 121

2. Choix des paramètres de risque et calcul des notes du risque potentiel 127

2.1 Calcul des notes du risque potentiel 128

2.2 Classification automatique des indicateurs du risque potentiel 131

2.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH) 131

2.2.2 Classification par k-means.....133

2.3 Discrétisation des indicateurs et attribution des notes du risque potentiel 134

3. Démarche d'analyse des pratiques phytosanitaires selon les modes de production et analyse spatiale du risque potentiel 136

4. Méthode d'analyse du risque estimé global issu du croisement de la vulnérabilité et du risque potentiel 139

Conclusion du chapitre 3 144

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE.....145

TROISIEME PARTIE.....146

ANALYSE DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE DE POLLUTION DIFFUSE DANS LE CADRE D'UNE APPROCHE DE GESTION PARTICIPATIVE 146

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE.....147

CHAPITRE 1. EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES : APPLICATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LA GIMONE 148

1. Résultats de calcul des notes de vulnérabilité 148

2. Analyse spatiale des cartes de vulnérabilité.....149

3. Evaluation de la vulnérabilité globale.....152

Conclusion du chapitre 1 155

CHAPITRE 2. ANALYSE GLOBALE D'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA GIMONE ET LES REGIONS BORDELAISE ET LANGUEDOC 158

1. Analyse statistique des pratiques phytosanitaires agricoles au sud de la France 158

2. Analyse des pratiques phytosanitaires selon les cultures et le mode de production 165

2.1 Analyse des pratiques phytosanitaires sur les cultures du bassin versant de la Gimone 165

2.2 Analyse des pratiques phytosanitaires sur les vignobles des régions Bordelaise et Languedoc.....168

2.2.1 Analyse des pratiques phytosanitaires en agriculture conventionnelle 175

2.2.2 Analyse des pratiques phytosanitaires en agriculture biologique.....179

3. Analyse spatiale des cartes de risque potentiel sur le bassin versant de la Gimone 182

Conclusion du chapitre 2 187

CHAPITRE 3. EVALUATION DU RISQUE ESTIME GLOBAL DE POLLUTION PHYTOSANITAIRE DIFFUSE AU NIVEAU DES PARCELLES AGRICOLES DU BASSIN VERSANT DE LA GIMONE 189

1. Résultats de calcul des notes du risque estimé global 189
2. Analyse spatiale des cartes du risque estimé global 190
3. Analyse des plans d'action de gestion du risque estimé global à différentes échelles 198

Conclusion du chapitre 3 207

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE 209

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 211

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 217

ANNEXES 236

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Utilisation de pesticides dans l'UE en kg/ha en 2020 16

Figure 2. Evolution de l'utilisation des pesticides par pays en Europe entre 2011 et 2020 (kg/ha) 17

Figure 3. Ventes des pesticides à usage agricole par pays dans l'UE entre 1989 et 2017 (en euros) 18

Figure 4. Evolution des quantités (en tonnes) des produits phytosanitaires utilisés en agriculture française entre 2009 et 2020 19

Figure 5. Evolution des quantités totales de substances actives vendues par type d'usages 20

Figure 6. Evolution des surfaces bio ou en conversion en France (Surface agricole utile hors surfaces collectives) 21

Figure 7. Evolution des ventes de substances actives par fonction 22

Figure 8. Quantité d'achat de substances actives non utilisables en produits de biocontrôle et/ou en agriculture biologique, rapportée à la surface agricole utile (SAU), par code postal, (A) sur la période 2018-2020, (B) sur la période 2020-2021 23

Figure 9. Répartition des orientations technico-économiques par commune en France en 2020 24

Figure 10. Carte d'utilisation des pesticides en France : estimation du nombre de traitement total par commune par la campagne agricole 2021 25

Figure 11. Les cultures les plus traitées aux pesticides en France en 2023 26

Figure 12. Dispersion d'un pesticide dans l'environnement à la suite de l'application sur une plante (Source : Ecotoxicologie.fr) 30

Figure 13. Répartition des espèces en France métropolitaine et Outre-mer en 2019 31

Figure 14. Nombre de pesticides différents détectés en 2013 par point dans les cours d'eau 34

Figure 15. Les moyens de protection contre les bioagresseurs, alternatifs à la lutte chimique (Source : Guide Stephy ; Réalisation : Grimene, 2024) 42

Figure 16. Les phases de la diffusion de la technologie 45

Figure 17. Unités spatiales d'analyse des problématiques agricoles 61

Figure 18. Principe de changement d'échelle appliquée aux données climatiques 63

Figure 19. L'organisation du système territorial : ses sous-systèmes et leurs interactions (Source : adapté de Moine, 2006 et Sassi, 2019) 66

Figure 20. Les acteurs impliqués dans l'aménagement du territoire 67

Figure 21. Approche d'intelligence territoriale: de l'analyse spatiale vers une gestion participative 85

Figure 22. Données collectées de chaque unité spatiale 86

Figure 23. Mind Map de la réflexion autour de la démarche d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité 87

Figure 24. Démarche méthodologique globale d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité : Modèle PixelPhytoRisk 88

Figure 25. Principe de changement d'échelle spatiale sur le bassin versant de la Gimone 89

Figure 26. Localisation de la zone d'étude 90

Figure 27. Occupation du sol du bassin versant de la Gimone 92

Figure 28. La part des surfaces des cultures sur le bassin versant de la Gimone 92

Figure 29. Occupation du sol du bassin versant de la Gimone 93

Figure 30. Résultats d'analyse des eaux de surface du BASSIN VERSANT de la Gimone 95

Figure 31. Nomenclature des classes d'occupation des sols sur les deux BDD OSC et RPG 2017 97

Figure 32. Création de la carte d'occupation des sols : superposition des deux cartes RPG et OSC et validation des classes 99

Figure 33. Etapes de création des classes de la carte d'occupation des sols du bassin versant de la Gimone 100

Figure 34. Approche méthodologique de choix des paramètres de vulnérabilité 102

Figure 35. Image Radar prise le 02/02/2017 à 19h45 105

Figure 36. Localisation des stations météorologiques 107

Figure 37. Démarche d'analyse des imageries radars 108

Figure 38. Analyse statistique de corrélation entre les précipitations cumulées enregistrées par les capteurs radar et les rapports de précipitations des stations météorologiques 109

Figure 39. Éléments cartographiques utilisés pour la création des indicateurs de vulnérabilité 110

Figure 40. Principe de changement d'échelle des scores des indicateurs de vulnérabilité 119

Figure 41. Visite de quelques exploitations agricoles des agriculteurs adhérents à la coopérative Qualisol pour élaborer les enquêtes de terrain et la collecte de données, Janvier 2020. 122

Figure 42. Répartition géographique, par département, des surfaces viticoles biologiques et en reconversion en 2023 123

Figure 43. Présentation des indicateurs et des sous indicateurs de risque 127

Figure 44. Calcul de l'indicateur IRSA à différentes échelles 129

Figure 45. Calcul de l'indicateur IRTE à différentes échelles 129

Figure 46. Démarche de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) 132

Figure 47. Indice de Calinski Harabasz de prédiction et d'optimisation de nombre de groupe de classification par k-means 134

Figure 48. Synthèse des étapes de classification du risque potentiel des traitements phytosanitaires des cultures sur le bassin versant de la Gimone 135

Figure 49. Approche méthodologique d'analyse des pratiques phytosanitaires agricoles selon les modes de production 137

Figure 50. Démarche méthodologique d'analyse spatiale du risque potentiel 138

Figure 51. Principe de calcul des notes de risque estimé 140

Figure 52. Méthode de calcul des notes du risque estimé 141

Figure 53. Code R de calcul des notes du risque estimé et création du résultat sous format de couche géographique shapefile 142

Figure 54. Report des notes de risque estimé sur la maille de la couche géographique du bassin versant de la Gimone 143

Figure 55. Exemple de calcul des notes de vulnérabilité de l'indicateur de pente sur des parcelles du bassin versant de la Gimone 148

Figure 56. Distribution des classes de vulnérabilité en fonction des indicateurs calculés 150

Figure 57. Carte de la vulnérabilité globale des ressources en eau de surface dans le bassin versant de Gimone 154

Figure 58. Contribution des différents indicateurs de vulnérabilité à la vulnérabilité globale des ressources en eau superficielles 155

Figure 59. Variabilité des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire calculés sur les cultures du bassin versant de la Gimone (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) 161

Figure 60. Analyse de la variabilité des indicateurs de risque pour les parcelles viticoles étudiées : agriculture conventionnelle/intégrée et biologique 164

Figure 61. Variabilité des indicateurs selon les catégories de cultures de la production conventionnelle/intégrée (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) 165

Figure 62. Variabilité des indicateurs selon le mode de production (conventionnel/intégré et biologique) entre les cultures d'arbres (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) 166

Figure 63. Comparaison de la part de toxicité aiguë et chronique des pratiques phytosanitaires entre les cultures 167

Figure 64. Comparaison de la toxicité des pratiques phytosanitaires pour chaque compartiment environnemental entre les cultures 168

Figure 65. Variabilité des indicateurs selon les modes de culture conventionnelle/intégrée et biologique entre les départements (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) 169

Figure 66. IFT total moyen des superficies viticoles en France 170

Figure 67. Analyse de corrélation et répartition gaussienne des indicateurs de pression phytosanitaire et de risque 171

Figure 68. La part de toxicité des pratiques phytosanitaires entre vigne biologique et conventionnel et entre les départements (A : Part de toxicité aiguë et chronique; B : Part de toxicité pour chaque compartiment environnemental)..... 172

Figure 69. Contribution des produits phytosanitaires appliqués sur une parcelle viticole à la pression sanitaire et au risque (agriculture conventionnelle/intégrée)..... 176

Figure 70. La part de toxicité aiguë et chronique des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole conventionnelle/intégrée 177

Figure 71. La part du risque de toxicité pour chaque compartiment environnemental des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole conventionnelle/intégrée 178

Figure 72. Contribution des produits phytopharmaceutiques appliqués sur une parcelle viticole au risque et à la pression phytosanitaire (agriculture biologique) 179

Figure 73. La part de toxicité aiguë et chronique des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole biologique 180

Figure 74. La part du risque de toxicité pour chaque compartiment environnemental des produits phytopharmaceutiques utilisés dans le traitement de la parcelle viticole biologique 181

Figure 75. (A) Distribution spatiale du risque potentiel sur la santé humaine sur les parcelles du bassin versant de la Gimone ; (B) Distribution spatiale du risque potentiel aigu ; (C) Distribution spatiale du risque potentiel chronique 183

Figure 76. (A) Distribution spatiale du risque potentiel de toxicité sur l'environnement sur les parcelles du bassin versant de la Gimone ; (B) Distribution spatiale du risque potentiel terrestre ; (C) Distribution spatiale du risque potentiel aquatique 186

Figure 77. Croisement des cartes de vulnérabilité et du risque potentiel 191

Figure 78. Carte du risque estimé de pollution phytosanitaire diffuse des ressources en eau superficielles au niveau des parcelles agricoles du bassin versant de la Gimone..... 193

Figure 79. Superposition des deux cartes de risque potentiel et de vulnérabilité sur une zone de l'aval du bassin versant versant de la Gimone 195

Figure 80. Carte de risque estimé global sur une zone de l'aval du bassin versant versant de la Gimone195

Figure 81. Risque potentiel aquatique par culture 197

Figure 82. Identification des zones prioritaires de limitation du transfert des pesticides vers les cours d'eau sur le bassin versant de la Gimone 202

Figure 83. Répartition des cultures les plus présentes sur les zones prioritaires de limitation du transfert sur le bassin versant de la Gimone 203

Figure 84. Le risque potentiel aquatique et l'IFT des 10 cultures les plus présentes sur les zones prioritaires de limitation du transfert sur le bassin versant de la Gimone 204

Figure 85. Localisation des stations de mesure de la qualité des eaux de surface du bassin versant de la Gimone 206

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Enjeux de la lutte chimique et l'usage des produits phytosanitaires 42

Tableau 2. Exemples de cas de lutte biologique par des parasitoïdes et des rhizobactéries..... 44

Tableau 3. Définition des différentes échelles spatiales d'analyse des problématiques agricoles 62

Tableau 4. Les différentes catégories de gestion participative..... 68

Tableau 5. Organisation de chaque étape de travail..... 83

Tableau 6. Caractéristiques du barrage de la Gimone..... 91

Tableau 7. Classes des cultures établies sur le bassin versant de la Gimone 100

Tableau 8. Les indicateurs de vulnérabilités des ressources en eaux superficielles..... 103

Tableau 9. Etude des indicateurs de vulnérabilité..... 115

Tableau 10. La hiérarchisation du paramètre de pression phytosanitaire..... 117

Tableau 11. Récapitulatif de la distribution des enquêtes de terrain sur les départements du Gers, Tarn-et-Garonne, Gironde et Hérault 125

Tableau 12. Répartition des parcelles viticoles étudiées sur les deux départements de la Gironde et de l'Hérault 125

Tableau 13. Répartition des cultures selon les parcelles étudiées sur les deux départements du Gers et Tarn-et-Garonne..... 126

Tableau 14. Indicateurs de risque potentiel des parcelles de colza d'hiver (valeurs/ha)..... 130

Tableau 15. Indicateurs de risque potentiel des parcelles de vigne-raisins de table (valeurs/ha)..... 130

Tableau 16. Résultats de calcul des notes de vulnérabilité sur quelques parcelles du bassin versant de la Gimone..... 149

Tableau 17. Analyse statistique des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire sur quelques cultures du bassin versant de la Gimone 158

Tableau 18. Référentiel des indicateurs de risque et de pression phytosanitaire des cultures du bassin versant de la Gimone (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare)..... 160

Tableau 19. Analyse statistique de la pression phytosanitaire et indicateurs de risque des parcelles viticoles conventionnelles/intégrées en Gironde..... 162

Tableau 20. Analyse statistique des pressions phytosanitaires et indicatrices de risque des parcelles viticoles biologiques en Gironde..... 163

Tableau 21. Classification des produits phytopharmaceutiques et de la matière active (Top 5) utilisés dans les deux départements selon l'IFT et la quantité appliquée en kg/ha..... 174

Tableau 22. Classification des produits phytopharmaceutiques (Top 5) utilisés dans les deux départements selon le niveau de risque 175

Tableau 23. Exemple de calcul des notes de risque potentiel aquatique sur l'ensemble des cultures du bassin versant de la Gimone 184

Tableau 24. Résultats de calcul des notes du risque estimé global de quelques parcelles sur le bassin versant de la Gimone 189

Tableau 25. La distribution spatiale des terres agricoles du bassin versant de la Gimone et les surfaces dédiées à chaque niveau de risque estimé 192

Tableau 26. Plans d'actions de gestion du risque estimé global de pollution diffuse 200

Tableau 27. Les matières actives les plus consommées et leurs quantités par hectare pour les cultures de blé tendre, tournesol et maïs 205

INTRODUCTION GENERALE

Depuis sa création en 1962 et durant trente années, la première politique commune de l'Union européenne, la Politique agricole commune (PAC), a permis d'assurer l'autosuffisance alimentaire, d'accroitre la productivité agricole et de stabliliser les marchés (Elyakime, 2008). Au début, les objectifs semblaient atteints après avoir eu des résultats en matière de performance économique en agriculture et en industrie agroalimentaire, en Europe et notamment en France. A partir de 1970, avec le développement des fongicides de synthèse utilisés en végétation pour lutter contre les maladies, les systèmes de culture ont profondément été modifiés (Aubertot et al., 2005). Le recours aux pesticides, à la fois efficaces, relativement peu chers et faciles d'emploi, a contribué au développement d'une agriculture intensive. Au fil des réformes, la PAC s'est adaptée avec les mesures d'ajustement prises à la fin des années quatre-vingt, elle a commencé à instaurer des initiatives de préservation de l'environnement via l'engagement des agriculteurs situés en zones fragiles en contrepartie des aides compensatrices. Des mesures d'accompagnement des agriculteurs ont commencé à être prises par la création des premiers programmes environnementaux en France. Ces initiatives se confirment vers l'année 1992 via les politiques régionales de protection des eaux, les projets de protection et de gestion de la faune et de la flore et les initiatives locales agro-environnementales (Elyakime, 2008 ; Lepart et Marty, 2006), ce qui a initié les premiers pas vers une politique agro-environnementale représentée dans le second pilier de la PAC.

Les mutations du secteur agricole ont permis à la France de devenir la première puissance agricole en Europe, tant pour les produits végétaux que pour les produits animaux, représentant 17 % de la valeur économique de la production agricole européenne (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017). La France est ainsi le premier producteur de céréales, de plantes fourragères, de vin et de bétails (Michelin, 2018). En 2020, l'agriculture française occupait 269 000 km^2, soit 49% de la surface métropolitaine avec une dominance des grandes cultures (Agreste, 2022). Cette révolution agricole en termes de productivité et de qualité, associée aux aléas climatiques, a poussé le secteur agricole d'intégrer l'usage des intrants chimiques, principalement fertilisants et pesticides. Ainsi, les quantités de pesticides utilisés en France ont augmenté depuis les années 50. En 2020, les ventes ont atteint 44 036 tonnes (sans tenir compte des produits utilisables en agriculture biologique et des produits de biocontrôle) (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2021). Bien que l'utilisation de ces produits phytosanitaires permet d'optimiser les rendements et d'assurer une production viable, leurs usage systématique

entraine une dégradation des ressources par un phénomène de pollution diffuse. Il est donc crucial d'étudier cette pollution diffuse à différentes échelles, de la parcelle agricole jusqu'au bassin versant afin de comprendre son impact sur les milieux naturels (sols et cours d'eau) et développer par la suite des stratégies efficaces pour la gérer. En France, les politiques sont de plus en plus orientées vers des initiatives de diminution de l'usage des pesticides tout en assurant une transition agro-écologique des exploitations agricoles. Cependant, malgré tous les efforts déployés, tel que le plan Ecophyto I, la France se situe parmi les principaux pays consommateurs de pesticides dans le monde et le premier au niveau européen (Guichard et al., 2017). Pour bien accompagner les agriculteurs, il est essentiel de développer des outils d'aide à la décision innovants et opérationnels qui repondent à leurs besoins spécifiques, afin d'analyser la vulnérabilité des ressources naturelles aux impacts de la pollution phytosanitaire diffuse d'origine agricole. Dans ce contexte, ce travail de recherche intervient en complément des recherches relatives à la gestion des impacts des produits phytosanitaires sur la santé humaine et l'environnement au niveau territorial. Cette étude vise à répondre à la question suivante :

Comment peut-on caractériser, sur un territoire donné, la vulnérabilité des ressources naturelles aux risques de la pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles et estimer le risque de l'utilisation des pesticides sur la santé et l'environnement ?

La mise en œuvre de cette étude sur le terrain peut soulever de nombreux défis méthodologiques, qui restent à surmonter. Ces défis se déclinent en de nombreuses questions de recherche, notamment :

- Le choix des indicateurs de pollution et de vulnérabilité, ainsi que l'attribution des notes pour chaque indicateur en fonction de leur contribution à ces aspects ;
- Le choix de la démarche d'évaluation de la vulnérabilité capable d'assimiler et de combiner l'ensemble des indicateurs préalablement choisis ;
- La prise en compte des caractéristiques spatiales intrinsèques des parcelles agricoles dans l'évaluation de la vulnérabilité ;
- La mise en relation des données d'exposition au risque dans les différents composants de l'environnement (eaux, sols, organismes vivants) avec des effets biologiques, biophysiques et pédologiques (pente, lixiviation, dégradation, érodibilité, etc.) ;
- La mise en relation du risque de toxicité lié aux pratiques phytosanitaires d'une part et les impacts environnementaux d'autre part.

Dans le cadre de la réduction des risques de la pollution diffuse, le projet de recherche a pour objectif la conception d'un modèle générique de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles face aux risques de pollution diffuse due aux pratiques phytosanitaires agricoles. Cet objectif se traduit par l'identification spatiale des pratiques agricoles à l'origine de la charge polluante et le calcul du risque de toxicité potentiel des produits phytosanitaires sur la santé humaine (applicateur et son voisinage) et sur l'environnement à l'échelle des parcelles agricoles. Cette approche servira à identifier les facteurs directs et indirects de la pollution phytosanitaire diffuse et leurs impacts, sur les milieux naturels et sur la santé humaine. Elle vise également à développer une démarche permettant d'identifier les milieux les plus vulnérables et d'aider les acteurs locaux à mettre en place des plans d'action de gestion participative des risques de pollution (exemple : création des zones tampons, choix approprié de produits phytosanitaire en tenant compte du milieu et des conditions pédoclimatiques). Ces objectifs se basent sur la caractérisation de la pression exercée par l'usage des pesticides en agriculture sur les ressources naturelles, en utilisant des indicateurs d'impact dans le but d'estimer le risque de pollution mis en interaction avec les différents éléments des écosystèmes du territoire. De façon plus précise, ce projet de recherche se base sur la notion d'intelligence territoriale (Amraoui et Aziz, 2023 ; Bertatchini et al., 2006 ; Bouabdi, 2024 ; Girardot, 2004 ; Champollion et Legardez, 2008 ; Pelissier, 2009 ; Widmer, 2008). Cette approche territoriale mobilise plusieurs outils géographiques, agronomiques et de télédétection afin d'aboutir à la construction d'un système d'information territorial qui permet de recueillir et de formaliser un maximum d'informations géo-localisées sur toutes les unités spatiales (parcelle, exploitation et territoire). Le traitement des données satellitaires en appliquant les techniques de télédétection permet d'identifier les cultures considérées comme facteur de pression agricole. Cette démarche vise à accompagner les agriculteurs dans la prise de décision afin de réduire les risques de pollution en tenant compte des caractéristiques intrinsèques et le milieu environnant des parcelles agricoles et ce avec une très haute précision (jusqu'à une résolution spatiale de 10m). De ce fait, la démarche adoptée dans ce travail permettra la caractérisation spatiale de la vulnérabilité d'une manière instantanée et localisée pour que les plans d'action proposés soient effectifs et efficaces sur le plan agro-environnemental et spatio-temporel. L'enjeu est ainsi de déterminer des indicateurs significatifs pour l'agrégation de la vulnérabilité de l'échelle parcellaire à l'échelle territoriale, représentant ainsi l'outil clé pour les démarches de protection des ressources naturelles. Afin de bien répondre à cet enjeu, plusieurs hypothèses ont été émises :

- L'étude de la vulnérabilité intrinsèque des parcelles agricoles permet d'identifier les zones les plus sensibles à la pollution diffuse et leur localisation par rapport aux ressources naturelles afin d'orienter le choix des agriculteurs en termes de pratiques phytosanitaires et cultures mises en place dans une mesure de gestion des risques de toxicité et de réduction de la pollution diffuse ;

- L'analyse spatiale de l'intersection de la vulnérabilité des ressources naturelles et du risque de la pollution diffuse liée à l'usage des pesticides à l'échelle des parcelles permet d'estimer le risque des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et l'environnement, notamment les ressources en eau ;

- La conception d'une démarche de caractérisation de la vulnérabilité des ressources naturelles à différentes échelles spatiales offre la possibilité d'une gestion participative de la pollution phytosanitaire diffuse au niveau des parcelles agricoles et également au niveau du bassin versant (un territoire agricole plus large) ;

- Les outils d'aide à la décision pour la réduction des risques de la pollution liés aux produits phytosanitaires font partie des systèmes d'intelligence territoriale, prenant en compte les différentes composantes de l'espace, leurs interactions et les règles de décision des acteurs pour évoluer d'une gestion individuelle à une gestion collective.

Cette thèse de doctorat a été réalisée dans le cadre du projet de recherche SPAGER_Phy (Spatialisation et Gestion des Risques Phytosanitaires) financé par la région Occitanie et par le laboratoire LAMES du CIHEAM-IAMM. Ce travail de recherche a été mené en collaboration avec la coopérative Qualisol qui a participé dans l'organisation des enquêtes auprès des agriculteurs et à fournir des bases de données sur les pratiques agricoles dans le bassin versant de la Gimone. Cette thèse est une continuité du mémoire de master of sciences réalisé au sein de l'institut agronomique de Montpellier faisant partie des résultats du projet GesPPEIR [2]. Ce projet avait pour objectif de développer une plateforme web interactive « Dephyto[3] » basée sur une gestion intégrée et spatialisée des activités agricoles. Cette plateforme fournit des services, destinés aux acteurs du domaine agricole, en particulier les agriculteurs et les techniciens agricoles, pour une gestion opérationnelle et stratégique de la production agricole dans un

[2] **GesPPEIR (2017-2020)** : « Gestion eau, Phytosanitaires, Prévisions et Indicateurs de Risques », projet de recherche collaboratif élaboré en 2016 en collaboration entre le CIHEAM-IAMM et l'entreprise R&D Ecoclimasol et financé par le FEDER et la région Occitanie (France).
[3] https://www.dephyto.com/

contexte d'une transition agro-écologique raisonnée. Les différents acteurs de terrain et les décideurs politiques ont exprimé le besoin de développer un outil d'aide à la décision à différentes échelles spatiales, basée sur l'évaluation d'un ensemble d'indicateurs de risque et de vulnérabilité. La méthode de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles est destinée à être répliquée dans l'ensemble de la région méditerranéenne pour améliorer la gestion de risques de pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires agricoles.

Ce travail de thèse vient compléter les recherches déjà menées au sein du laboratoire de recherche (LAMES) sur les risques causés par l'usage des produits phytosanitaires (Ayadi et al., 2014 ; Le Grusse et al., 2014 ; Mghirbi el al., 2015 ; Mghirbi, 2016 ; Mghirbi et al., 2017 ; Ezzedine, 2018 ; Kanj, 2018 ; Mghirbi et al., 2018). Cette thèse est la fin d'un ensemble de travaux de recherche qui part de la construction du logiciel ETophy de calcul d'indicateurs de risques sur la santé et l'environnement résultant de l'utilisation des produits phytosanitaires (Ayadi, 2013), ensuite la conception du modèle OptiPhy de recherche d'itinéraires de traitement optimisés sous contrainte via une démarche d'analyse multicritère (Mghirbi, 2016), et finalement l'étude du trasfert des matières actives en fonction des caractéristiques du milieu physique et les propriétés des matières actives (Kanj, 2018). Elle vient apporter une dimension innovante en combinant l'analyse agronomique et géomatique afin d'élargir les champs d'étude et d'intervention dans le but de diminuer les risques sur la santé publique et l'environnement, grâce à un travail de changement d'échelle du pixel au bassin versant. Avec tous ces travaux réunis nous serons en mesure de développer un système interactif et automatisé d'optimisation des pratiques de traitement phytosanitaire sur un espace donné et avec une culture spécifique.

ORGANISATION DU DOCUMENT

Pour répondre à ma question de recherche, ma démarche de thèse s'articule autour de trois parties principales complémentaires composées de trois chapitres, chacune avec une introduction générale et une conclusion.

L'introduction générale présente le contexte et les enjeux scientifiques de l'étude des risques de la pollution diffuse et la vulnérabilité des milieux naturels ainsi qu'une présentation des objectifs et des hypothèses de recherche.

La première partie intitulée « *Etat de l'art de la vulnérabilité des ressources naturelles à la pollution diffuse et la gestion des risques liées aux pratiques phytosanitaires agricoles* » comprend trois chapitres qui présentent une synthèse bibliographique des principaux axes de

recherche : (i) les risques de la pollution diffuse liées aux pratiques phytosanitaires agricoles, (ii) la vulnérabilité des ressources naturelles et l'apport de l'analyse spatiale dans la gestion des risques et iii) le rôle de l'agriculteur et des acteurs locaux dans la gestion de la pollution diffuse pour un meilleure gestion locale et territoriale. Dans le premier chapitre, nous mettons l'accent sur la notion et l'origine de la pollution diffuse avec une étude d'état des lieux de l'utilisation des pesticides en France. Nous parlons ensuite du devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement et des outils qui permettent d'évaluer leur risque y compris les approches d'analyse spatiale. Nous citons également les travaux scientifiques qui ont abordés ce sujet et qui ont développé des modèles et des techniques d'évaluation du risque de pollution sur les différents compartiments de l'environnement, ainsi que sur la santé humaine. Dans le deuxième chapitre, nous présentons la notion et l'origine de la vulnérabilité des ressources naturelles tout en abordant les différentes méthodes et outils d'évaluation de la vulnérabilité. Nous expliquons également comment la géographie et la télédétection ont un rôle très pertinent dans la gestion et de prévision de la vulnérabilité intrinsèque sur différentes échelles spatiales, de la parcelle au territoire. Les rôles des acteurs locaux et des gestionnaires du territoire dans la gestion de la pollution diffuse sont traités dans le troisième chapitre. Nous parlons des différents acteurs intervenant dans la prise de décision et du pilotage de l'usage des pesticides sur les parcelles d'un territoire donné ainsi que des outils réglementaires mis pour contrôler et limiter le recours aux pesticides.

La deuxième partie intitulée « *Développement d'une approche multicritère et multidimensionnelle de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et du risque de la pollution diffuse* » est consacrée à la méthode utilisée et aux différents outils employés dans l'approche multicritère. Nous présentons dans le premier chapitre un aperçu de la démarche générale, les bases de données utilisés, les méthodes et les différents types des résultats que nous souhaitons obtenir. Nous présentons ensuite notre territoire d'étude, le bassin versant de la Gimone dans le sud-ouest de la France. Nous commençons par sa localisation, et son positionnement par rapport aux enjeux de la pollution diffuse afin de justifier le choix de la zone d'étude par rapport à notre problématique. Puis, nous étudions ses caractéristiques physique, agronomique et sociale. Le deuxième chapitre est dédié à l'approche d'analyse multicritère de la vulnérabilité des ressources naturelles et le choix des indicateurs qui serviront à la conception des cartes de vulnérabilité à différentes échelles spatiales. Le troisième chapitre traite la méthode d'analyse du risque sur la santé humaine et sur l'environnement. La base de données des pratiques phytosanitaires sera présentée en premier lieu, suivie de la méthode de calcul des notes

du risque, dans le but de concevoir des cartes de risque. Le croisement entre les cartes du risque et les cartes de vulnérabilité sera expliqué dans les deux derniers chapitres de cette partie avec une présentation de la démarche d'analyse spatiale.

La troisième partie intitulée « *Résultats d'analyse des pratiques phytosanitaires et évaluation de la vulnérabilité et du risque de la pollution diffuse dans le cadre d'une approche de gestion participative* » est dédiée à la présentation des résultats de la démarche méthodologique adoptée. Cette partie permet d'appliquer et de valider la méthodologie construite via une étude portée sur le bassin versant de la Gimone. Le premier chapitre présente une analyse descriptive des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire calculés sur les parcelles des cultures du bassin versant de la Gimone. Il traite également les résultats d'analyse spatio-temporelle de l'utilisation et du risque des matières actives utilisés dans le territoire étudié. Le deuxième chapitre illustre les cartes d'analyse de vulnérabilité ainsi qu'une étude de la part de vulnérabilité des différents indicateurs. Le troisième chapitre est consacré aux résultats d'analyse du risque, aux cartes du risque sur la santé humaine et sur l'environnement, ainsi qu'au résultat de croisement entre risque et vulnérabilité, et à son rôle pour une meilleure gestion des pesticides, au niveau de la parcelle et au niveau territorial, tout en tenant compte de l'apport des gestionnaires locaux dans cette initiative de gestion participative.

Le document s'achève par une conclusion générale et une présentation des perspectives. Nous citons ainsi les apports scientifiques et méthodologiques du travail et leur correspondance avec la problématique scientifique et les enjeux prédéfinis. Nous présentons également l'apport de l'analyse spatiale et des outils d'aide à la décision dans la gestion des risques environnementaux via un retour sur le modèle développé lors de cette étude scientifique et une évaluation de la pertinence des résultats obtenus lors de son application sur notre territoire d'étude. Finalement, nous évoquons les perspectives du travail élaboré et la possibilité de reproduction du même modèle sur d'autres territoires afin d'aboutir à une démarche universelle d'analyse du risque et de vulnérabilité, adaptable à d'autres contextes physiques et agronomiques.

PREMIERE PARTIE

ETAT DE L'ART DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES A LA POLLUTION DIFFUSE ET LA GESTION DES RISQUES LIEES AUX PRATIQUES PHYTOSANITAIRES AGRICOLES

INTRODUCTION

La première partie est consacrée aux éléments de cadrage théorique et opératoire de la présente recherche. Elle présente une synthèse bibliographique sur les notions adoptées dans cette étude : le risque de pollution diffuse et la vulnérabilité des ressources naturelles, leurs définitions et origine ainsi que leurs méthodes d'évaluation et de gestion.

L'objet de cette partie est d'expliciter les bases théoriques sur lesquelles repose notre recherche. Celle-ci s'appuie sur un certain nombre de concepts, à la croisée de différentes disciplines en sciences sociales mais aussi relevant du domaine des sciences et technologies. Ainsi, les notions de participation publique et de technologies de l'information géographique sont traitées dans la mesure où elles interrogent le territoire et le contexte social qui participe dans la définition des enjeux environnementaux étudiés.

Le chapitre 1 présente tout d'abord un état des lieux sur la thématique de pollution diffuse. Dans un deuxième lieu, une étude sur l'usage des pesticides en France sera faite afin de cerner la problématique sur une échelle régionale et nationale. Les outils d'évaluation et de gestion de pollution sont par la suite détaillés avec une partie consacrée à l'adoption des systèmes d'information géographique pour une meilleure gestion.

Le chapitre 2 traite la notion de la vulnérabilité avec toutes ses origines et sa relation avec les ressources naturelles (ressources en eau, sols et biodiversité). Afin de mieux présenter cette notion, ce chapitre illustre les méthodes et les outils d'évaluation de la vulnérabilité avec un point focal sur l'apport de l'analyse spatiale et des outils de télédétection dans la gestion de la vulnérabilité à différentes échelles spatiales.

Le chapitre 3 identifie les acteurs locaux qui interviennent dans la gestion participative de la pollution diffuse et les outils règlementaires mis en place afin de limiter le risque et de mieux gérer les ressources naturelles sur les territoires agricoles. L'information géographique est traitée comme un outil clé pour la gestion participative du territoire, ce qui définit l'approche de géographie sociale présentée dans ce dernier chapitre.

CHAPITRE 1. POLLUTION DIFFUSE ET GESTION DES RISQUES DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES AGRICOLES

1. Risque de pollution diffuse : notion et origine

1.1 Notion de risque

Dans la littérature, le concept de risque est lié à celui de « danger ». Par définition, les concepts de risque et de danger sont à la base de la gestion du risque quelle que soit leur nature. Ils ont fait l'objet d'exposés et de discussions détaillées (OCDE, 1995 ; Van Leeuwen et Hermens, 1996).

Un danger est toute substance chimique et tout micro-organisme de fait de leurs propriétés, et tout phénomène et toute action de fait de leurs caractéristiques, susceptibles de causer un effet nocif sur l'homme et/ou l'environnement (Calvet et al., 2005).

Un risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (homme, population, écosystème…) à un danger. À côté de cette caractéristique quantitative, un risque possède deux caractéristiques qualitatives : sa nature et son aptitude (sa gravité) (Calvet et al., 2005). Ainsi, son estimation est très difficile et parfois impossible car le risque est une variable semi-quantitative ou, dans la majorité des cas, est qualitative. La nature du risque dépend de la nature d'entité concernée (ex : homme, milieu naturel, exploitation agricole, …). Il est à noter qu'il n'existe un risque pour une entité donnée que si elle est exposée à un danger. Nous pouvons signaler que l'existence d'un risque dépend non seulement de l'existence du danger mais également de l'exposition à ce danger. Dans notre recherche, nous nous sommes limités aux risques environnementaux. Ces derniers sont les risques liés à l'environnement physique, chimique et biologique de l'homme et de tous les organismes vivants. Dans la littérature, il existe différents types de risques environnementaux ainsi que plusieurs catégories de risques définies en fonction du type de dangers et des entités concernés. Au cours de cette dernière décennie, plusieurs organisations internationales telles que l'OCDE, la FAO et l'OMS ont confirmé qu'il y a eu un développement significatif des études relatives aux risques environnementaux ainsi que des méthodes de leur gestion.

En agronomie, le risque associé aux produits phytosanitaires, principalement à la matière active, se traduit par la combinaison, 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). Il s'agit du « risque potentiel », auquel s'associe le potentiel

de toxicité d'un produit utilisé sur la santé humaine et/ou sur l'environnement (Duong, 1999 ; Elbouqdaou et al., 2005 ; Macary et Vernier, 2007 ; Vincent et al., 2000).

Le concept de risque en géographie permet d'envisager le fonctionnement des territoires voire de la planète et d'en montrer la complexité. Le risque résulte en effet de l'interaction entre un aléa naturel ou technologique et les multiples formes de vulnérabilités aux échelles locale, régionale voire globale (Veyret et al., 2017). Ce concept peut avoir le nom du « risque estimé », vu l'intégration de la composante de vulnérabilité dans l'estimation du risque. L'aléa se décline en fonction de ses origines, météorologiques (inondation, cyclone, tempête, grêle, avalanche, feu de forêt, sécheresse), géologiques (séisme, volcanisme, mouvement de terrain), technologiques (fuites, explosion, incendies ou ruptures liées à la manipulation, la production, le stockage, le conditionnement ou le transport de matières dangereuses, y compris nucléaires, l'exploitation minière ou d'un barrage). La vulnérabilité traduit les aspects intrinsèques de fragilité d'une société (pauvreté, vieillissement…) et désigne plus globalement la propension d'une personne, d'un bâtiment, d'une infrastructure matérielle, mais aussi d'une entreprise, d'une activité ou plus largement d'un territoire à subir un dommage.

L'échelle d'étude des risques est très variable. Ainsi, un risque local s'analyse à grande échelle (individu, entreprise, quartier, commune, agglomération). Cependant, il doit être étudié sur plusieurs échelles de temps et d'espace. Non seulement il peut affecter un individu ou un territoire (notion approfondie p.60) de taille variable, mais par effets de diffusion menacer aussi des échelles plus larges (bassin versant). Par ailleurs, les conséquences d'un aléa peuvent être décalées dans le temps et être ressenties plusieurs mois voire plusieurs années plus tard, en particulier lorsqu'il s'agit d'impacts sanitaires liés à l'exposition ponctuelle ou prolongée à des matières toxiques (Veyret et al., 2017).

Dans ce projet de recherche, nous nous intéressons aux risques environnementaux liés à l'utilisation des pesticides et à leur impact en termes de pollution diffuse affectant les ressources naturelles. Le risque de pollution signifie à quel niveau les usages des ressources naturelles peuvent être affectés. Ce potentiel de contamination dépend de la combinaison de deux facteurs (Macary, 2006) : la vulnérabilité d'un milieu ou la possibilité de ce milieu d'être pollué. Elle exprime la façon dont le milieu répond à la contamination et la pression exercée par les autres activités (produits phytosanitaires).

1.2 Notion de pollution diffuse

Selon la directive européenne, le terme pollution est par définition « l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substance 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).

Il existe deux types de pollution, la pollution ponctuelle ou localisée et la pollution diffuse (Marsala et al., 2020). La pollution ponctuelle résulte de rejets de produit plus au moins important dans le milieu de façon accidentelle liée à des pratiques de manipulations mal adaptées ou des déversements des produits. Ce type de pollution est limité dans le temps et dans l'espace (Boulanger-Fassier S., 2008; Harrison et coll., 2019). Contrairement à ce dernier, la pollution diffuse concerne l'apport de polluants par une multitude de petites sources sur l'ensemble du territoire amenant à la dispersion des polluants à grande échelle dont les origines sont difficilement identifiables (Calvet et al., 1995, Labite et al., 2011). Ainsi, les sources géographiques sont dispersées et chacune contribue pour une faible part dans la contamination observée. C'est la raison pour laquelle cette pollution est qualifiée de diffuse. 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). Cependant son effet sur l'environnement n'est pas négligeable. Celle qui nous intéresse, les pratiques agricoles notamment les produits phytopharmaceutiques appliqués sur une surface agricoles lors du traitement peuvent être l'origine de la pollution diffuse, engendrée par le transfert des molécules vers les différents compartiments de l'environnement (sol, air, sédiment, etc.) et notamment vers les eaux superficielle et souterraines ou ruissellent en direction des cours d'eau (Carluer et al., 2017). A titre d'exemple, la pollution diffuse de l'eau peut être importante si les traitements avec les pesticides sont répétés, surtout lors des épisodes pluvieux suivant une application, ou si la topographie des terres agricoles est propice au ruissellement (Carluer et al., 2017, Labite et al., 2011). De plus, les matières actives sont facilement transportées par le ruissellement vers les eaux de surface ou les eaux souterraines situées sous le couvert végétal par infiltration dans la structure de faille (Pompermaier et al., 2021; Yuan et al., 2022).

Les produits phytosanitaires utilisés en agriculture sont considérés parmi les principales sources de pollution diffuse d'origine agricole (Karimi et al., 2020 ; Renaud et al, 2011 ; Litskas et al., 2020). La désignation « produit phytopharmaceutique » fait appel à d'autres termes. Selon la directive 91/414/CEE du Conseil et concernant la commercialisation des produits phytopharmaceutiques, sont appellés:

Substances actives : « les substances ou micro-organismes, y compris les virus, qui exercent une action générale ou spécifique sur les organismes nuisibles ou sur les végétaux, parties de végétaux ou produits végétaux. »

Préparations : « les mélanges ou solutions composées de deux ou plusieurs substances (co-formulants), dont au moins une substance active, destinés à être utilisés comme produits phytopharmaceutiques. »

Produits phytopharmaceutiques : « les préparations contenant une ou plusieurs substances actives destinées à protéger les végétaux contre les organismes nuisibles et à prévenir leur action ». Leur application agit sur les processus vitaux des végétaux tout en éliminant les végétaux indésirables et freinant une croissance indésirable. Les pesticides font partie des biocides (qui représentent toutes sortes de substances chimiques) et englobent les produits phytosanitaires. L'application des produits phytosanitaires peut lever plusieurs freins en agriculture puisqu'elle permet d'avoir des bons rendements et par la suite de favoriser les échanges commerciaux et les gains économiques. Par ailleurs, la quasi-totalité des produits phytosanitaires qui restent après un traitement appliqué se disperse dans l'environnement et rejoint les trois écosystèmes : l'air, le sol et l'eau. Les mécanismes de suivi du devenir de ces produits sont nombreux, complexes et encore mal connus. Ils sont classés en trois phénomènes : rétention, dégradation et transfert (Colin, 2000).

1.3 Risque sanitaire lié à l'utilisation des pesticides

Les produits phytosanitaires sont à l'origine des risques directs et indirects pour la santé humaine (applicateur ou utilisateur et population exposée aux risques de toxicité par l'air, l'eau et l'alimentation) (Lammoglia et al., 2017), ainsi que des risques de pollution de l'environnement et des écosystèmes (biodiversité, qualité des eaux superficielles et souterraines) (Kanj, 2018 ; Millet et Bedos, 2016).

Les questions de santé publique que pose l'usage des pesticides sont nombreuses et concernent des pathologies et populations multiples, notamment les consommateurs, les résidents de zones

agricoles, les travailleurs du secteur agricole mais aussi d'autres secteurs tels que les employés des parcs et jardins et les particuliers qui recourent à ces produits dans leur foyer.

Des études épidémiologiques ont évoqué des liens entre l'exposition aux pesticides, en particulier en milieu professionnel, et le risque d'apparition de pathologies cancéreuses, neurologiques ou encore de troubles de la reproduction. Ceci a conduit à renforcer les exigences européennes et nationales en matière d'autorisation des pesticides et à interdire les substances les plus dangereuses (Bukalasa et al., 2017 ; Carles et al., 2017 ; Coste et al., 2020).

Alors que les sources d'exposition professionnelle aux pesticides découlent directement de l'emploi qui en est fait (production, traitement des cultures ou des animaux, etc.), la population générale est essentiellement exposée au travers des contaminations de son alimentation et de son environnement. Selon l'OMS, l'alimentation et l'eau potable sont les principales sources d'exposition aux pesticides, sachant que la contribution moyenne de l'eau à l'exposition alimentaire totale est inférieure à 5%.

Les liens entre l'exposition aux pesticides et la survenue de nombreuses maladies restent encore méconnus mais, d'après l'expertise collective de l'Inserm en 2013, mise à jour en 2021[4], ils ne cessent de se renforcer. Ainsi, on peut distinguer deux notions de risque :

Risque aigu : lié à une très forte exposition sur une courte durée, il peut provoquer des effets immédiats ou à long terme (empoisonnements, risques cutanés ou oculaires).

Risque chronique : lié à une faible exposition sur une longue durée, il peut avoir un lien avec de nombreuses maladies (maladie de Parkinson, cancer de la prostate, leucémie ou neurodéveloppement chez les enfants,…).

Les problèmes de santé liés à l'exposition aux produits phytosanitaires présentent malgré tout une réalité inquiétante et à suivre. L'exposition de l'homme aux pesticides relève de trois types de voies: orale (alimentation), respiratoire (air) et cutanée (par contact). Les chiffres de l'OMS indiquent que la contamination des aliments par les pesticides est la voie d'exposition de loin la plus importante. Les évaluations de risque attribuent 90 % de l'exposition à l'alimentation contre 10 % à l'eau et une part moindre à l'air. Les insecticides sont préoccupants car leurs mécanismes d'action, dirigés contre les insectes, peuvent également perturber le métabolisme humain. Ils peuvent entraîner des effets neurologiques graves suivis de séquelles voire la mort. Les risques

[4] **Inserm (2021).** Pesticides et santé – Nouvelles données. https://www.inserm.fr/expertise-collective/pesticides-et-sante-nouvelles-donnees-2021/

liés à l'exposition par voie respiratoire sont comparables à ceux liés à la consommation d'eau de boisson : il y a autant de pesticides dans 2 litres d'eau de boisson (consommation quotidienne) contenant 0,1 µg/l (norme de potabilité) que dans 20 m³ d'air (volume respiré quotidiennement) à 10 ng/m3 (valeur observée en moyenne mensuelle, voire annuelle pour certains pesticides).

Les herbicides présentent des effets moins importants du point de vue de leur toxicité envers les mammifères car leurs mécanismes d'action sont conçus pour perturber le métabolisme des végétaux. Quant aux fongicides, leur toxicité envers les mammifères est variable, se situant habituellement entre celle des insecticides et celle des herbicides. Les intoxications aiguës sont généralement rares, de caractère accidentel et souvent liées à des erreurs de manipulation, à des fraudes ou à l'utilisation de pesticides non indiqués pour certaines cultures. Les intoxications chroniques en revanche constituent un véritable facteur de risque sanitaire. Il s'agit d'un risque à long terme, difficile à estimer car lié à la consommation répétée de doses très faibles, avec des synergies possibles entre les différents pesticides.

Plusieurs travaux montrent en ce sens des signes d'intoxications aiguës (maux de tête, vertiges, troubles hépato-digestifs, problèmes cutanés) et chroniques à cause de l'exposition répétée, même à de faibles doses. Ces intoxications provoquent des maladies graves, notamment le cancer, la maladie de Parkinson, les troubles neurocomportementaux et les atteintes du système reproductif (Testud et al., 2007 ; Costello et al., 2009). Ces maladies sont généralement causées par les substances dites CMR (cancérogènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction). L'inventaire des agents chimiques CMR utilisés en France en 2005, réalisé par l'INRS[5] estime la consommation annuelle de 324 agents chimiques CMR et de plusieurs centaines de dérivés pétroliers. En 2005, 4,8 millions de tonnes d'agents chimiques CMR ont ainsi été utilisés en France (Anses, 2013).

Ces risques affectent la santé publique en passant de l'agriculteur lui-même jusqu'au consommateur. 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 (Meissner et al., 2019).

[5] **INRS :** l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles

2. Etat des lieux de l'utilisation des pesticides en France

2.1 La France premier marché européen

La vente de pesticides au sein de l'UE est en légère baisse sur le long terme selon Eurostat, passant de 360 000 tonnes vendues par an en 2011 à 346 000 tonnes en 2020, soit une diminution de 3,88 % (2019 représentait le plus bas niveau enregistré depuis le début des relevés (333 500), 2020 montre donc une légère remontée de la vente des pesticides) (Eurostat, 2020).

En 2020, les Etats membres de l'UE utilisaient en moyenne 3,30 kg de pesticides par hectare (contre 3,13 kg par hectare en 2019). Un chiffre qui, s'il a relativement peu évolué depuis plus de 30 ans, cache d'importantes disparités entre les pays (figure 1).

En ce qui concerne les pesticides vendus, les volumes de vente les plus élevés en 2020 étaient pour les fongicides et bactéricides (44 %), les herbicides (34 %) et les insecticides et acaricides (14 %) (Eurostat, 2023).

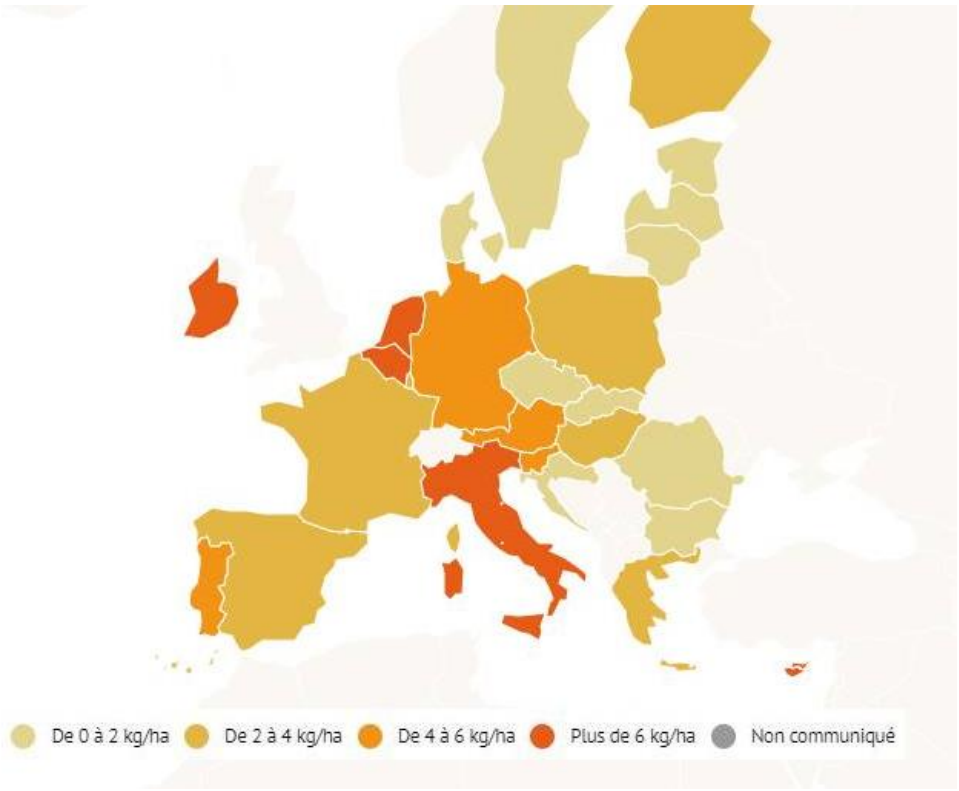


Figure 1. Utilisation de pesticides dans l'UE en kg/ha en 2020
(Source : Données FAO)

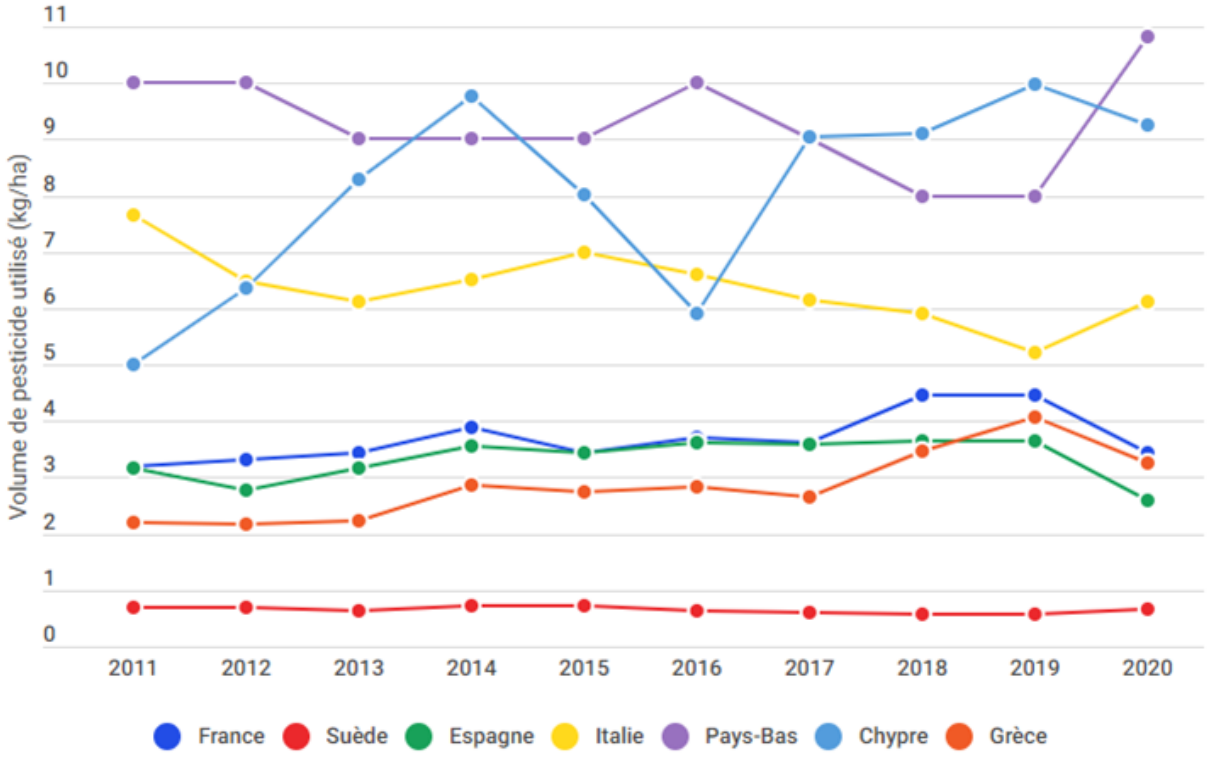


Figure 2. Evolution de l'utilisation des pesticides par pays en Europe entre 2011 et 2020 (kg/ha) (Source : Données FAO)

Les écarts d'utilisation de produits phytosanitaires sont élevés entre les pays européens. Ainsi, selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), les pays qui utilisent le plus de pesticides dans l'UE sont les Pays-Bas (10,82 kg/ha), Chypre (9, 24 kg/ha) et l'Irlande (6,66 kg/ha).

Ces chiffres sont aussi à relativiser selon les pays. De 2011 à 2019, certains ont ainsi utilisé de plus en plus de pesticides par hectare, tel que la France, qui malgré une légère baisse en 2020, a augmenté son utilisation par hectare. En valeur absolue, la France, l'Italie, l'Allemagne et l'Espagne ont déclaré les volumes les plus importants en termes de ventes de pesticides de l'UE en 2020. Ainsi, la France est de loin le premier marché de pesticides à usage agricole. Cela représente un quart des ventes totales, pour une valeur estimée à 3 milliards d'euros en 2017, une somme équivalente aux subventions touchées par les agriculteurs pour protéger l'environnement (environ 2,7 milliards d'euros). Plus loin derrière, l'Allemagne, l'Espagne, l'Italie, le Royaume-Uni et la Pologne, représentent tout de même, à eux cinq, 50 % du marché européen.

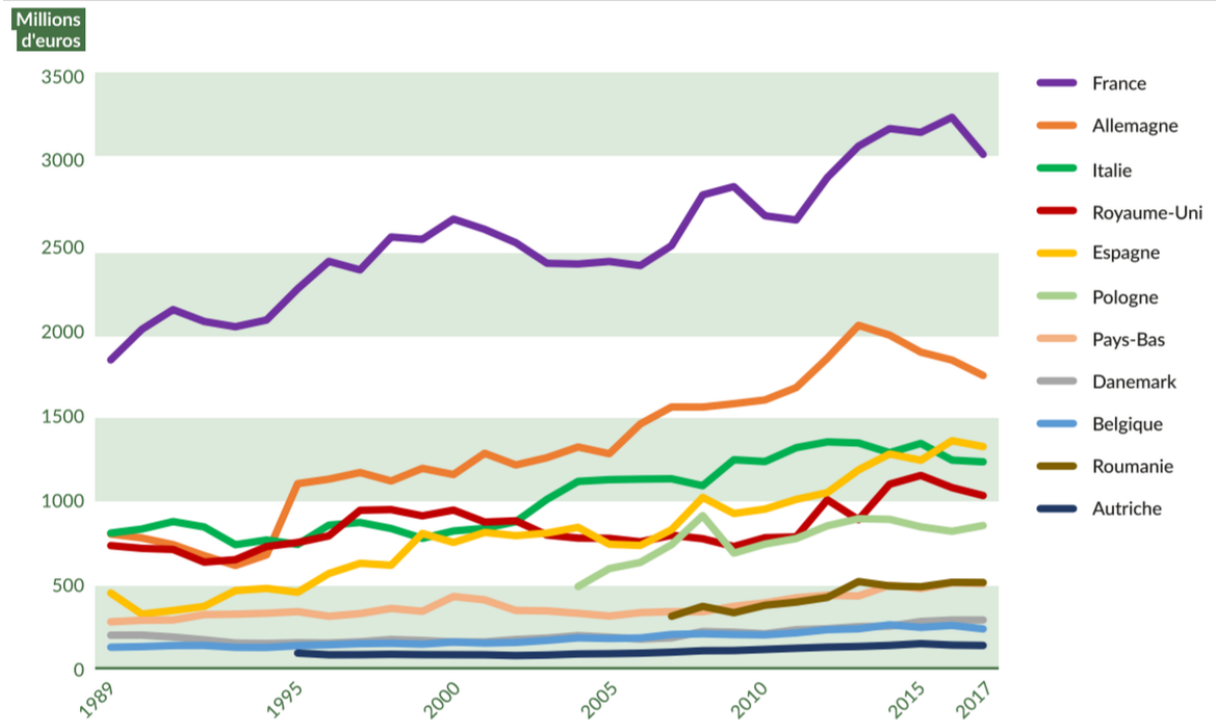


Figure 3. Ventes des pesticides à usage agricole par pays dans l'UE entre 1989 et 2017 (en euros)
(Source : Les données du RICA[6] de l'UE)

Selon les données du RICA, les bénéfices engendrés, en France, par la vente des pesticides se sont élevés à 211 millions d'euros en 2017. À l'échelle européenne, ils ont atteint près de 940 millions d'euros.

2.2 Evolution de l'utilisation des pesticides en France

La quantité de pesticides utilisés dans le monde a augmenté de 80 % depuis 1990, et son chiffre d'affaires a presque doublé pour atteindre 53 milliards d'euros en 2020. En France, sur les 10 dernières années, les ventes de produits phytopharmaceutiques sont restées à des niveaux élevés.

[6] Données du RICA : https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/servicon/I.2/listeTypeServicon/

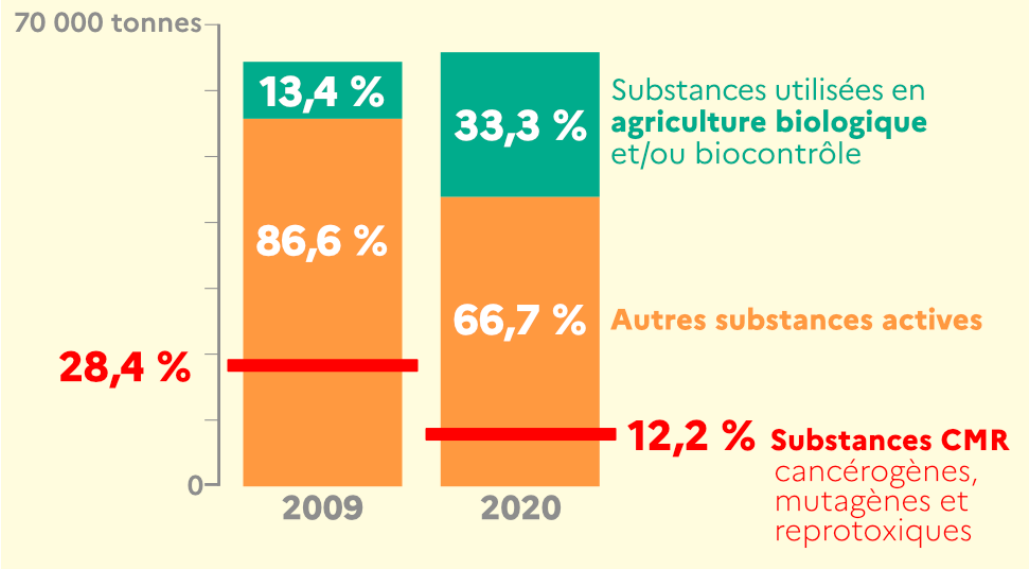


Figure 4. Evolution des quantités (en tonnes) des produits phytosanitaires utilisés en agriculture française entre 2009 et 2020
(Source : BNVD, 2022 : Datavisualisation : données de synthèse des achats de produits phytopharmaceutiques)

La quantité totale de substances actives vendues en France a augmenté de 9 % alors que la surface agricole utilisée (SAU) restait stable (- 0,8 %). Une baisse est observée sur les deux dernières années. Toutefois, les chiffres détaillés font apparaître clairement une modification des usages et des pratiques agricoles (figure 4) :

- Une baisse de la part des substances les plus nocives pour la santé, classées cancérogènes, mutagènes et neurotoxiques (CMR) : diminution de 28,4 % en 2009 à 12,2 % en 2020 ;
- Une augmentation des substances employées en agriculture biologique et/ou en produits de biocontrôle : ils ont presque triplé de quantité en 10 ans en passant de 13,4 % à 33,3 % entre 2009 et 2020 par rapport aux substances totales ;
- Une diminution des ventes de substances actives n'entrant pas dans les usages de l'agriculture biologique ou dans le cadre du biocontrôle (- 20 % entre 2009-2011 et 2018-2020), parmi ces produits, on cite le glyphosate qui représente le premier herbicide vendu en France.

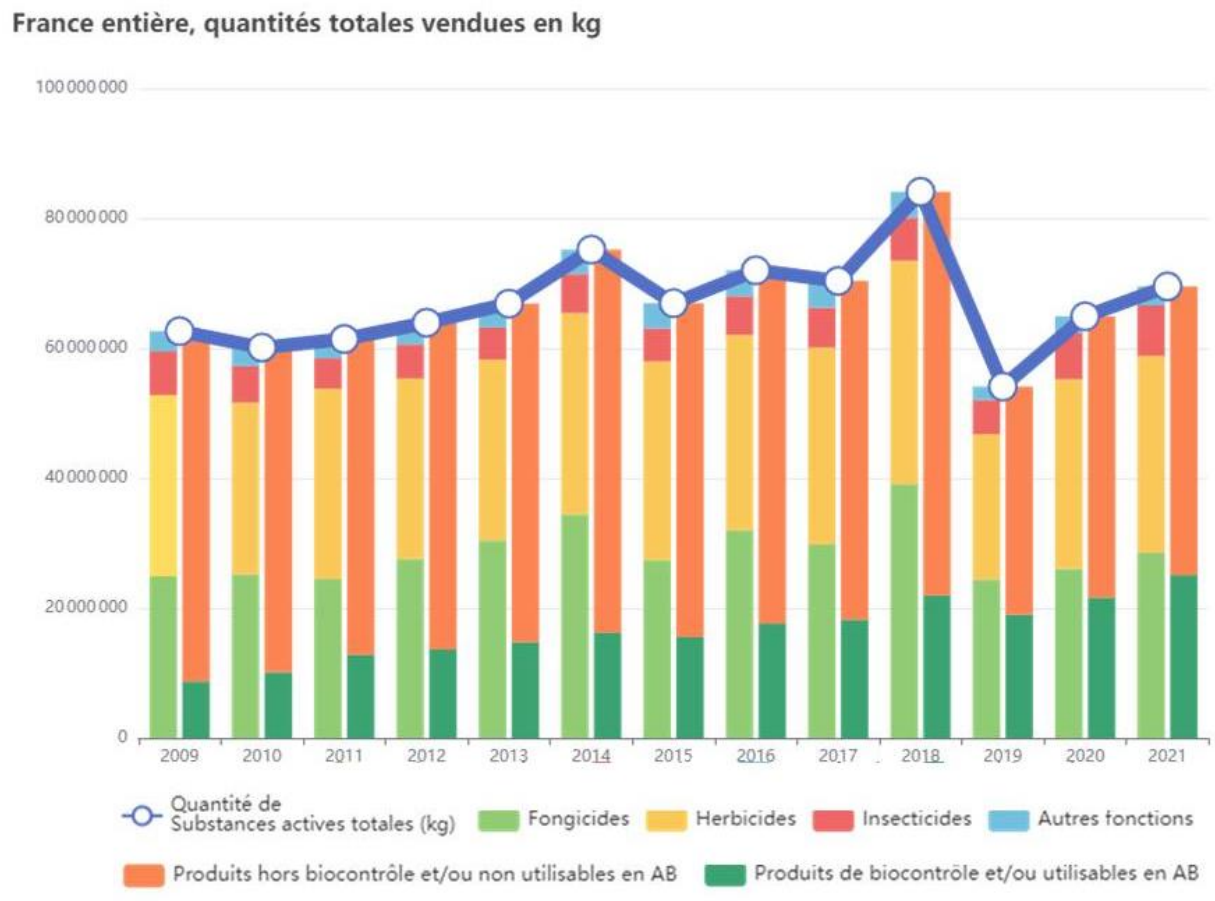


Figure 5. Evolution des quantités totales de substances actives vendues par type d'usages (Source : BNVD, 2021[7])

Proches de 64 000 tonnes (t) sur la période 2009-2013, les ventes sont de l'ordre de 70 000 t en moyenne depuis 2014, avec des fluctuations annuelles marquées, liées aux effets climatiques et aux comportements de stockage. Les ventes de substances actives ont ainsi connu un pic en 2018 (85 000 t, soit + 20 % par rapport à 2017), suivi d'une forte baisse en 2019 (- 55 000 t, soit - 35 % par rapport à 2018), en raison notamment d'achats anticipés fin 2018 dans la perspective de l'augmentation du taux de redevance pollutions diffuses début 2019. En 2020, les ventes s'établissent à 66 000 t, soit un niveau légèrement inférieur au niveau moyen depuis 2015.

L'évolution des ventes par type d'usage permet de distinguer, d'une part, les substances dites conventionnelles dont la réduction est recherchée et, d'autre part, les substances utilisables en agriculture biologique et les produits de biocontrôle dont l'usage est amené à progresser.

Globalement, les quantités de substances actives vendues n'entrant pas dans les usages de l'agriculture biologique ou dans le cadre du biocontrôle diminuent entre 2009 et 2020. Quant aux

[7] Ministère de la Transition Ecologique : **BNVD 2021**. https://ssm-ecologie.shinyapps.io/BNVD2021/

quantités de substances actives vendues utilisables en agriculture biologique et/ou en produits de biocontrôle, elles ont presque doublé entre ces deux mêmes périodes en passant de moins de 11 000 t à plus de 21 000 t.

Cette augmentation d'achat des substances employées en agriculture biologique est justifiée par l'évolution des surfaces bio ou en conversion à l'échelle nationale (évolution de 61% entre 2014 et 2023) et plus précisément l'évolution importante des surfaces bio en viticulture (évolution de 63% entre 2014 (63 358 ha) et 2023 (171 265 ha)). L'agriculture biologique occupe une place de plus en plus importante dans le paysage agricole français. En 2023, l'agriculture biologique représente 10,4 % de la surface totale en France (Agence Bio, 2023).

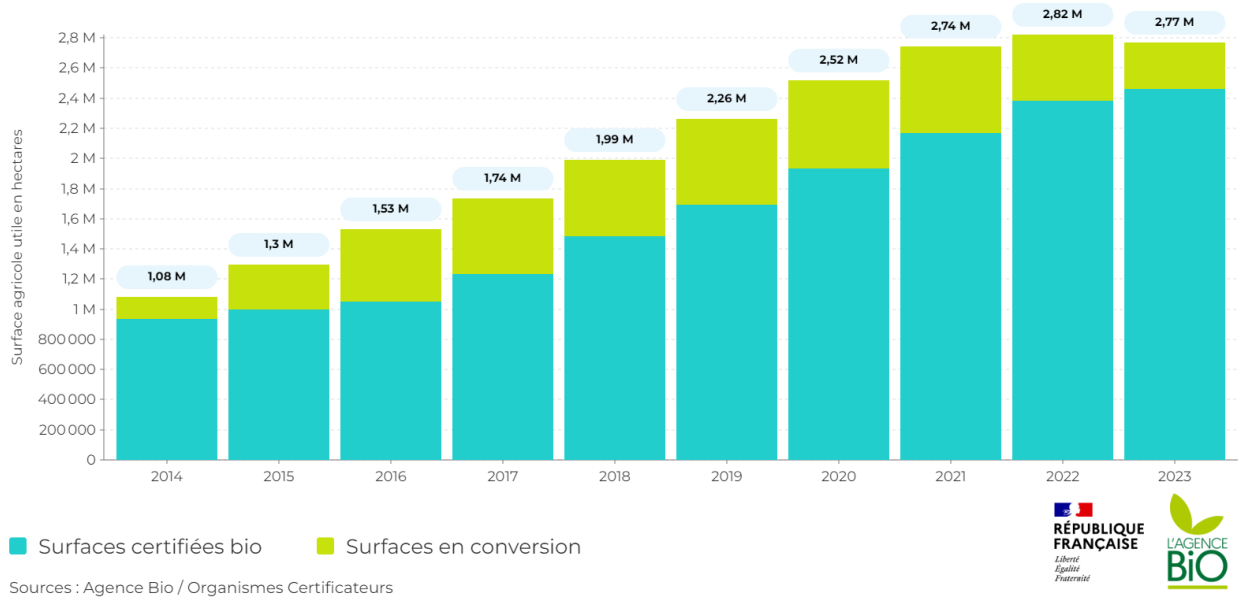


Figure 6. Evolution des surfaces bio ou en conversion en France (Surface agricole utile hors surfaces collectives)
(Source : Agence Bio[8] et organismes certificateurs)

Les ventes des substances actives varient également en fonction du type de produit souhaité, entre herbicide, insecticide et fongicide, selon les besoins de la culture.

[8] **Agence Bio, 2023**. https://www.agencebio.org/observatoire-de-la-production-bio-nationale/

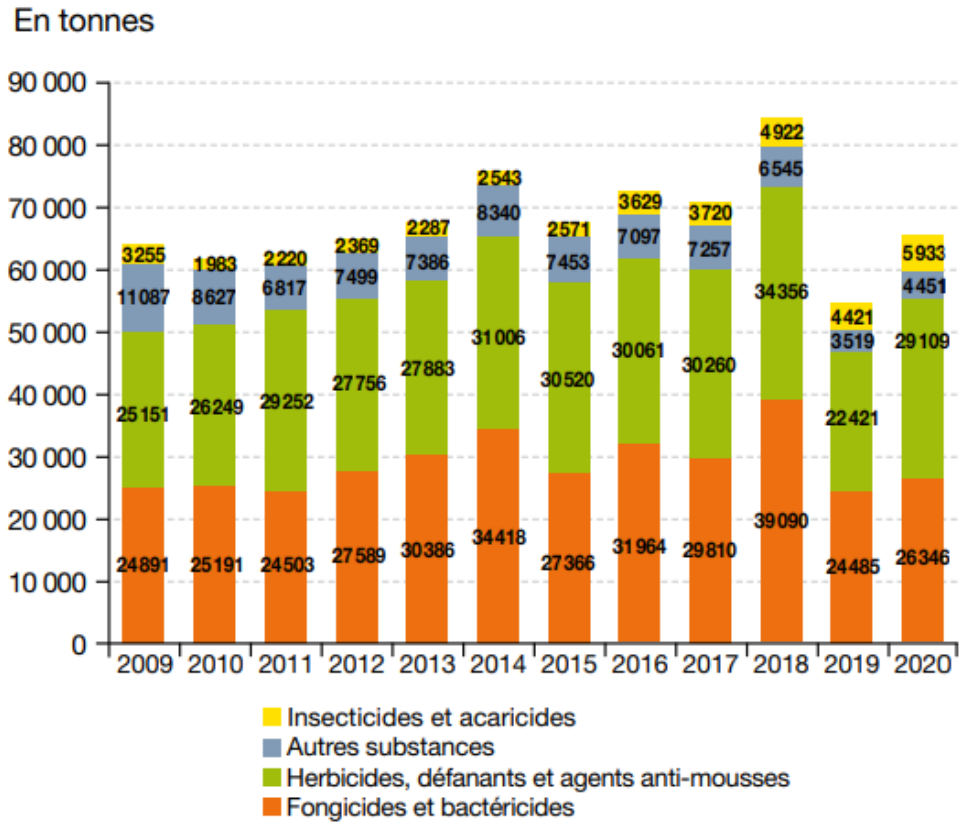


Figure 7. Evolution des ventes de substances actives par fonction
(Source : BNVD, données sur les ventes au code commune Insee des distributeurs ; Traitement : SDES, 2020)

En 2020, les herbicides représentent 44 % des substances vendues, les fongicides et bactéricides 40 %, les insecticides et acaricides 9 %, les 7 % restant étant constitués d'autres produits, comme les régulateurs de croissance par exemple. Entre 2009-2011 et 2018-2020, les quantités de fongicides vendues ont augmenté de 21 %, celles d'herbicides de 6 % et celles d'insecticides de 105 %, tandis que les ventes des autres produits ont diminué de 45 %. Les conditions climatiques ont une forte influence : l'utilisation accrue de fongicides s'observe les années de forte pluviométrie, tandis que les années caractérisées par des températures élevées, telles que 2018 et 2020, sont favorables aux insectes.

2.3 Consommation des pesticides par territoire et par culture

La cartographie de la répartition territoriale des achats reflète les pratiques agricoles locales, notamment les types de cultures qui y sont majoritaires.

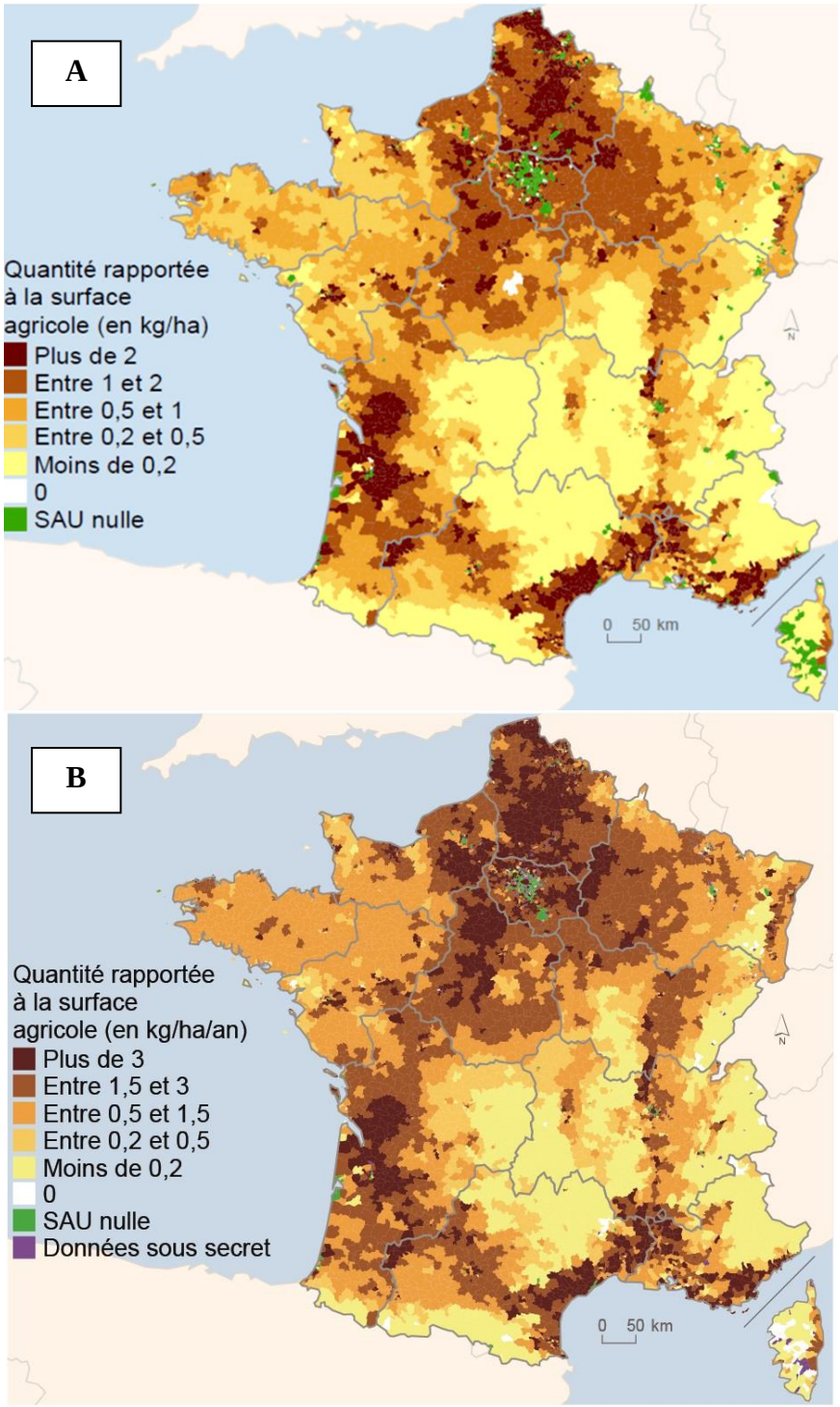


Figure 8. Quantité d'achat de substances actives non utilisables en produits de biocontrôle et/ou en agriculture biologique, rapportée à la surface agricole utile (SAU), par code postal, **(A)** sur la période 2018-2020, **(B)** sur la période 2020-2021
(Source : BNVD, données de 2018, 2019, 2020 et 2021, SSP : recensement agricole 2020 et 2021. OFB, 2020, 2021 et 2022 et SDES, 2022 et 2023)

Les ventes des produits phytosanitaires sont déclarées chaque année par les distributeurs au titre de la redevance pour pollutions diffuses et versées dans la Banque Nationale des Ventes des

Distributeurs de produits pharmaceutiques (BNVD). En comparant les deux cartes 8A et 8B, nous remarquons une augmentation des quantités d'achat des substances actives par hectare sur tout le territoire national en passant des périodes 2018-2020 à 2020-2021. Les valeurs maximales d'achat reportée à l'hectare sont passées de plus de 2 kg/ha vers plus de 3 kg/ha. La plage des couleurs foncées, correspondantes aux quantités les plus élevées se sont étendues sur plus de communes. Les régions les plus consommatrices des pesticides sont les Hauts-de-France, l'Ile de France, le Centre-Val de Loire, la Nouvelle Aquitaine et l'Occitanie.

Afin de mieux comprendre la consommation des pesticides sur le territoire national, nous nous sommes servis de la carte de la répartition technico-économique par commune pour relier les quantités d'achat des substances actives aux cultures mises en place (figure 9).

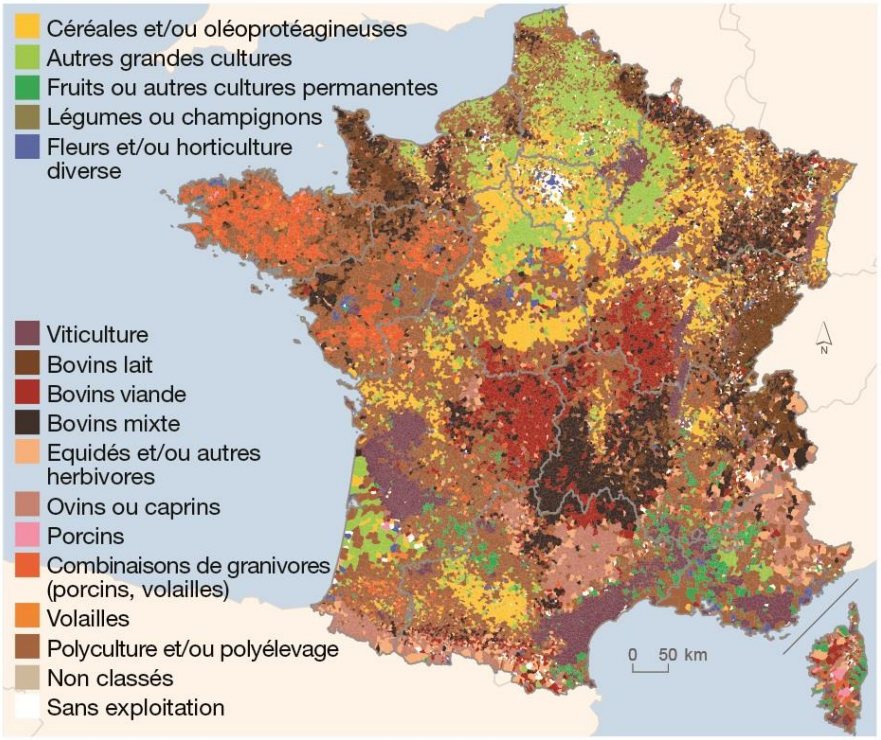


Figure 9. Répartition des orientations technico-économiques par commune en France en 2020 (Source : Agreste, recensement agricole, 2020. Traitements : SDES, 2022)

Les communes dans lesquelles les achats de substances actives (hors usages en agriculture biologique et produits de biocontrôle) rapportés à la SAU des exploitations sont les plus élevés sont souvent situées dans les zones de grandes cultures et de cultures permanentes (viticulture, fruits ou autres cultures permanentes) (figure 9).

La pression phytosanitaire varie selon les régions et dépend des conditions pédoclimatiques, des pratiques agricoles, des pressions sanitaires et des cultures concernées. Elle varie également en fonction du temps, d'une année à une autre (figure 8), du fait de la variation du climat et de l'occupation du sol. En raison de leur surface importante ou de leur sensibilité particulière à un ou plusieurs bioagresseurs, certaines cultures accumulent une forte proportion des pesticides utilisés notamment les cultures fruitières, la viticulture et la pomme de terre.

Une autre représentation de la répartition spatiale des niveaux de consommation des pesticides sur l'échelle nationale, est envisagée, à l'aide de l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) présentée dans la carte ci-dessous. Elle est établie à partir des enquêtes sur les pratiques culturales et représente l'IFT total moyen par commune et par hectare pendant la campagne culturale 2021. Cette représentation concerne tous les produits de synthèse (herbicides, insecticides fongicides, traitement de semence, etc.), hors biocontrôle (figure10).

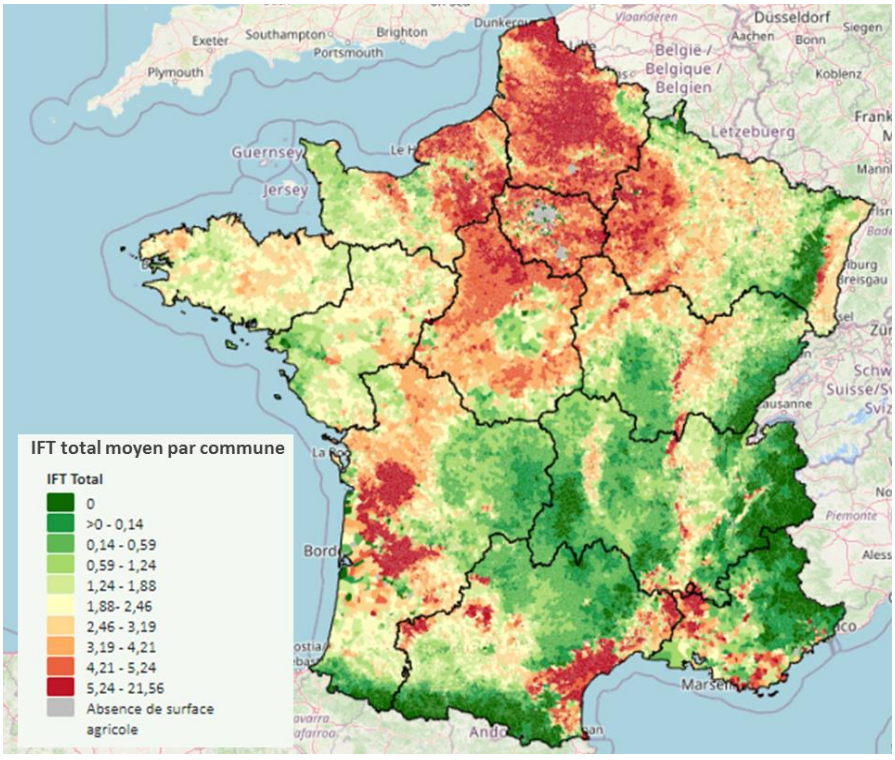


Figure 10. Carte d'utilisation des pesticides en France : estimation du nombre de traitement total par commune par la campagne agricole 2021
(Source : RPG, 2020 (IGN) ; Agence bio, 2020 ; RA, 2010 (Agreste) ; Enquêtes pratiques culturales en agriculture (Agreste) ; Admin express, 2022(IGN) ; Solagro[9])

[9] **Solagro :** Carte Adonis d'utilisation des pesticides en France https://solagro.org/nos-domaines-dintervention/agroecologie/carte-pesticides-adonis

Cette carte révèle que l'exposition aux pesticides dépend de caractéristiques biogéographiques (topographie, climat), de la nature des cultures et de l'intensité des pratiques agricoles. Ce sont les territoires spécialisés dans la viticulture, l'arboriculture fruitière ou les grandes cultures céréalières qui présentent également les IFT les plus élevés. Dans ces territoires, l'assolement est peu diversifié et l'agriculture plus intensive. Parmi ces territoires figurent le grand bassin parisien et les territoires du Nord de la France (spécialisés dans les grandes cultures), la vallée de la Garonne (spécialisée dans la viticulture), la vallée du Rhône (spécialisée dans l'arboriculture fruitière et la viticulture) ou encore la Limagne (spécialisée dans les grandes cultures). Sur ces territoires, les produits chimiques vont se retrouver par la suite dans l'eau. L'IFT permet également de déterminer les types de cultures qui sont les plus dépendantes des pesticides.

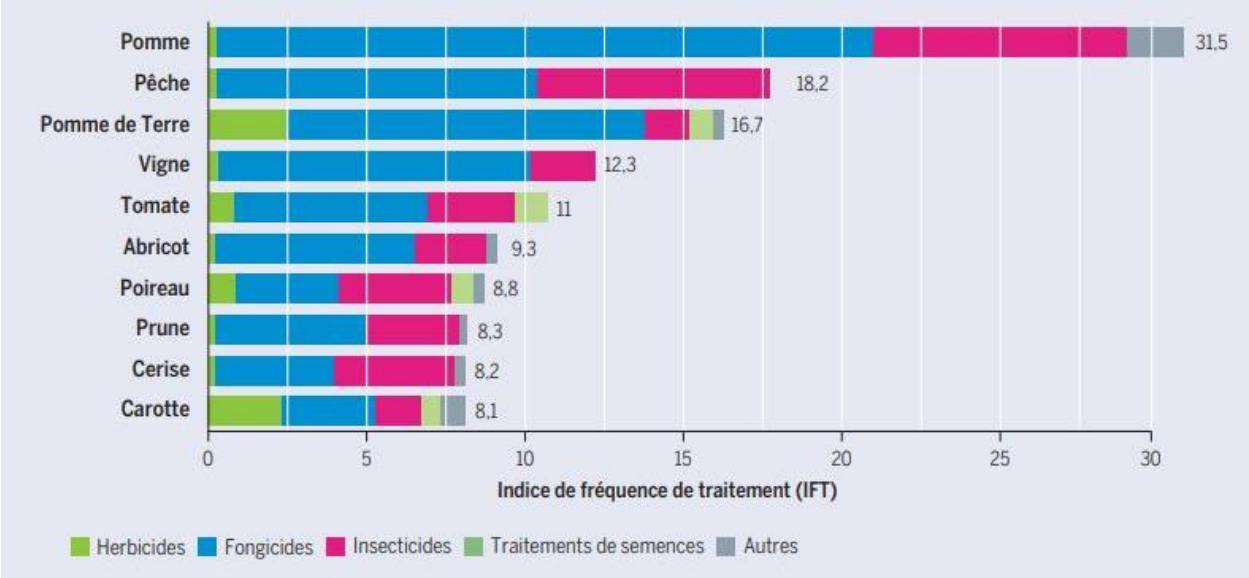


Figure 11. Les cultures les plus traitées aux pesticides en France en 2023
(Source : Atlas des pesticides, 2023 ; Solagro)

C'est particulièrement le cas des fruits puisqu'ils sont les plus consommateurs des pesticides. Les fongicides et les insecticides sont largement utilisés dans cette catégorie de culture, l'arboriculture. La culture des pommes arrivent en tête avec un IFT de 31,5, suivies des pêches (IFT de 18,2). La pomme de terre est également fortement consommatrice de pesticides. La vigne arrive en quatrième position. Les céréales et oléagineux consomment relativement moins de pesticides à l'hectare, le blé tendre ayant un IFT de 5,1, l'orge de 4,3 et le colza de 6,2. Toutefois, ce sont les cultures qui occupent le plus d'espace et qui ont donc l'impact le plus fort sur l'environnement (Atlas des pesticides, 2023).

3. Devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement

3.1 Facteurs de contrôle de devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement

Les données disponibles sur la contamination environnementale font état de la présence généralisée de pesticides ou de leurs métabolites et produits de dégradation sur le territoire.

Pour mieux comprendre le devenir des pesticides dans l'environnement, il faut s'attarder sur plusieurs notions fondamentales en écotoxicologie, qui dépendent à la fois des propriétés de la substance polluante et du milieu dans lequel elle a été introduite (Lamy et al., 2022).

3.1.1 La biodisponibilité

La biodisponibilité d'une substance chimique désigne sa capacité à interagir avec les organismes vivants. Cette notion est très importante dans l'évaluation du risque écotoxicologique dont la pertinence repose notamment sur l'aptitude à prédire quelle sera la fraction contaminante des micropolluants susceptible d'exercer une action toxique sur les organismes (Vasseur et al., 2021).

En effet, en particulier dans le milieu aquatique, les mécanismes physiques (transport, diffusion, fixation sur des particules), chimiques (dégradation, liaisons avec d'autres molécules) et biologiques (biodégradation bactérienne, accumulation, digestion, transformation) interagissent et transforment les contaminants qui deviennent plus ou moins accessibles et plus ou moins dangereux (Gourlay-Francé, 2010).

Ainsi, dans le cas d'une contamination d'un sol par les métaux lourds :

- Si ces derniers sont essentiellement absorbés (collés) à la surface des particules, ils sont alors faiblement biodisponibles pour la faune du sol, comme les vers de terre ;
- En revanche, si ces mêmes polluants sont dissous dans l'eau présente entre les particules du sol, alors ils sont biodisponibles et potentiellement dangereux pour ces mêmes vers de terre.

A noter que la biodisponibilité dépend à la fois du polluant, de son devenir dans l'environnement mais aussi de la physiologie de l'organisme exposé. En clair, la biodisponibilité d'un polluant ne sera pas la même pour une plante, pour un poisson ou pour une moule car ces trois organismes ne vivent pas au même endroit et ne se nourrissent pas des mêmes éléments.

3.1.2 La biodégradabilité

La biodégradabilité est la capacité d'un polluant à être dégradé biologiquement c'est-à-dire par l'action d'organismes biologiques. La biodégradabilité est très variable selon les conditions du milieu (température, humidité, pH, etc.) et selon la nature du composé (Lamy et al., 2022 ; Vasseur et al., 2021).

Prenons l'exemple du benzène, il présente un temps de demi-vie de 5 à 16 jours dans le sol (il est rapidement biodégradé) mais de 10 jours à 10 ans dans une nappe d'eau souterraine (il est persistant).

3.1.3 La stabilité

S'il n'est pas biodégradé rapidement, le polluant peut rester sous sa forme initiale ou bien se transformer en un autre composé appelé métabolite ou « produit de dégradation ».

En effet, une fois absorbé par un organisme vivant (poisson, mollusque, vers de terre, etc.), le polluant peut subir des transformations biologiques appelées biotransformations. Ces biotransformations ont pour but de détoxifier les polluants en fabriquant un métabolite moins toxique. Cependant, il peut arriver que ces biotransformations provoquent l'apparition de métabolites plus toxiques que le composé initial.

Des transformations peuvent également avoir lieu directement dans le milieu (eau, air, sol, sédiment, etc.) sous l'effet des conditions physico-chimiques (température, lumière, présence d'autres composés…) et de l'activité microbienne. De même que dans les organismes vivants, le nouveau composé formé peut être plus ou moins toxique que le composé initial. Prenons l'exemple du pesticide DDT, il peut se transformer en DDE sous l'effet de l'activité microbienne alors que le DDE est un composé encore plus toxique que le DDT (Lamy et al., 2022 ; Vasseur et al., 2021).

3.1.4 Le transfert

Lorsqu'on s'intéresse au transfert des contaminants dans les organismes, trois notions de l'écotoxicologie apparaissent comme fondamentales : la bioconcentration, la bioaccumulation et la bioamplification (Orias, 2015 ; Orias et al., 2015).

La bioconcentration : Phénomène par lequel un organisme va concentrer une substance en concentration supérieure à celle du milieu, uniquement via la respiration et la diffusion cutanée (= passage à travers la peau). Ce milieu peut être l'eau ou le sédiment pour les

organismes aquatiques ou le sol et/ou l'air pour les organismes terrestres. Ce processus est le résultat du rapport entre la vitesse de pénétration de la substance dans l'organisme (via la respiration et la diffusion cutanée) et la vitesse d'élimination (via échanges respiratoires, métabolisme et dilution par la croissance) : c'est le facteur de bioconcentration (BCF) (Orias, 2015).

La bioaccumulation : Phénomène par lequel un organisme va concentrer une substance en concentration supérieure à celle du milieu via toutes les voies d'exposition y compris l'alimentation. Ce processus est le résultat du rapport entre la vitesse de pénétration de la substance dans l'organisme (via respiration, diffusion cutanée et alimentation) et la vitesse d'élimination (via les échanges respiratoires, le métabolisme et la dilution par la croissance) : c'est le facteur de bioaccumulation (BAF) (Orias, 2015).

La bioamplification : Phénomène par lequel un contaminant se retrouve en concentration plus importante dans un organisme que dans son alimentation. Ainsi, dans une chaîne alimentaire, un contaminant qui est bioamplifié se retrouve en concentration toujours plus élevée chez l'organisme du maillon n+1 que chez l'organisme du maillon n. On peut ainsi calculer un facteur de bioamplification entre deux maillons de la chaine alimentaire (Orias, 2015).

3.2 Impact de la pollution diffuse sur l'environnement

Bien que les produits phytosanitaires jouent un rôle important pour lutter contre les bio-agresseurs des cultures, il est important de souligner qu'ils sont à l'origine de la pollution de l'environnement. En effet, l'utilisation des pesticides en agriculture peut entrainer des pertes en matières actives dans des endroits autres que la cible et se retrouver par la suite dans l'air, le sol, les eaux superficielles et les eaux souterraines (Gatignol et Etienne, 2010 ; Tang et al., 2021).

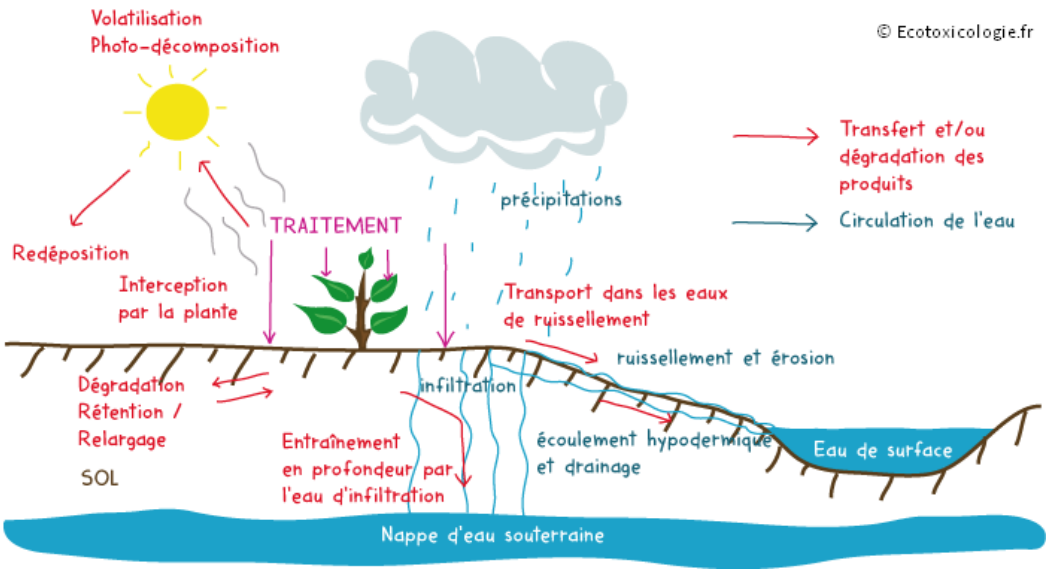


Figure 12. Dispersion d'un pesticide dans l'environnement à la suite de l'application sur une plante (Source : Ecotoxicologie.fr[10])

Les différents compartiments de l'environnement sont impactés par l'utilisation des pesticides :

- Dans le sol ;
- Dans les nappes phréatiques, par infiltration ;
- Dans l'air, par volatilisation, soit dégradé (photo-décomposition) et/ou redéposé à un autre endroit ;
- Dans les eaux de surface (rivière, lac, etc.) par ruissellement.

La disponibilité des résidus des matières actives est le résultat des processus de rétention, d'absorption et de dégradation (Barriuso et al., 2004). Le processus de dégradation joue un rôle dans la contamination des compartiments de l'environnement ; en effet, plus la dégradation est importante, plus la contamination est faible. Les eaux continentales de surface et souterraines font l'objet d'une contamination quasi-généralisée par ces substances (Lecomte, 2021).

3.2.1 Perturbation de l'écosystème et de la biodiversité

La biodiversité se répartit de manière hétérogène entre les groupes d'organismes : les insectes constituent par exemple la moitié des 2 millions d'espèces connues dans le monde, alors que les mammifères sont seulement de l'ordre de 5 500, incluant l'espèce humaine, soit moins de 0.3% (d'après Australian Biodiversity Information Services[11], 2009).

[10] **Ecotoxicologie.fr:** Notions essentielles de l'écotoxicologie (2021). https://ecotoxicologie.fr/notions-essentielles.
[11] **Australian Biodiversity Information Services (2009).** https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/env/pages/2ee3f4a1-f130-465b-9c7a-79373680a067/files/nlsaw-2nd-complete.pdf

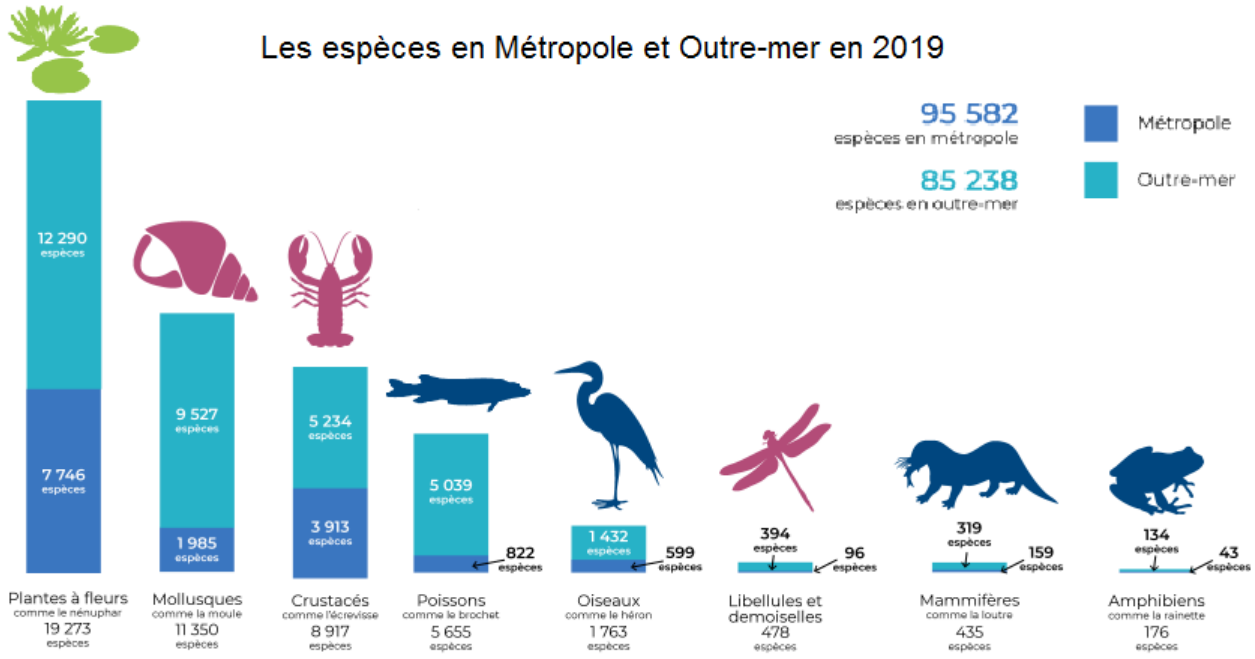


Figure 13. Répartition des espèces en France métropolitaine et Outre-mer en 2019 (Source : Poncet et al., 2019)

Les pesticides peuvent engendrer des effets directs sur l'écosystème de la zone d'application (Agathokleous et al., 2020; Le Roux et al., 2008; Li et al., 2020; Paiola et al., 2020). Ainsi, les sols peuvent être dégradés par abaissement de fertilité à travers la réduction voire la disparition de la population des microorganismes. Par ailleurs, les insecticides sont néfastes pour les auxiliaires ou les prédateurs des bioagresseurs cibles. Or, les arthropodes tels que les coccinelles sont des prédateurs des pucerons et permettent de réduire l'utilisation des insecticides. Mais il a été clairement montré que certaines substances actives affectent ces insectes. Le cas des oiseaux illustre l'éventualité des effets indirects des produits phytosanitaires, notamment via l'affectation des ressources alimentaires. Également, les pesticides dans leur ensemble peuvent tous engendrer des troubles sur les insectes pollinisateurs comme les abeilles par une action directe (insecticides) ou via les résidus déposés sur les plantes (herbicides, fongicides) (Chiron et al., 2009 ; Johnson, 2010).

En France, des incidents chez l'abeille domestique ont été décrits à plusieurs reprises, se traduisant par des chutes d'activité, associées ou non, à des mortalités au voisinage des ruches. L'imidaclopride est la substance active du Gaucho, utilisé pour l'enrobage des semences de maïs, de tournesol et le blé. Elle entraîne des problèmes d'intoxication des abeilles dus à son caractère systémique (Thompson, 2010). Lorsque des plantes à fleurs sont cultivées à la suite d'une culture de céréales traitée, les apiculteurs déduisent lors de la floraison des cas

d'affaiblissement et de mortalités de leurs colonies d'abeilles (Unaf-apiculture). A l'origine des mortalités observées dans les ruchers du Sud-Ouest, l'utilisation de cette molécule a été suspendue en 1999 sur le tournesol, puis en 2004 sur le maïs sous l'impulsion des apiculteurs (FRAPNA, 2013).

Une étude menée par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) montre que les oiseaux granivores sont eux-mêmes touchés par l'intoxication due à l'usage des pesticides. C'est le résultat de l'ingestion de semences traitées à l'imidaclopride. Cette étude montre que sur la période de 1995 à 2014, le réseau de surveillance a enregistré 101 foyers (au moins 743 animaux morts) pour lesquels une exposition à l'imidaclopride a été reconnue dans un contexte agricole. Pour 70% de ces foyers, un lien cause-effet a été établi entre l'exposition à cette substance et la mortalité des animaux. En effet, les effets provoqués par ces expositions peuvent entrainer des mortalités par intoxication, en induisant des troubles comportementaux (Millot et al., 2017).

La biodiversité aquatique est à son tour menacée par les effets des produits phytosanitaires. En France, 21% des 1372 espèces aquatiques évaluées sont atteintes ou menacées (Gaillet, 2020).

En ce qui concerne les invertébrés terrestres, les fongicides et les insecticides seraient directement toxiques pour les vers de terre. En Afrique du Sud, Eijsackers et al. (2005) ont étudié l'action toxique directe de l'oxychlorure de cuivre sur les vers de terre dans les vignobles. Les résultats ont montré que le cuivre pouvait s'accumuler dans le ver de terre. Cet élément a réduit la croissance et la survie et induit des modifications comportementales telles que le faible taux de fouissement. Les herbicides de diverses familles chimiques ont une large gamme de toxicité pour les vers de terre. Par exemple, Mohasin et al. (2005) ont montré que le paraquat appliqué à la dose commerciale ainsi que le glyphosate induisent une diminution plus forte de la formation des vers de terres, par rapport à une parcelle témoin sans application d'herbicide.

3.2.2 Dégradation de la qualité de l'eau

L'utilisation des pesticides affecte la qualité des eaux et des milieux aquatiques. En 2017, des pesticides sont retrouvés dans 80 % des masses d'eaux souterraines, avec environ un quart d'entre elles dépassant le seuil réglementaire de 0,5 µg/l pour la somme des pesticides et de leurs métabolites détectés et quantifiés. Parmi les près de 300 substances recensées, la moitié sont des herbicides et 40 % sont des substances actuellement interdites. La contamination des eaux de surface est également généralisée avec, entre 2015 et 2017, 84 % des points de mesures

dépassant au moins une fois le seuil de 0,1 µg/l pour la concentration de chaque pesticide pris isolément. Les dépassements réguliers concernent plus d'un quart des points de mesure nationaux (Inserm, 2021). La contamination résulte d'une grande variété de substances, avec dans plus de la moitié des cas, au moins 10 pesticides différents détectés. Les niveaux demeurent généralement bas, mais des niveaux élevés sont observés localement, en relation avec les zones de culture importante. D'année en année, les pesticides accusés sont souvent les mêmes, principalement des herbicides en France métropolitaine et des insecticides dans les départements d'outre-mer. Certains, anciennement employés mais interdits depuis, restent dans les eaux des années après leur élimination. Les interactions entre les molécules varient en fonction de l'assolement et de l'intensité des cultures, ainsi que de la vulnérabilité du milieu.

La répartition nationale des concentrations dans les eaux de surface est très hétérogène (figure 14). Ainsi, le bassin le plus contaminé est celui de la Seine-Normandie. Cependant, la dynamique de transport étant très différente dans les bassins versants, il est important de distinguer les différentes masses d'eau.

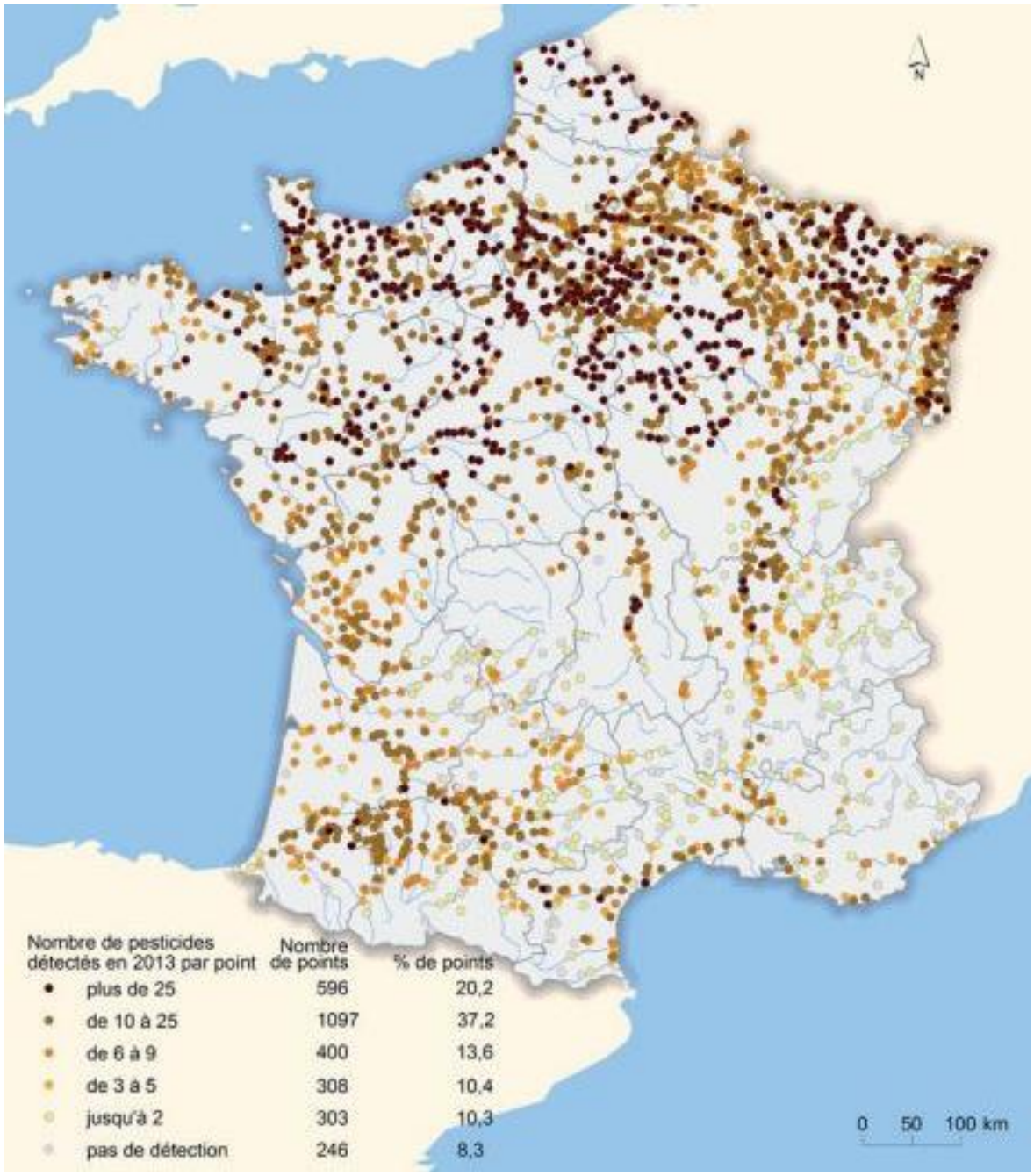


Figure 14. Nombre de pesticides différents détectés en 2013 par point dans les cours d'eau (Source : Agences et offices de l'eau. Traitements : SOeS, 2015)

En interdisant en 2003 l'usage de l'atrazine en France, on aurait pu s'attendre à une diminution significative de la contamination des ressources en eau. L'infiltration est généralement lente et seuls les pesticides les plus rémanents et les plus solubles sont susceptibles d'être détectés dans les eaux souterraines. Le temps de transfert et la masse d'eau constituant la nappe vont permettre d'une part une contamination à retardement et d'autre part l'atténuation des concentrations mesurées. Ainsi, les nappes seront le reflet des usages passés. A titre d'exemple, de nombreux

captages d'eau souterraine ont dû être fermés en Bretagne en raison de taux de nitrates très largement supérieurs aux normes de potabilité liés à des effluents des élevages industriels de volailles et de porcs. L'usage des pesticides (insecticides, fongicides, herbicides) a également conduit à la fermeture de nombreux points de prélèvement d'eau potable en Bretagne, en Île-de-France ou en Aquitaine (Veyret et al., 2017).

4. Outils d'évaluation et de gestion de la pollution diffuse

L'utilisation agricole des produits phytosanitaires est encadrée par une série de dispositions visant à définir les conditions de leur utilisation pour assurer une efficacité phytosanitaire de protection des cultures suffisante, sans faire courir des risques inacceptables à la santé humaine et à l'environnement. Cette notion de risque est à la base des procédures d'homologation contrôlant la vente et la distribution des substances actives et de leurs préparations. Toutes les démarches d'évaluation des risques peuvent être raisonnées sur la base de la description des processus mentionnés. Certaines démarches d'évaluation des risques vont se limiter à l'évaluation du comportement des pesticides sur la base des paramètres « opérationnels » permettant d'estimer les risques de mobilité (à partir de la caractérisation de la rétention par les sols) et des risques de persistance (à partir de leur dégradabilité dans les sols). Les paramètres opérationnels plus largement utilisés sont les coefficients d'adsorption (Kd ou Koc) et les durées de demi-vie (DT50). D'autres démarches d'évaluation mettent en œuvre des modèles numériques de simulation opérant le couplage de l'ensemble des phénomènes impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols ou la construction d'indicateurs associant ou agrégeant différents types d'information.

L'évaluation des risques est l'étape préalable nécessaire pour la proposition de démarches de gestion des risques de contamination.

4.1 Indicateurs agro-environnementaux d'évaluation du risque de toxicité

Pour gérer les risques liés à l'application des produits phytosanitaires, Pingault et al. (2009) indiquent qu'il existe deux stratégies différentes. La première consiste à évaluer les risques associés à chaque produit phytosanitaire, notamment les substances actives, d'une part, au niveau de la santé publique et d'autre part, au niveau environnemental. La deuxième stratégie consiste à agir sur les pratiques phytosanitaires pour réduire ses risques. 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, représente un intérêt majeur dans la gestion des risques sanitaires. Pour cela, trois objectifs sont ciblés (Pingault et al., 2009) :

- Réduire l'exposition aux produits phytosanitaires, par la limitation de la fréquence de contact tout en utilisant les équipements de protection individuelle ;
- Réduire la pollution ponctuelle causée par une mauvaise utilisation et application des produits ;
- Réduire la pollution diffuse d'origine agricole liée aux pratiques phytosanitaires afin de diminuer les transferts des substances actives dans la nature.

Dans notre recherche, nous nous centrons sur le troisième objectif de la réduction de la pollution diffuse tout en identifiant le plus tôt possible les endroits les plus vulnérables et les plus risqués sur différentes échelles spatiales avec les plans d'interventions possibles. Donc estimer le risque potentiel des produits phytosanitaires revient à étudier les degrés d'influence de ces produits sur l'environnement (Salah, 2012) pour conseiller les produits les moins impactants sur le milieu analysé. Cependant, le plus important revient à l'identification avec précision de cette pollution puisqu'elle se trouve sur des espaces étendus, avec des contours imprécis, générée par des pratiques variées qui interfèrent de façon complexes avec les écosystèmes naturels et les aléas météorologiques (Laurent, 1992). Dans cette perspective, nous devons prendre en considération tous les indicateurs possibles pour élaborer un bon diagnostic. Dans la littérature, il existe plusieurs définitions d'un indicateur, ce dernier reçoit des appellations très diverses : variables, paramètres, mesures, indices. Pour Gras et al. (1989), « les indicateurs sont des variables qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès et ils servent aussi de repère pour prendre une décision ». Selon Zahm (2003), une lecture comparée des différentes définitions d'un indicateur agro-environnemental (IAE) amène à retenir la définition synthétique suivante : les indicateurs agro-environnementaux sont des valeurs calculées, mesurables, comparables entre elles, facilement compréhensibles, représentatives des impacts favorables ou défavorables de l'agriculture sur l'environnement. Ils représentent des outils d'aides à la décision utilisable par l'ensemble des acteurs intéressés.

D'après Bockstaller et al. (2008), les indicateurs sont classés en deux catégories : simples et composites. L'indicateur simple est le résultat des mesures directes ou des estimations de la modélisation (Girardin et al., 1999). L'indicateur composite est l'agrégation de plusieurs variables ou indicateurs simples mesurés (Devillers et al., 2007). En se basant sur le modèle de classification des indicateurs, élaborés par Gassiat et Zahm (2010), il existe quatre types d'indicateurs :

- Des **indicateurs de pression** permettant d'identifier l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement ;
- Des **indicateurs d'impact** visent à analyser les effets causés par les changements d'état ;
- Des **indicateurs d'état** issus des mesures directes de l'état du milieu (flore, concentration d'une matière active dans l'eau, etc.) ;
- Des **indicateurs de réponse** ou de suivi servant à évaluer l'apport du changement des pratiques agricoles sur les objectifs prédéfinis (Zahm, 2013).

Devillers et al., (2005) proposent une autre classification des indicateurs selon leur méthode de calcul :

- Les **indicateurs mécanistes** conjuguent les valeurs réelles dans une série d'équations reflétant l'interprétation scientifique des processus qui contribuent au risque dans l'environnement (suite à un modèle mécaniste) ;
- Les **indicateurs à notation** consistent à convertir les valeurs concernant les pesticides en notes qui reflètent leur contribution générale au risque, puis à combiner ces dernières en pondérant chaque variable avec justesse ;
- Les **indicateurs hybrides** s'appuient sur une relation plus complexe entre les variables notées de l'exposition et inclut la toxicité sous la forme d'une variable non notée (s'appuie sur une notation de la synergie).

Pour étudier et gérer les produits phytosanitaires, on peut distinguer, selon l'OCDE (2001), deux familles d'indicateurs « pesticides » :

- Les **indicateurs de pression/d'utilisation** des pesticides qui décrivent, dans le temps, les tendances de l'utilisation des produits phytosanitaires, ces types d'indicateurs sont les plus simples puisqu'ils combinent moins d'informations ;
- Les **indicateurs de risque** sont associés aux pesticides qui se rapportent à une pression polluante potentielle, ils sont caractérisés par une construction plus complexe, puisqu'ils intègrent les caractéristiques des substances actives et leurs toxicités.

Pour évaluer les impacts des produits phytosanitaires, il est important de tenir compte de la composante exposition ; l'analyse de ce dernier doit tenir compte du devenir du produit dans l'environnement, c'est-à-dire de la présence plus ou moins abondante d'un produit phytosanitaire dans tel ou tel compartiment de l'écosystème et la composante danger qui traduit le degré de toxicité de la matière active étudiée qui est déterminé à partir d'essais d'écotoxicité sur différentes espèces animales et végétales. Le risque environnemental associé à la matière active est alors défini comme le rapport toxicité/exposition qui est comparé à une valeur seuil.

Les politiques actuelles de réduction des produits phytosanitaires, tel que le plan Ecophyto 2018, utilisent des indicateurs de pression dont les trois principaux indicateurs pour suivre l'évolution des utilisations de produits phytosanitaires en France : la Quantité de Substances Actives (QSA), le Nombre de Doses Unités (NODU) et l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT).

La Quantité de Substance Active (QSA). Cet indicateur est couramment utilisé (par exemple, pour l'évolution des tonnages de SA vendus en France ou bien pour classer les différents pays sur leur recours aux produits phytosanitaires. Il représente la somme des masses de l'ensemble des substances actives contenues dans les produits commerciaux utilisés durant la campagne, compte tenu de la dose appliquée des différents produits, exprimées en kilogrammes (Guichard et al., 2010).

Le Nombre de Doses Unités (NODU). Il s'agit d'un indicateur de référence pour le suivi du plan Ecophyto. Le NODU permet d'apprécier l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires en rapportant la quantité vendue de chaque substance active à une « dose unité » qui lui est propre et peut s'exprimer en hectares, il est généralement calculé en moyenne triennale glissante (Pingault et al., 2009).

L'indicateur de Fréquence de Traitement (IFT). Il correspond au nombre de doses homologuées et appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale. La dose homologuée est définie comme la dose efficace d'application d'un produit selon le couple (culture/bioagresseurs). Cet indicateur est calculé à différentes échelles selon les objectifs prédéfinis de l'analyse (à l'échelle de la culture, de la parcelle, de l'exploitation, par région et par produit) et de l'échelle parcellaire. L'IFT peut ensuite être agrégé à différentes échelles spatiales et temporelles (Pingault et al., 2009). Cet indicateur est calculé à partir de différentes sources de données. Selon le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (2018), quatre types d'IFT sont distingués : **IFT exploitant**, qui est déterminé à partir de l'historique des pratiques phytosanitaires de l'exploitant ; **IFT régional,** qui est calculé par culture à partir des enquêtes sur les pratiques culturales ; **La valeur de référence**, il s'agit de l'IFT régional de référence déterminé à partir des IFT régionaux. Il est défini comme la valeur à 70ème percentile, c'est-à-dire de la valeur de l'IFT en dessous de laquelle se situent 70 % des échantillons enquêtés ; **IFT de référence**, il s'agit de l'IFT régional de référence déterminé à partir des valeurs de référence d'assolement de la région ou bien d'assolement propre à chaque exploitation. Ainsi, il représente la référence à laquelle l'IFT exploitant est comparé. En conséquence, l'IFT reflète l'intensité d'utilisation des PPP, donc la pression phytosanitaire exercée au niveau des différentes échelles, ainsi qu'il décrit la dépendance des agriculteurs vis-à-vis de ces produits. Selon Aldelouahed

(2014), « l'IFT reflète l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires et la dépendance des agriculteurs vis-à-vis de ces produits ». Ainsi, l'IFT permet aux différents acteurs concernés, de partager un diagnostic de la situation actuelle par rapport à l'état initial et permet de mesurer l'efficacité des politiques publiques visant à réduire l'usage de produits phytosanitaires (Brunet et al., 2008 ; Pingault et al., 2009).

En revanche, les indicateurs de pression ne tiennent pas compte des caractéristiques spécifiques de chaque produit phytosanitaire tels que le comportement dans l'environnement, la toxicité pour les organismes non cibles, l'écotoxicité pour le milieu, l'effet sur la santé de l'applicateur (Zahm, 2003). Dans le cadre d'une étude des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires, il est indispensable d'adopter des indicateurs permettant de donner des informations complémentaires sur les impacts sanitaires et environnementaux.

En complément des indicateurs de pression, des indicateurs d'impacts/de risque ont été élaborés afin de permettre l'évaluation des risques des pesticides sur l'environnement et sur la santé. Dans la littérature, il existe une multitude des méthodes et des indicateurs élaborés afin d'étudier les risques des pesticides. Deux indicateurs de risque ont été élaborés par des chercheurs du CIHEAM-IAM dans le cadre de projet TRam du plan Ecophyto, l'Indicateur de Risque sur l'Applicateur (IRSA) et l'Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement (IRTE) (Le Grusse el al., 2014 ; Mghirbi et al., 2015 ; Mghirbi, 2016). Ces deux indicateurs se désagrégent en 2 sous-indicateurs de risque pour la santé humaine (IRSA aigu, IRSA chronique) et 3 sous-indicateurs environnementaux les indicateurs relatifs aux trois compartiments environnementaux : l'eau, le sol et l'air (IRTE aquatique, IRTE invertébré terrestre, IRTE oiseaux).

En complément de ces indicateurs, il existe des modèles représentant les méthodes les plus complexes ; des modèles hydrologiques qui étudient l'impact d'un facteur sur le flux du polluant mesuré dans la ressource (Lammoglia et al, 2017) et des modèles qui simulent le transfert de la substance active dans le sol (Macary et al., 2006 ; Queyrel et al., 2016).

4.2 Modèles de simulation de devenir des pesticides dans l'environnement

La modélisation du transfert des pesticides est difficile à appréhender : les matières actives utilisées sont nombreuses, elles n'appartiennent pas toutes à la même famille chimique et n'ont donc pas le même comportement dans l'environnement. D'autre part, les quantités transférées vers les eaux sont très faibles au regard des applications. Pourtant, la modélisation est un moyen qui permettrait de compléter les connaissances sur la contamination actuelle et estimer la

contamination future de notre environnement. En effet, l'analyse actuelle de la contamination est restreinte : le suivi des pesticides dans l'environnement coûte cher car les techniques de laboratoire pour leur détection à des seuils environnementaux nécessitent une technologie de pointe. La mise en place d'un suivi dans les réseaux de mesure s'effectue après une sélection des molécules à rechercher en fonction de la potentialité à les retrouver. De plus, les limites de quantification ne sont pas toujours cohérentes au regard des normes de qualité environnementales et il est donc difficile de conclure sur le risque d'exposition. L'idéal serait de créer un modèle qui puisse simuler précisément les niveaux de contamination actuels et futurs dans les compartiments de l'environnement. Cependant, ce modèle « idéal » impliquerait qu'on connaisse parfaitement les usages actuels et passés et les processus de transfert et de transformation de chaque pesticide en fonction des conditions météorologiques, pédologiques et des pratiques culturales. Ce modèle devrait également être détaché des contraintes du milieu pour être adaptable à des situations diverses. Entre un modèle très complexe sur une zone géographique réduite et un modèle généraliste trop simpliste, la difficulté est de savoir quel niveau de précision est nécessaire.

Dans le cas des pesticides, la simulation de leur devenir permettra de répondre à plusieurs interrogations : Combien de temps les pesticides seront-ils quantifiables dans le milieu naturel et notamment dans les eaux souterraines après leur interdiction ? Les nouvelles molécules mises sur le marché risquent-elles de poser un problème dans plusieurs années ? Quelles sont les mesures à mettre en œuvre pour limiter la contamination du milieu naturel ?

Parmi les modèles existants, rares sont ceux qui permettent d'estimer les flux au-delà de la zone racinaire. Globalement, ces modèles tels que MACRO, PRZM ou LEACHP (Jarvis, 1997 ; Suárez, 2005 ; Huston et al., 1992) présentent le même type de fonctionnement que les mécanismes majeurs représentés de la même manière. Ainsi les processus de dégradation seront toujours calculés à partir d'une équation de cinétique d'ordre 1 et ceux de sorption au moyen de l'équation de Freundlich. Seul le modèle AGRIFLUX (Larocque et al., 1998) prend en plus en compte une cinétique d'adsorption désorption lente permettant de représenter les résidus liés. Les seuls changements notables d'un modèle à l'autre seront principalement liés à la conceptualisation du bilan hydrique.

Prenons l'exemple du modèle couplé STICS-MODCOUNEWSAM développé pour les nitrates (Gomez, 2002), dont le transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle (800 km²) a été modélisé en incluant les équations de dégradation et de sorption dans le modèle agronomique STICS rebaptisé STICS-Phytos. Ce modèle utilise des données d'entrées spatialisées telles que la

météorologie, l'occupation du sol, la pédologie, la nature des cultures et les intrants phytosanitaires. STICS-PHYTO permet de simuler chaque jour les transferts des pesticides lessivés à la base du sol au cours de l'année. L'atmosphère représente la limite supérieure du système et est caractérisée par les variables climatiques standards (température minimale et maximale, pluviométrie, évapotranspiration potentielle et rayonnement global). La limite inférieure correspond à l'interface sol/sous-sol (zone sous racinaire). Le modèle intègre ainsi l'adsorption/ désorption lente et instantanée des pesticides, la dégradation de ces molécules et la création de métabolites. L'intérêt de ce modèle est qu'il permettra d'activer par la suite des fonctions en relation avec la plante, notamment pour les échanges sol-plante-atmosphère ou la représentation de bioagresseurs.

Un autre exemple, le modèle PRZM (Pesticide Root Zoom Model) qui permet de simuler les pertes des substances par érosion, ruissellement et lixiviation en se basant sur des modèles hydrologiques (Salah, 2012) associé au modèle PEARL (Pesticide Emission Assessement At Regional And Local Scales) qui simule le devenir des pesticides à partir de la surface du sol (Kanj, 2018).

L'utilisation de ce type de modèles dans des études en écotoxicologie peut notamment permettre de prédire :

- L'effet ou le comportement d'une molécule d'après sa structure chimique ;
- L'effet d'un mélange de molécules sur un organisme, à partir de la connaissance de l'effet de chacune des molécules composant ce mélange ;
- La toxicité chronique de substances chimiques sur un organisme à partir de données sur la toxicité aigüe.

4.3 Méthodes alternatives à l'usage des pesticides

La protection des cultures contre les bioagresseurs est un élément essentiel pour produire en quantité et en respectant les critères de qualité. La lutte chimique est le moyen le plus utilisé aujourd'hui. Cependant, l'usage des produits phytosanitaires peut avoir des impacts non négligeables sur la biodiversité en milieu agricole. Cet usage se trouve aujourd'hui confronté à de nombreux enjeux (tableau 1).

Tableau 1. Enjeux de la lutte chimique et l'usage des produits phytosanitaires

Enjeux	Exemples
Agronomiques	Résistances des bioagresseurs aux produits phytosanitaires Retrait programmé de l'autorisation de mise sur le marché de certains produits
Sanitaires	Risque sanitaire sur les agriculteurs en contact direct avec les pesticides Résidus de pesticides dans les produits consommés Résidus de pesticides dans l'eau
Environnementaux	Impact sur la biodiversité Impact sur la pollution des milieux naturels (eau, sol et air)
Economiques	Alléger les charges liées à l'achat des pesticides contre une diminution de rendement
Réglementaires	Le plan Ecophyto 2018, qui s'inscrit dans la suite du Grenelle de l'Environnement et vise à réduire de 50 % l'usage des pesticides en France en 10 ans. Des mesures réglementaires qui encouragent l'élaboration et l'introduction de la lutte intégrée.

Devant ces défis, il faut trouver des solutions pour diminuer de manière durable la dépendance des systèmes de culture à l'utilisation de produits phytosanitaires. Plusieurs leviers peuvent être mobilisés afin d'améliorer la gestion de la protection des cultures. Les méthodes agronomiques sont diverses et relèvent schématiquement de quatre catégories :

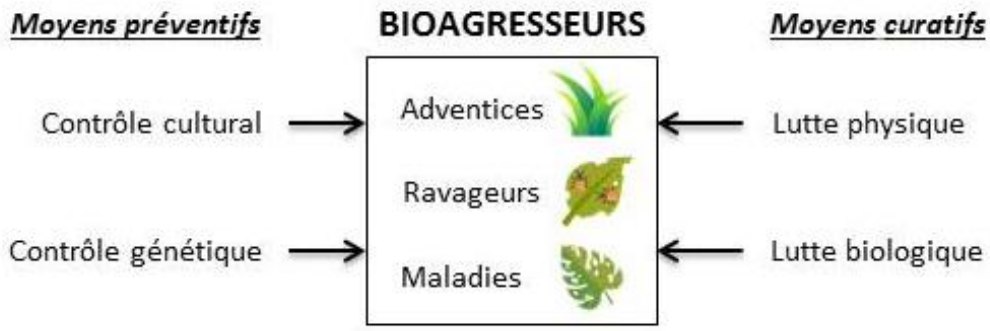


Figure 15. Les moyens de protection contre les bioagresseurs, alternatifs à la lutte chimique (Source : Guide Stephy[12] ; Réalisation : Grimene, 2024)

Le terme « contrôle » est utilisé pour tout moyen de maîtrise des bioagresseurs agissant en amont du dégât (moyens préventifs), relevant ainsi de la prophylaxie. Le terme « lutte » désigne les

[12] **Guide Stephy :** Guide pratique pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytosanitaires - Application aux systèmes de polyculture. https://agriculture.gouv.fr/guide-pratique-pour-la-conception-de-systemes-de-culture-plus-economes-en-produits-phytosanitaires

moyens permettant d'agir sur les bioagresseurs lorsqu'ils sont déjà présents dans la parcelle afin de limiter les dégâts (moyens curatifs).

Le contrôle cultural est certainement la méthode la plus ancienne. Elle fait appel à des modifications de successions de cultures (rotation de cultures), des adaptations de la nutrition minérale, des modifications de dates de semis, etc. Ce type de protection relève de la prophylaxie dans la mesure où il évite les conditions propices à la contamination des cultures par les bioagresseurs et à leur développement, plutôt que de lutter contre ces bioagresseurs une fois qu'ils sont présents dans la parcelle. La combinaison judicieuse de tout cet arsenal de techniques parfaitement connues permet de contrôler l'état sanitaire des cultures en mettant en place des conditions de culture favorables à une moindre pression de pathogènes, et donc à une forte diminution du recours aux pesticides. Cette lutte constituait la clef de voûte des stratégies de protection des cultures mises en œuvre avant l'apparition des produits phytosanitaires. En revanche, elle présente des limites quand au gain économique que l'agriculture cherche avant de se lancer dans une stratégie de lutte culturale. Certains agriculteurs abandonnent la culture de légumineuses en rotation avec les céréales en raison de l'absence de politiques de prix motivantes et de systèmes de commercialisation inadéquats pour les légumineuses à grains. La monoculture de céréales, qui utilise les mêmes pratiques de gestion année après année, est devenue le système de culture prédominant, ce qui a entraîné une résistance importante aux herbicides (Gressel et al., 2004).

La lutte physique consiste à utiliser un mode d'action « physique » pour lutter contre les bioagresseurs. La lutte mécanique par le travail du sol, destinée à lutter contre les mauvaises herbes, est l'exemple de lutte physique le plus répandu en grandes cultures (exemple du binage du tournesol). Elle est souvent utilisée en complément d'un désherbage chimique.

La lutte biologique consiste à utiliser des organismes vivants (appelés auxiliaires) pour prévenir ou réduire les dégâts causés par les ennemis des cultures (exemple du trichogramme sur le maïs). En grandes cultures, ces techniques sont peu développées, essentiellement pour des raisons de faibles disponibilités et de difficultés de développement.

Le tableau ci-dessous illustre quelques exemples de lutte biologique pratiquée sur différents types de cultures.

Tableau 2. Exemples de cas de lutte biologique par des parasitoïdes et des rhizobactéries

Auxiliaires : parasitoïdes et Rhizobactéries	**Ennemis de culture**	**Plantes cible**	**Sources d'étude consultées**
Eretmocerus sp.	Aleurode du tabac (*B. tabaci*)	Patate douce	Gressel et al., 2004
Pseudomonas Trivalis X33d	Le grand brome (*Brome diandrus*)	Blé dur	Mejri et al., 2010
Pseudomonas fluorescens	Orobanche (*Orobanche crenata Forsk.* et *Orobanche foetida Poir.*)	Haricot blanc	Zermane et al., 2007
Rhizobactéries de *Euphorbia spp*	Euphorbe *(Euphorbia esula-virgata)*	Prairies	Kremer et al., 2004

Étant donné que les virus ont la capacité de mettre en place des mécanismes pour surmonter ces types de résistance, et que les vecteurs d'insectes peuvent développer une résistance aux protéines insecticides, il est probable que la meilleure approche consisterait à combiner un ou plusieurs anticorps protéiques vecteurs avec un ou plusieurs mécanismes de résistance du virus, afin de fournir une résistance plus continue.

Le contrôle génétique consiste à utiliser des plantes sélectionnées pour leur résistance, leur tolérance ou leurs caractéristiques physiologiques face aux « ennemis de cultures ». Cette lutte est aujourd'hui largement développée en grandes cultures. On peut citer l'exemple des plants de riz transgéniques qui ont été testés pour la résistance à la cicadelle verte, un important ravageur homoptère du riz (Foissac et al, 2000) et l'exemple des cultivars transgéniques avec contrôle artificiel du virus du rouleau de pomme de terre (NewLeaf Plus) et du virus de la pomme de terre Y (NewLeaf Y), commercialisés en Amérique du Nord.

4.4 Adoption des systèmes d'information géographiques pour la gestion de la pollution diffuse

La mise en place des technologies de l'information géographique (TIG) dans la gestion publique du territoire présente plusieurs difficultés, notamment en ce qui concerne leur accès et leur utilisation. Se pose en effet la question de l'utilisation de ces outils par les gestionnaires et les citoyens. L'enjeu majeur de l'adoption des technologies de l'information géographique par les personnes concernées est donc souligné par Orlikowski (1999).

C'est la bonne manipulation et le bon usage qui donne sa valeur à l'outil, et non seulement sa disponibilité et son libre accès. L'adoption de ces technologies est liée d'abord à la façon de leur diffusion au public concerné qui conditionne dans un premier temps son acceptation ou son

refus d'usage. Rogers (1983) présente la diffusion de l'information en cinq phases (figure ci-dessous) :

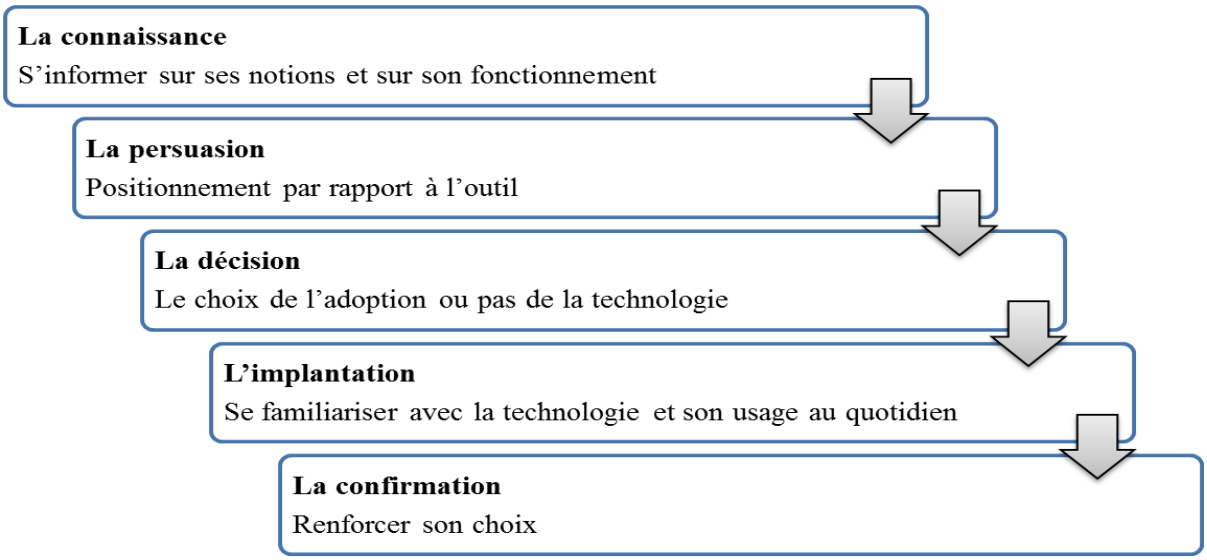


Figure 16. Les phases de la diffusion de la technologie
(Source : adaptée de Peribois, 2008)

L'adoption de la technologie par les acteurs concernés permet de passer à l'étape de l'évaluation de l'impact de son usage sur les pratiques, notamment dans le cadre de la gestion de l'environnement. Ainsi, l'appropriation de certains outils relève de son apport aux usagers et de la manière dont il s'insère dans l'approche de gestion de telle problématique. Ceci se traduit par l'engagement des acteurs à l'égard de l'outil développé et l'intégration de son emploi dans les démarches de gestion et d'analyse environnementaux (Roche et Caron, 2004).

Les systèmes d'informations géographiques (SIG) sont des outils sophistiqués pour aider à prendre des décisions grâce à leurs capacités de calcul et à leur capacité à localiser spatialement l'information et à la restituer (Khouma et al., 1997). Ils jouent également un rôle crucial, car ils permettent de standardiser les informations concernant l'environnement et d'obtenir des données synthétiques (Jauffret, 2001). La force d'un SIG se manifeste davantage lors de l'emploi d'une quantité de données très élevée. Les systèmes d'informations géographiques (SIG) sont utilisés pour organiser les objets dans un système géoréférencé, pour transformer les objets graphiques d'un système à un autre, pour faciliter la superposition de cartes provenant de différentes sources, pour extraire tous les objets géographiques situés à une distance donnée et pour fusionner des objets ayant un attribut commun (IRD, 2000). Ainsi, la cartographie est perçue comme un instrument d'analyse, d'évaluation et d'assistance à la prise de décision en communiquant avec les divers acteurs locaux d'un territoire (Poidevin, 1999).

De nombreux travaux ont montré l'utilité de la cartographie et des SIG pour la gestion des risques de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires agricoles sur l'environnement et la santé des utilisateurs. En effet, Le Grusse et al. (2016) et Grimene et al. (2021) ont mis le point sur l'importance d'intégrer l'unité spatiale pour faire ressortir la corrélation entre la pression phytosanitaire exercée et son effet sur le milieu. Dans le cadre du projet Ecophyto 2018, Vernier et al. (2013) ont construit un système d'information permettant d'analyser l'impact de la pression phytosanitaire à l'échelle d'un bassin versant. Ce travail a conduit à construire une approche de spatialisation qui permet de qualifier les risques des activités agricoles sur le milieu naturel à travers la caractérisation du territoire en fonction du type du sol, la pente et la localisation des cours d'eau. Dans le même contexte, d'Aschan-Leygonie et al. (2015) ont mis en place un SIG afin d'évaluer la contamination de l'air par la variabilité de l'exposition aux pesticides par le biais de différentes analyses spatiales. Par ailleurs, Mghirbi et al. (2018) ont élaboré une approche d'analyse cartographique à partir des SIG de façon à spatialiser les impacts de pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires dans le bassin versant de l'étang de l'Or dans le sud de la France. Ils ont montré également que la cartographie des risques représente un outil d'aide à la décision qui répond aux besoins des différents acteurs de terrain, notamment pour identifier et localiser les zones vulnérables, dans le but de déterminer des plans d'action et des mesures agroenvironnementales en fonction du contexte de l'environnement naturel. Ce travail montre que la cartographie est utile pour gérer les risques liés à l'utilisation des pesticides en agriculture en utilisant des indicateurs de pression (IFT), de risque sur la santé de l'applicateur (IRSA) et sur l'environnement (IRTE). Toujours dans la même optique, l'objectif du travail de Grimene (2019) était de créer une approche de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles afin de mieux gérer les risques liés aux pratiques phytosanitaires à l'échelle du bassin versant de la Gimone, en utilisant les SIG et la télédétection. Ce travail a abouti à une identification des zones vulnérables et des zones de haut risque à différentes échelles spatiales en allant du pixel jusqu'au bassin versant tout en utilisant les techniques d'analyse spatiale qui seront utiles dans notre cas d'étude également. Tous les travaux cités ont été limités à la variation spatiale des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires. En revanche, Carluer et al. (2014) et Gasmi (2020) ont tenté de mettre en place une méthode intégrant la variation spatio-temporelle de la pression phytosanitaire sur les eaux superficielles à l'échelle d'un bassin versant. Ils sont arrivés ainsi à identifier le risque de contamination des cours d'eau et de simuler un certain nombre scénarios dans l'optique d'améliorer la gestion de la pollution diffuse à enjeu eau. Ces travaux reflètent l'utilité et l'apport de l'analyse spatiale par le biais de la cartographie

et des SIG afin de trouver des réponses aux questions de gestion des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture.

Bien que l'idée de pratiquer la gestion participative soit largement partagée par les responsables et techniciens de l'aménagement et des services SIG, il est évident que ces actions ne dépassent pas la simple information, voire la consultation des citoyens. De plus, malgré la diffusion massive des technologies géomatiques au sein des collectivités territoriales, leur utilisation est relativement limitée et basique. En effet, la numérisation du cadastre et des données ressources permet à de nombreuses personnes de créer une base de données complète du territoire, de produire des cartes d'inventaire, voire des cartes thématiques, auxquelles les citoyens n'ont accès que sporadiquement sous forme papier, voire très rarement sur Internet (Smith, 2001 ; Smith et Craglia, 2003). Selon Roche (2003), même dans les collectivités les plus avancées et les plus anciennes qui développent des dispositifs de participation, les liens entre les SIG et la participation sont très faibles et les expériences restent limitées. Ainsi, les systèmes d'informations géographiques (SIG) sont rarement employés comme moyen de participation publique et le plus souvent de manière indirecte (absence de partage des résultats avec les citoyens). Cependant, les problématiques que soulèvent les SIG participatifs attirent l'attention de la communauté scientifique française. Ces outils d'aide à la décision sont toujours intéressants pour faciliter la communication des informations et la gestion de tout problème territorial. Les acteurs du monde agricole cherchent donc à développer une intelligence territoriale dans leurs efforts d'analyse et d'action. C'est une réflexion bien plus générale qui cherche à utiliser les outils appropriés et à communiquer la bonne information pour agir de manière efficace sur les territoires agricoles.

Conclusion du chapitre 1

Les produits phytosanitaires sont devenus presque inévitables dans les trois parties de l'environnement (eau, air, sol). Certains d'entre eux peuvent être persistants et non-sélectifs, ce qui peut entraîner des conséquences néfastes sur l'environnement et la santé publique. Ils présentent un risque accru de toxicité et d'écotoxicité en raison de leur manque de spécificités. Les pesticides peuvent engendrer des dangers pour l'environnement et la santé, entraînant une intoxication aiguë et chronique pour la santé humaine, ainsi qu'une toxicité écologique pour les organismes non-cible.

Dans ce premier chapitre, nous avons pu définir la notion du risque sur la santé humaine et sur l'environnement avec une présentation de l'état des lieux de l'utilisation des pesticides sur

l'échelle européenne et nationale afin de montrer qu'il existe un vrai défit sanitaire qui nécessite d'être étudier et traiter.

Depuis l'achat du produit, le transport et le stockage jusqu'à son application et son éventuelle dégradation dans l'environnement, l'exposition aux pesticides peut se produire dans un contexte professionnel. De plus, leurs utilisations peuvent également toucher toute la population lors des usages domestiques, le contact avec des surfaces contaminées ou la consommation de denrées alimentaires ou d'eau contenant des résidus. De ce fait, il est essentiel de mettre en œuvre des systèmes de diagnostic de l'utilisation des produits phytosanitaires pour étudier leurs conséquences sur la santé humaine et l'environnement. Il est important de mettre en œuvre des mesures visant à contrôler et réduire l'utilisation des produits phytosanitaires afin de réduire la pollution causée par ces derniers dans l'environnement.

Les différents outils de gestion des pesticides et les méthodes alternatives sont présentés dans ce chapitre à l'issu d'une revue bibliographique approfondie portant sur des travaux des chercheurs qui ont traité la même thématique.

La gestion du risque de pollution est liée entre autres à une bonne maitrise des caractéristiques de l'environnement susceptible d'être pollué afin de mieux orienter les mesures de gestion proposées et identifier les solutions possibles en se basant sur l'état physique et agronomique de la zone étudiée. Pour cela, il est judicieux de comprendre la notion de vulnérabilité dans son contexte agronomique et géographique de gestion de la pollution des ressources naturelles.

CHAPITRE 2. VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES A LA POLLUTION DIFFUSE : NOTIONS ET OUTILS D'EVALUATION

1. Vulnérabilité : notion et origine

La vulnérabilité traduit les aspects intrinsèques de fragilité d'une société (pauvreté, vieillissement, etc.) et désigne plus globalement la propension d'une personne, d'un bâtiment, d'une infrastructure matérielle, mais aussi d'une entreprise, d'une activité ou plus largement d'un territoire à subir un dommage (Veyret et al., 2017).

Les ressources naturelles correspondent à des matières premières (forêt, eau, sol, air, etc.) identifiées comme utiles aux besoins des activités humaines et de la vie sur Terre. Elles sont donc support des pratiques spatiales et pour une grande majorité d'entre elles, porteuses d'une valeur marchande. Certaines sont cependant considérées comme des biens communs mondiaux (air, eau) dont le statut n'est pas clairement défini. Les ressources naturelles sont habituellement classées en deux catégories : les ressources naturelles renouvelables se caractérisent par un stock qui se régénère à l'échelle du temps humain (énergie solaire, éolienne et géothermie ; les ressources en eau disponibles dans les stocks superficiels ou les nappes d'eau libres ; les populations animales ou végétales comme les poissons, le gibier ou les forêts) ; les ressources non renouvelables présentent des disponibilités limitées susceptibles de s'épuiser par exploitation abusive (énergies fossiles comme le gaz, le pétrole ou le charbon ; minerais non énergétiques comme le cuivre, l'or, le nickel ou le manganèse ; eaux fossiles) alors même que leur renouvellement s'inscrit à des pas de temps géologiques de l'ordre du million d'années.

Les ressources naturelles sont considérées comme source de richesses et sont généralement abordées sous l'angle de leur exploitation et des activités qu'elles favorisent. En cela, les ressources peuvent être définies comme un construit social. En effet, la ressource n'est pas qu'un simple intrant (stock de matière susceptible d'être dégradé) mobilisé dans les processus productifs, mais bien un résultat d'une mobilisation d'acteurs, de conflits parfois, d'une concertation et d'une coordination des acteurs autour d'un objet souvent, pas nécessairement matériel, qui peut être une histoire, un mythe, une identité ou une valeur commune. Les ressources sont donc toujours inventées par l'homme, parfois bien après avoir été découvertes. La ressource est relative au contexte spatial et temporel qui l'a vu naître. Ce qui est une ressource à un moment donné et dans un territoire donné, ne l'est pas forcément à un autre moment et dans d'autres lieux.

Mesurer l'état et les pressions sur les ressources naturelles convoitées par l'homme a fait l'objet de nombreuses recherches en géographie notamment. La gestion de ces ressources implique en effet de connaître l'état quantitatif et qualitatif du stock et le poids des différents usages dans le temps et dans l'espace. Car il s'agit de suivre la pression exercée et de projeter dans le futur l'évolution des usages susceptibles d'engendrer des conflits d'usages voire des conflits entre territoires. La pression est de deux ordres. Les prélèvements peuvent engendrer un épuisement progressif voire brutal du stock et cela d'autant plus que la ressource est non renouvelable et les usages croissants. Les rejets des activités humaines et l'usage de produits toxiques consécutifs aux processus de production agricoles et industriels et à divers usages domestiques et urbains (consommation d'énergies, d'eau, de produits manufacturés) induisent, s'ils ne sont pas gérés, des nuisances et des pollutions susceptibles de dégrader la qualité des ressources et des écosystèmes et d'engendrer des problèmes sanitaires (Veyret et al., 2017).

La notion de vulnérabilité des ressources naturelles est liée au fait qu'elles sont susceptibles d'être polluées. Ce concept de vulnérabilité prend des degrés variés selon la nature et l'organisation des milieux (Margat, 1991). Elle représente la propriété d'un milieu à être atteint par un polluant (Corpen, 2003). La vulnérabilité des ressources naturelles est variable selon la nature et les propriétés intrinsèques du milieu d'où sa sensibilité aux impacts humains et/ou naturels (Ducommun, 2010). La vulnérabilité est généralement associée à divers risques de pollution et aussi à la problématique du changement climatique (Ducommun, 2010).

La vulnérabilité peut ainsi se définir à 3 niveaux (Banton et al., 1989) :

- Aptitude d'un système d'eaux souterraines à être contaminé ;
- Intégration de l'aptitude des eaux souterraines à propager et à conserver la contamination ;
- Prise en considération des caractéristiques polluantes du contaminant ce qui fait appel aux concepts de normes et de seuils de toxicité.

Pour avoir plus de précision, la notion de la vulnérabilité regroupe deux idées (Vrba et Zaporozec, 1994) :

- La vulnérabilité intrinsèque : elle est définie par les caractéristiques du milieu naturel qui déterminent son potentiel de pollution par les activités humaines ;

- La vulnérabilité spécifique : elle fait intervenir non seulement les paramètres naturels, mais également les propriétés relatives au contaminant (nature, mise en place), aux activités humaines ou mêmes aux populations à risque.

Ainsi, nous pourrons mieux comprendre la notion du risque de pollution qui est défini, selon les travaux du Corpen (2003), comme étant la conjonction entre l'aléa et les enjeux.

L'aléa représente l'application d'un stress, d'une action polluante (les pratiques phytosanitaires) sur un point ou un espace plus ou moins vulnérable du milieu naturel comme les eaux de surface. Il peut être estimé par un potentiel de contamination. Il dépend donc de la vulnérabilité d'un milieu et de la pression exercée par les usages sur ce milieu. La vulnérabilité est alors définie par la sensibilité du milieu à être contaminé. La pression est celle produite par les intrants agricoles, principalement la fertilisation azotée et les traitements phytosanitaires.

Les enjeux représentent la conservation, la préservation et la mobilisation des usages d'une ressource (eaux de surface, biodiversité, etc.). Ils représentent la cible à protéger contre le stress exercé sur le milieu naturel.

Les facteurs de vulnérabilité sont donc multiples. Certains relèvent de critères sociaux (âge, genre, niveau d'étude…) ou socio-économiques (revenus, pauvreté, emploi). Les facteurs cognitifs peuvent influencer les vulnérabilités sociale et territoriale (connaissance et conscience du risque, mémoire). À cela s'ajoutent des facteurs techniques (qualité du bâti, des systèmes d'alerte, des infrastructures critiques et des systèmes de défense) ou organisationnels (organisation de la sécurité civile, existence ou de plans de secours et de continuité d'activités). Il est également possible que des facteurs politiques (transparence de la prise de décision, participation des populations, corruption) ou institutionnels (assurance, système juridique) jouent un rôle déterminant dans certaines situations à risque, en particulier lors des catastrophes. De nombreux facteurs relèvent donc de la vulnérabilité biophysique largement mobilisée dans les approches techniques de gestion de risque. Les autres touchent à la vulnérabilité sociale, i.e. au contexte social, économique, politique, juridique et institutionnel. Cette dernière approche insiste sur la capacité d'action, de réaction, d'adaptation des individus, des entreprises, des territoires confrontés au danger, autrement dit sur la résilience des territoires.

2. Evaluation de la vulnérabilité des ressources naturelles : méthodes et outils

Les sociétés sont aujourd'hui confrontées à de multiples défis environnementaux et sanitaires dans le domaine de l'eau. Ils touchent autant aux risques induits par des aléas naturels relevant du fonctionnement des cours d'eau et des nappes d'eau souterraine ou de la dynamique océanique qu'aux nuisances consécutives aux pollutions agricoles et industrielles ou à la surexploitation des ressources tirées des milieux aquatiques. Si les activités humaines peuvent exercer une certaine influence sur ces aléas hydrologiques, elles en ont bien plus encore sur la qualité et l'état de la ressource en eau et des ressources biologiques associées.

L'eau, le sol, la biodiversité contribuent pleinement aux spécificités de la production agricole et à la nourriture de l'humanité. Quels sont les impacts des pratiques agricoles sur ces ressources ?

À l'échelle des continents, les eaux précipitées circulent par ruissellement ou infiltration dans les bassins versants et s'écoulent la plupart du temps vers un exutoire. Si les exutoires sont souvent les mers et les océans, certains bassins sont endoréiques (c-à-d sans écoulement vers la mer). Le bassin versant, limité par une ligne de partage des eaux, est également composé d'écoulements souterrains dont les limites diffèrent parfois de celles des écoulements superficiels. Les ressources en eau disponibles pour les activités humaines sont déterminées par de multiples facteurs, très variables d'un bassin versant à un autre : forme et topographie du bassin versant, exposition du bassin par rapport aux flux de précipitations, nature du sol et du sous-sol, couverture végétale, degré d'urbanisation et d'imperméabilisation… tous les bassins ne se ressemblent pas, les terroirs hydrologiques étant d'une très grande diversité à l'échelle globale. Ces bassins sont drainés par des fleuves et rivières qui définissent des milieux complexes, les hydrosystèmes. Ceux-ci sont composés d'éléments biotiques et abiotiques (faune, flore, roches, eau) en étroites interactions selon des processus physiques, biologiques et chimiques.

Ces interactions s'expriment dans quatre dimensions : longitudinale (de l'amont vers l'aval en lien avec la circulation des eaux ou de l'aval vers l'amont dans le cadre de migrations saisonnières de certaines espèces de poisson), latérale (lien entre le cours d'eau, les berges et les milieux humides associés), verticale (lien entre le cours d'eau et les nappes d'eau souterraines) et temporelle (évolution dans le temps de ces interactions au regard du régime hydrologique et des changements à plus long terme qui peuvent affecter les facteurs influençant le fonctionnement des hydrosystèmes). Bassins versants et hydrosystèmes enregistrent les réponses aux forçages

naturels (oscillations climatiques de long terme et excès hydrologiques de court terme) et aux multiples activités humaines dont ils sont le siège : modification de la composition physico-chimiques des eaux superficielles ou souterraines, modification des styles fluviaux (torrentiels, tressage, méandrage, etc.), altération de la richesse biologique des cours d'eau et des habitats aquatiques, changement du régime hydrologique et variation des flux et des stocks d'eau dans le bassin (Veyret et al., 2017).

2.1 Vulnérabilité des eaux de surface

Il n'existe pas une méthode standard qui permet d'évaluer la vulnérabilité des eaux superficielles. Mais, dans la plupart des méthodes, on se base généralement sur des données topographiques et hydrogéologiques qui traduisent le potentiel de contamination des eaux par les polluants.

Selon plusieurs chercheurs (Macary et al., 2010 ; Baki et al., 2016 ; Eba et al., 2016 ; Faye et al., 2021), les principaux indicateurs de vulnérabilité du milieu sont :

- La pente : c'est un des facteurs les plus significatifs dans le transfert des substances polluantes vers les eaux de surface. Elle agit directement sur le temps de transfert des polluants. Elle intervient également dans les phénomènes de ruissellement et d'érosion ;
- La connexion hydrographique : elle est représentée par la proximité des sources de pollution des eaux de surfaces. La pollution de l'eau est généralement dépendante de la distance qui sépare le lieu d'application des intrants au cours d'eau ;
- Le type de sol : c'est un paramètre qui agit sur le transfert des polluants compte tenu de la texture et du type du sol. Il intervient également sur le temps et la quantité de transfert ;
- Le ruissellement : c'est l'écoulement des eaux à la surface des sols. Ce paramètre est conditionné par les conditions physiques et morphologiques du territoire tel que le relief et le couvert végétal. Il est généralement calculé suivant la formule de multiplication de la précipitation moyenne annuelle par le coefficient de ruissellement ($R=P\times C$) ;
- La précipitation : c'est le facteur générateur de l'écoulement et du ruissellement ;
- Le couvert végétal : il est principalement associé à la corrélation entre les caractéristiques de surface qui influencent le ruissellement superficiel, l'infiltration des eaux souterraines et le flux de débris ;

- La lithologie : il est crucial de prendre en compte ce paramètre lors de la caractérisation des zones inondables, car il peut potentiellement avoir un impact sur l'intensité des crues. Les roches imperméables encouragent le ruissellement de surface et accroissent l'intensité des inondations, tandis que les formations perméables encouragent l'infiltration d'eau.

D'autres paramètres pourront être étudiés afin d'étudier la vulnérabilité des ressources en eaux superficielles à la pollution. Selon les caractéristiques du territoire étudié et bien évidemment de la source de pollution, il y aura adaptation. Les différents paramètres retenus seront combinés par sommation ou par multiplication pour générer des indicateurs de vulnérabilité.

2.2 Vulnérabilité des eaux souterraines

L'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines peut être appréciée selon deux critères : la facilité avec laquelle un polluant peut changer la qualité d'une ressource (eau, forêt, etc.) et la difficulté de régénération des qualités de la ressource (Margat, 1991).

Dans la littérature, il existe plusieurs méthodes d'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines. Les trois principales méthodes sont :

- **Les méthodes analytiques et de modélisation numérique**

Elles permettent de simuler le transport et l'écoulement de fluides vers et dans l'eau souterraine à l'aide d'équations mathématiques (EV ARISK, SEEPW). Tel est le cas de l'étude faite par Bah et al. (2019), dans la région de Fatick au Sénégal sur l'évaluation de la vulnérabilité du secteur ressources en eau à la variabilité et aux changements climatiques via des méthodes de modélisation.

- **Les méthodes contextuelles ou cartographiques**

Elles évaluent la vulnérabilité des eaux souterraines pour les contextes hydrogéologiques présents, ceux-ci étant pris comme représentatifs des conditions de vulnérabilité (Vrba et Zaporozec, 1994) (exemple : la méthode développée par le département des ressources naturelles du Minnesota). Cette technique de classification met en évidence la progression du développement de techniques pour la détermination de la vulnérabilité qui va de la superposition cartographique à la réalisation de modèles numériques en passant par l'intégration des SIG pour la réalisation de cartes mises à jour régulièrement. Exemple d'étude de vulnérabilité à la

pollution des eaux souterraines faite par Amharref et al., 2007, par méthode cartographique et appliquée sur la plaine du Gharb au Maroc.

- **Les méthodes des systèmes paramétriques**

Elles utilisent également les caractéristiques du milieu comme paramètres, mais à chacun d'eux est assignée une valeur numérique. L'introduction d'un système de cotation numérique pour chaque classe de paramètre permet d'évaluer les variations de la vulnérabilité (ex. DRASTIC, GOD). Ces méthodes sont classées en trois sous-classes (Civita, 1994) :

Le système matriciel emploie un nombre limité de paramètres pour une utilisation locale. Ensuite, une combinaison des données, pour faire une analyse descriptive de la vulnérabilité, est réalisée. L'estimation de la vulnérabilité est faite selon un tableau contenant plusieurs paramètres.

Le système de classes combinées : un intervalle est défini pour chaque paramètre jugé nécessaire pour l'évaluation de la vulnérabilité. Ensuite, chacun des intervalles retenus est subdivisé en fonction de la variabilité du paramètre en question. Le score final qui résulte de la sommation (ou multiplication) de chaque note attribuée pour les différents paramètres devrait être subdivisé par le nombre de classes retenues.

Le système de classes pondérées : dans cette méthode, sont affectées des notes aux paramètres jugés nécessaires en définissant des intervalles comme dans les méthodes précédentes. Ensuite, une pondération est attribuée pour chaque paramètre selon son importance dans l'évaluation de la vulnérabilité.

2.3 Vulnérabilité des sols et des ressources géologiques et pédologiques

Il faut distinguer sol et roche bien que parfois et de manière impropre est utilisé le terme de sol calcaire, volcanique, granitique… Le sol est une formation naturelle de surface, de structure meuble, ayant quelques centimètres à quelques mètres d'épaisseur. Il résulte à la fois de l'attaque des roches et formations superficielles sous-jacentes et de la décomposition des formations végétales (production d'humus) sous l'effet des facteurs climatiques (eau, température). Il renferme de grandes quantités d'organismes vivants. Le sol se situe donc à l'interface atmosphère, biosphère, lithosphère et hydrosphère.

Les sols, pellicule fragile, composée d'éléments minéraux et d'éléments organiques (humus), sont très variés à la surface de la planète en fonction notamment des données climatiques, des

types de formations végétales et des roches sous-jacentes. Ils constituent une ressource majeure puisqu'ils sont notamment le fondement de l'agriculture.

Les sols sont le fruit de processus d'érosion naturels affectant la roche mère. Ils résultent d'une double dynamique, la pédogénèse et la morphogénèse, qui s'analyse en termes de bilan. La pédogénèse se réalise si l'ablation est réduite. Dans le cas contraire, l'érosion mécanique freine le développement des horizons du sol. Si la couverture végétale est dense, l'eau de pluie qui atteint le sol s'infiltre largement, tandis que sur sol nu, une quantité importante d'eau risque de ruisseler. Or, le ruissellement contribue au décapage et donc à l'érosion des sols. Dans ce cas un sol vulnérable est identifié.

Les activités humaines contribuent à augmenter le degré de vulnérabilité des sols tout en modifiant leurs fonctionnements et propriétés. Certaines pratiques agricoles peuvent être responsables de la dégradation du sol et de la perte de sa biodiversité. Des labours fréquents et profonds et l'usage intensif d'engrais et de pesticides perturbent les organismes du sol (macrofaune, mésofaune, microorganismes), réduisent le stock de matière organique et bouleversent la structure, l'aération, la compacité ou la composition du sol, modifiant ainsi son fonctionnement. Ces modifications anthropiques sont plus ou moins rapides : certaines sont très brèves (tassement du sol par le passage d'un engin lourd) d'autres plus longues (diminution de la matière organique du sol après défrichement par exemple). Les pollutions des sols résultent aussi des activités minières, industrielles et de transport (Veyret et al., 2017).

La dégradation chimique des sols est liée à la contamination par des micropolluants, tels que les pesticides, les métaux lourds et les nutriments, c'est-à-dire l'azote et le phosphore. L'usage excessif d'engrais et/ou de pesticides (apport de métaux lourds, de produits organochlorés, d'atrazine…), l'épandage de boues d'épuration ou de lisier peuvent dégrader les sols.

En France, le Ministère en charge de l'Environnement a inventorié les sites pollués depuis le début des années 1990 et constitué Basol, la base de données des sites et sols pollués ou potentiellement pollués, qui appellent une action de l'administration à titre préventif ou curatif. Début 2012, Basol comptabilise 4 142 sites et sols pollués pour lesquels l'État a entrepris une action de remédiation. Vingt-quatre polluants sont recensés dans Basol (benzène, toluène, xylène, cyanures, pesticides, solvants non halogènes, sulfates,…). Les inventaires régionaux des anciens sites susceptibles d'être pollués, peuvent fournir des informations utiles (activités anciennes et successives, types de produits employés) grâce à la base de données Basias qui

compte 260 000 sites répertoriés pour en conserver la mémoire et servir aux acteurs de l'urbanisme.

2.4 Vulnérabilité des écosystèmes et de biodiversité

Étudier la biosphère implique d'étudier la vie sur la planète, avec ses différentes composantes et sa complexité. La biosphère joue un rôle essentiel dans le système Terre et joue un rôle essentiel également dans les grands cycles biochimiques. Les conséquences des sociétés sur la biosphère sont telles que certains experts envisageraient une sixième extinction des espèces. Se pose alors la question de la préservation et plus généralement de la gestion de la biodiversité.

La biodiversité, dérivée de la contraction de l'expression anglaise Biological diversity (diversité biologique) fait référence à la variété du vivant, y compris la variété des écosystèmes, des espèces et la variété génétique au sein d'une même espèce. La biodiversité englobe différents aspects : un concept abstrait qui désigne la « diversité de la vie », une hiérarchie d'entités organisées en systèmes en constante évolution, eux-mêmes dynamiques et remplissant des fonctions. Il existe des liens entre les écosystèmes et la diversité biologique qu'ils contiennent. Il est donc plus facile pour un écosystème de se reconstituer après une perturbation en raison de sa richesse en espèces (processus de résilience). La biodiversité actuelle représente environ 1 % de toutes les espèces qui ont vécu sur la planète, mais il est très difficile de la chiffrer.

« *Aujourd'hui, un cri d'alarme est lancé : la biodiversité est entrée dans une phase d'érosion beaucoup trop forte* » (Bœuf, 2012). On parle d'ailleurs de grande période d'extinction de la biodiversité due pour la première fois à l'homme.

L'agriculture intensive, caractérisée par la monoculture et l'utilisation de pesticides et d'engrais, joue un rôle crucial dans la diminution de la diversité biologique des sols et de l'eau. En Europe, la disparition des haies liée aux changements visant à développer une agriculture intensive (taille des champs, utilisation croissante d'engrais et de pesticides) dans la seconde moitié du XX^{e} siècle a eu un impact considérable sur la diversité biologique. Par conséquent, la transformation de prairies et de terres humides en terres cultivées a entraîné la disparition de plusieurs espèces rares de la faune et de la flore sauvages.

De nombreux acteurs sont impliqués dans la gestion de la biodiversité, tant pour préserver des espèces remarquables ou menacées dans des zones protégées que pour protéger l'ensemble du vivant. Selon A. Karsenty (2004), les instruments de marché proposés pour libérer des forêts tropicales riches en biodiversité de l'exploitation forestière et les transformer en zones de

conservation ont pour objectif d'acquérir des droits d'usage plutôt que de leur propriété. L'objectif principal des paiements pour services environnementaux est de préserver la diversité biologique en réduisant les émissions provenant de la déforestation et de la dégradation. L'État, les exploitants et les populations locales bénéficient de compensations financières afin de compenser les pertes causées par la non-exploitation. Ces pratiques soutenues par les grandes ONG de protection peuvent avoir des effets discutables pour les populations locales (Karsenty, 2004).

Dans leur étude réalisée en 2020 sur des communes périurbaines de deux départements du sud de la France (Gard et Hérault pour Nîmes, Fabrègues, Villeneuve-lès-Maguelone, Montpellier), Scheromm et ses collègues mettent en évidence la question de la vulnérabilité de la biodiversité en zones littorales et les actions entreprises par les responsables de l'environnement pour préserver cette richesse.

Il est essentiel de mesurer la vulnérabilité de la biodiversité afin de préserver les écosystèmes les plus en danger. Le nouvel outil, publié dans *Nature Communications* le 1er septembre 2022, se démarque des travaux précédents en évaluant le niveau de modification de la diversité fonctionnelle, c'est-à-dire la biodiversité et les fonctions associées des écosystèmes, lorsqu'elle est soumise à différentes pressions. Il est issu de deux projets financés par la Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB) au sein de son Centre de synthèse et d'analyse de la biodiversité (Cesab) avec le soutien d'Électricité de France (EDF) et de France Filière Pêche (FFP).

Afin d'évaluer la vulnérabilité des écosystèmes, une équipe de 20 chercheurs a employé des simulations répétées par ordinateur de perturbations sur des communautés d'espèces. Qu'il s'agisse de l'évolution du climat, de la modification de l'utilisation des terres, de la pollution ou de l'exploitation excessive des ressources, ces perturbations reproduisent les conséquences d'une variété de menaces potentielles sur les communautés animalières. Selon Arnaud Auber, chercheur à l'Ifremer et premier auteur de la publication, en simulant tous les scénarios envisageables, y compris les plus graves, nous pouvons repérer les écosystèmes les plus vulnérables sur le plan fonctionnel. En outre, il est maintenant possible d'évaluer leur vulnérabilité en prenant en considération les pressions inconnues, imprévisibles ou mal documentées, ce qui représente une avancée significative par rapport aux travaux précédents. Cette méthode, plus sécurisée, permet aux responsables de classer différents sites en fonction de

leur vulnérabilité fonctionnelle, ce qui permet une gestion adaptative de la biodiversité. (Auber et al., 2022).

3. Apport de l'analyse spatiale et de la télédétection dans la gestion de la vulnérabilité des ressources naturelles

3.1 L'analyse spatiale au service de la gestion de la pollution phytosanitaire diffuse

Plusieurs recherches ont démontré que l'analyse spatiale peut être utilisée pour optimiser la gestion des pesticides. Afin d'optimiser la gestion des pratiques phytosanitaires, l'intégration de la dimension spatiale est nécessaire pour mettre en évidence la relation entre la pression phytosanitaire et le milieu physique du territoire caractérisé (Le Grusse et al., 2016).

Vernier et al. (2013) ont tenté de mieux appréhender les interactions existantes entre les différentes composantes physiques des milieux naturels (l'eau, le sol et l'air) dans le cadre du projet Ecophyto 2018 et d'autres mesures réglementaires visant à réduire l'impact des pesticides sur l'environnement. Effectivement, cette tâche ne pouvait être réalisée qu'en établissant un système d'information qui permettait de combiner les caractéristiques du milieu étudié avec les pratiques agricoles. Afin d'accomplir cela, il faut disposer de données géographiques sur les différentes composantes telles que la pente, l'occupation du sol, le réseau hydrographique, etc.

Par ailleurs, le travail de Carluer et al. (2014) visait à évaluer l'effet de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Pour cela, ils ont utilisé l'analyse spatiale afin d'étudier la variation spatio-temporelle du potentiel de pollution dans un bassin versant. Plusieurs scénarios de gestion de la pollution phytosanitaire diffuse pouvaient ainsi être simulés pour identifier le risque de contamination des eaux.

Le travail d'Aschan-Leygonie et al. (2015) est ainsi réalisé dans le but d'évaluer l'exposition aux pesticides et la pollution de l'air. Afin d'améliorer le suivi de l'évolution de la contamination et de la variabilité d'exposition, diverses analyses spatiales ont été réalisées en utilisant les outils SIG.

Dans le même esprit d'analyse spatiale et d'intégration des systèmes d'information géographique (SIG) dans l'analyse du risque de pollution phytosanitaire, le travail d'Arousseau et al. (1998) a révélé une méthode d'évaluation du risque dans la parcelle en utilisant des techniques d'analyse géographique telles que le calcul de la distance entre la parcelle et le cours d'eau et le calcul de la pente. Par la suite, les résultats obtenus sont représentés sur une carte à l'aide d'un logiciel SIG.

Ces travaux mettent en évidence les bénéfices de l'utilisation de l'analyse spatiale à travers des systèmes d'information géographique pour répondre de manière plus efficace et plus rapide aux besoins de gestion des risques liés aux produits phytosanitaires, tout en intégrant différentes données collectées à des échelles étendues sans nécessiter de déplacement sur les sites d'études.

3.2 Intervention du changement d'échelle dans l'analyse des composantes SIG

En tant qu'espace analysé et géré par les acteurs, l'aménagement du territoire vise à évaluer les dangers de la pollution diffuse d'origine agricole (Ayadi, 2013 ; Mghirbi, 2016 ; Mghirbi et al., 2018). Étant donné cette observation et selon Lévy (2003), le territoire est « une entité mesurable constituée d'un ensemble d'unités spatiales (parcelle, bassin versant, etc.) ». Les caractéristiques géométriques, notamment les coordonnées géographiques et les formes de ces structures, sont influencées par les différentes formes de spatialisation. Tandis que Frémont (1984) décrit le territoire comme « un ensemble de liens tissés entre les acteurs et les éléments constitutifs d'un espace ».

La notion de territoire fait l'objet d'une littérature très abondante dans différentes disciplines : Il s'agit d'un objet fondamental de la géographie et indispensable pour l'économie et les sciences générales. Selon Benoit et al. (2009), l'agronomie des territoires est une évolution plus récente.

La définition que nous retenons de territoire identifie une « étendue terrestre utilisée et aménagée par des sociétés humaines » (Reynaud *et al.*, 1992). Le lien central entre un environnement, des activités et des acteurs est établi. Ainsi, le territoire est une construction intellectuelle (Lemoigne, 1984) qui est en mouvement et en évolution, et dont les caractéristiques sont entièrement conformes à celles qui peuvent être attribuées plus largement au principe de complexité (De Rosnay, 1975). Il s'agit d'un ensemble, constitué de sous-systèmes, d'éléments et surtout de nombreuses relations.

Le territoire est considéré au niveau local, c'est-à-dire en relation avec des réseaux d'interconnexions et d'interconnaissances entre acteurs, avec des valeurs et des connaissances mises en œuvre dans l'action collective, avec des milieux de services écosystémiques et avec des acteurs impliqués dans la contribution de l'élevage au développement durable. Il peut prendre la forme d'une entité administrative et politique (comme l'aire d'une communauté de communes, d'un Parc Naturel Régional) ou d'un ou de projets portés par des acteurs (comme l'aire d'une appellation d'origine, l'espace d'un projet de développement local, ou encore le bassin de collecte d'un opérateur coopératif) (Lasseur et al., 2019).

L'évaluation du risque des produits phytosanitaires au niveau spatial est aujourd'hui considérée comme une priorité pour la gestion des territoires. Cette gestion implique la sélection d'une ou plusieurs unités spatiales. Une relation entre la pression exercée par les produits phytosanitaires sur l'environnement et son état physique doit être présente dans l'unité sélectionnée. Dans notre étude, nous nous concentrons sur les pratiques agricoles et la pollution des ressources naturelles, qui constituent notre unité spatiale cible.

En se référant à Ayadi (2013), trois types d'unités spatiales sont retenus pour étudier les problèmes de la pollution diffuse : parcelle, exploitation et bassin versant hydrologique.

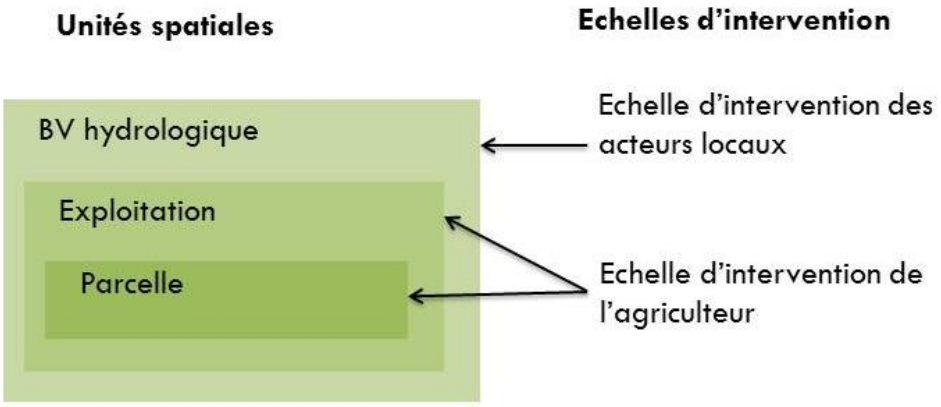


Figure 17. Unités spatiales d'analyse des problématiques agricoles
(Source : Grimene, 2024)

L'association de la composante SIG dans l'étude des problématiques environnementales vient ajouter l'unité spatiale « pixel », échelle d'étude et de manipulation des données géographiques.

L'échelle d'intervention de l'agriculteur est représentée par les deux unités spatiales parcelle et exploitation. Elles font partie du bassin versant, un territoire important pour les politiques d'aménagement et de gestion des ressources en eau.

Tableau 3. Définition des différentes échelles spatiales d'analyse des problématiques agricoles

Echelle spatiale	Définition
Pixel	Unité de définition d'une image numérique matricielle d'origine satellitaire.
Parcelle	Portion de terrain présentant une même nature de culture et appartenant au même propriétaire.
Exploitation	Unité de production remplissant les trois critères suivants : - Produire des produits agricoles - Avoir une gestion courante indépendante - Atteindre un certain seuil en superficie, en production ou en nombre d'animaux.
Bassin versant	Portion d'espace terrestre à l'intérieur de laquelle tous les écoulements, en surface ou en profondeur, se dirigent vers le même exutoire (cours d'eau, lac ou mer).

Par conséquent, de nombreuses recherches ont examiné la corrélation entre le fonctionnement des exploitations agricoles et leurs espaces. Deffontaines (2004) a fusionné les idées et les techniques de l'agronomie et de la géographie avec les outils de la modélisation spatiale. Cette réflexion a permis d'établir une relation avec la géographie. Il est crucial de représenter spatialement la diversité des exploitations agricoles afin d'expliquer leur structure et leur fonctionnement, qui sont principalement influencés par l'environnement physique.

Il y a des sources de données spécifiques à chaque échelle d'étude (enquêtes parcellaires, relevés de terrain, hydrologiques, statistiques, télédétection, etc.), qui sont associées à des méthodes de diagnostic différentes (bilans parcellaires, bilans par exploitations, indicateurs, analyse spatiale, modèles, etc.). Selon Houdart et al. (2009), le changement d'échelle ne se limite pas à un simple zoom, mais constitue un passage organisationnel entre les différents niveaux. Effectivement, il s'agit d'avoir des informations pertinentes aux différentes échelles spatiales afin de faciliter la prise de décision des gestionnaires locaux, ce qui doit permettre de définir une unité de discrimination à ces échelles. Cette unité a été choisie en raison d'un compromis entre sa pertinence à l'échelle étudiée (résolution optimale) et sa capacité à identifier de manière précise les problèmes de pollutions diffuses. La transition d'un niveau d'organisation à un autre met en évidence des défis majeurs, comme par exemple la corrélation entre les observations de pollutions agricoles sur des parcelles agricoles et les mesures de produits polluants à l'échelle du bassin versant (Puech et al, 2003).

Selon Macary et Vernier (2005), il existe des recherches qui reposent sur des indicateurs spécifiques à chaque échelle, où la réponse à la question du changement d'échelle se fait en

modifiant les données et les indicateurs agro-environnementaux. De plus, d'autres méthodes appelées agrégatives et désagrégatives sont mentionnées pour établir une connexion entre les différents niveaux d'organisation spatiale (Fgure 18). Selon Blöschl et Sivapalan (1995), la désagrégation permet d'évaluer le comportement des éléments du milieu à partir de celui du tout. Ils l'interprètent donc comme « le passage d'une valeur moyenne sur un domaine à sa répartition détaillée à l'intérieur d'un découpage de ce domaine ». Ainsi, l'agrégation nous offre la possibilité de transformer des composants en un tout (Blöschl et Sivapalan, 1995). Dans cette situation, la détection des processus à une échelle spécifique ne garantit aucune validité à une autre échelle. En plus de cela, il existe une autre problématique liée à l'interaction entre différents processus (Blöschl et Sivapalan, 1995).

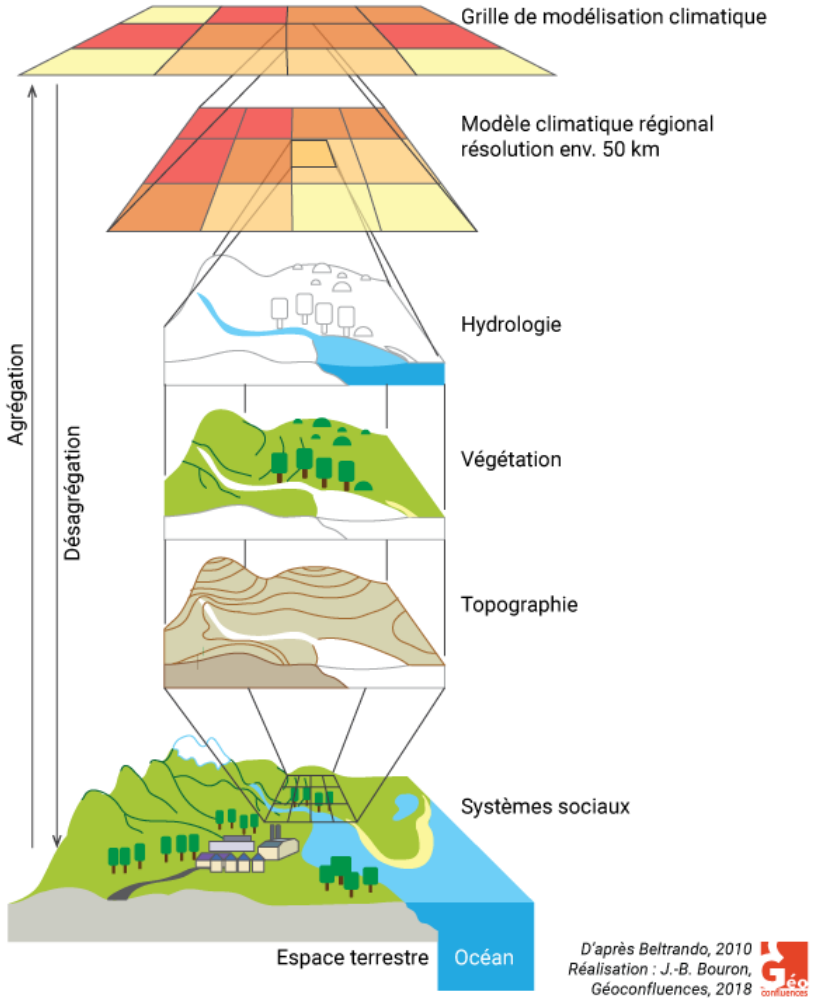


Figure 18. Principe de changement d'échelle appliquée aux données climatiques (Source : Beltrando, 2010)

Sur cet exemple, la grille de lecture présente la variabilité des notes enregistrées sur l'image matricielle en fonction de l'organisation et de l'hétérogénéité du milieu physique traité (hydrologie, végétation et topographie). La désagrégation de l'information spatiale permet ainsi de prendre en considération les propriétés locales pour enrichir l'information géographique et affiner les échelles d'analyse.

La géographie permet donc d'identifier les territoires les plus vulnérables et les facteurs environnementaux de certains enjeux en croisant différentes sources de données.

Conclusion du chapitre 2

Après avoir défini le concept de la vulnérabilité et présenter les différentes méthodes et outils d'évaluation, nous avons souligné l'importance d'avoir recours à l'analyse spatiale et aux outils SIG pour étudier l'organisation spatiale de notre terrain d'étude.

A l'issu de ce chapitre, nous avons pu définir le terme de vulnérabilité dans son contexte agronomique et géographique dans le but d'avoir une idée sur l'origine de cette notion et pouvoir ainsi identifier les paramètres adéquats à sa caractérisation spatiale.

En effet, la mise en évidence de l'hétérogénéité spatiale du milieu naturel peut être un cadre scientifique qui rassemble à la fois les partisans d'une géographie physique et d'une géographie environnementale. Cette méthode nous pousse donc à revenir aux bases de cette discipline et à comprendre les structures d'organisation de l'espace, puis à explorer les processus qui ont engendré leur apparition.

La télédétection 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. 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 ACTEURS LOCAUX ET LEUR RÔLE DANS LA GESTION PARTICIPATIVE DE LA POLLUTION DIFFUSE

1. Les acteurs intervenant dans la gestion participative des ressources naturelles du territoire

Le processus de décentralisation administrative est en cours en France, tout comme dans de nombreux pays européens, dans le but de renforcer le poids des collectivités locales et de promouvoir des dynamiques de développement durable. De plus, les lois concernant l'aménagement du territoire ont pour objectif de rétablir la connexion entre le citoyen et le politique en favorisant les méthodes de démocratie participative, ce qui témoigne de l'évolution des modes de gouvernance (Péribois, 2008).

Les enjeux environnementaux actuels, en lien avec le territoire, ont de nombreuses dimensions : (1) le cadre et la qualité de vie, facteurs de bien-être ou d'inconfort des citoyens, (2) les ressources naturelles et leurs utilisations, sources de progrès et d'impacts négatifs, (3) les nuisances et les risques causés par l'anthropisation des milieux ou par la nature elle-même, facteur de contrainte pour le développement des territoires à l'échelle locale et planétaire, (4) la préservation d'équilibres globaux (climat, biodiversité) et l'adaptation des sociétés aux changements environnementaux. Chacune de ces questions, à la fois sources de conflits entre acteurs, de pratiques de gestion à diverses échelles, de perspectives historiques, sociales, culturelles, spatiales, interroge les sciences géographiques d'hier et d'aujourd'hui afin de mieux former celle de demain.

Le territoire est, entre autres, une pièce où les personnages sont présents partout. C'est grâce à eux que l'espace géographique se construit, que les structures et les formes spatiales se transforment. Les ressources sont mobilisées et valorisées selon leurs intentions et leur représentation, d'autres sont protégées et d'autres encore sont ignorées ou dégradées. Ainsi, les questions environnementales traversent les processus territoriaux en cours.

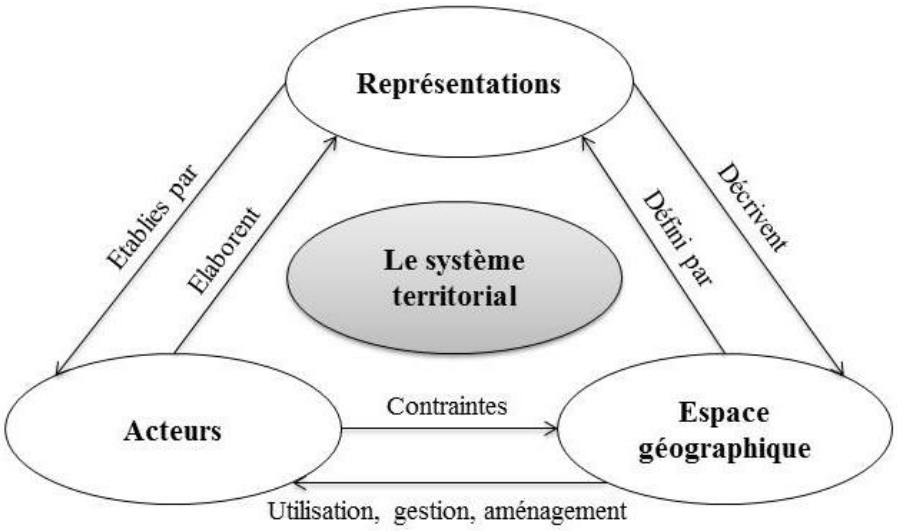


Figure 19. L'organisation du système territorial : ses sous-systèmes et leurs interactions (Source : adapté de Moine, 2006 et Sassi, 2019)

L'aménagement du territoire, ainsi que l'intégration des enjeux environnementaux dans les stratégies de développement territorial, désignent un ensemble de connaissances et d'actions qui mobilisent de nombreuses ressources (naturelles, financières, culturelles, institutionnelles, techniques, réglementaires, etc.) au profit des individus et des entreprises qui occupent et utilisent les localités. Les intervenants ont pour objectif principal de mobiliser les ressources naturelles et de les surmonter ou du moins de s'y adapter. Le développement de l'action territorialisée découle donc de stratégies, tant individuelles que collectives, soumises à des logiques institutionnelles et à des facteurs tels que la disponibilité des ressources et la présence d'aléas, et influencées par des processus politiques, sociaux, culturels et économiques. Différents acteurs (citoyens, dirigeants d'entreprises, élus, gouvernement, ONG, organisations internationales, etc.) avec des stratégies territoriales parfois différentes, jouent désormais un rôle de plus en plus important dans le domaine. Pour que les informations soient accessibles à tous les acteurs, les décideurs (pouvoir public) et les aménageurs doivent mettre en place un outil informatique performant. Ce dispositif est constitué d'une base de données et d'éléments d'analyse. Les SIG sont mentionnés dans ce contexte, grâce à l'association de l'outil informatique et de la cartographie. Selon Nguendo Yongsi et al. (2007), ils s'inscrivent dans le contexte des systèmes d'information d'aide à la prise de décision. Les exigences de la base de données géographiques touchent cinq disciplines (figure 20).

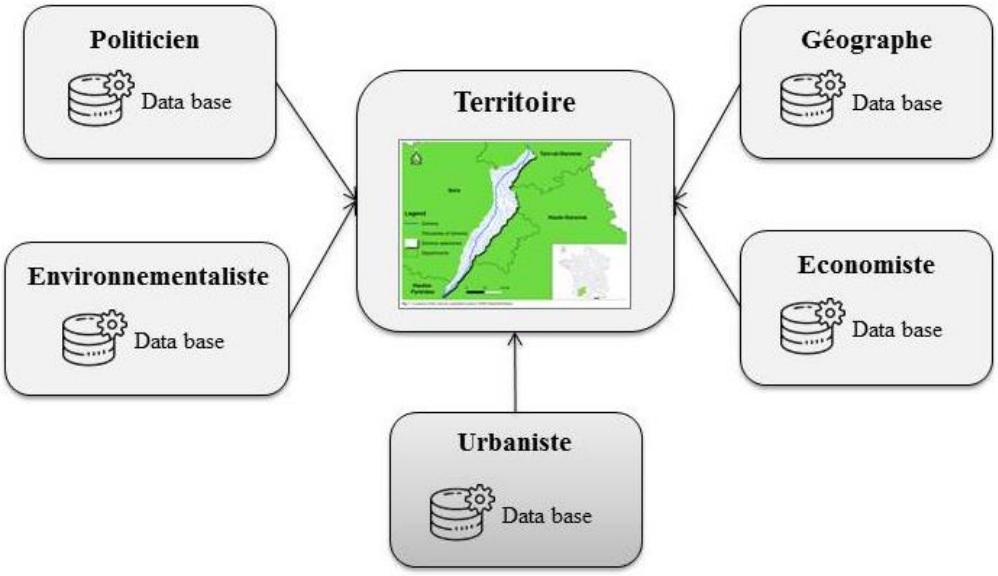


Figure 20. Les acteurs impliqués dans l'aménagement du territoire
(Source : adapté de Sassi, 2019)

Cependant, étudier une action territorialisée dans le domaine de l'environnement (gestion des risques, des paysages, etc.) ou en lien avec un problème lié à l'environnement (projets de développement agricole, urbain, industriel, etc.) nécessite également d'examiner les systèmes d'action et donc les logiques institutionnelles qui se manifestent dans les territoires. En réalité, les systèmes d'action décrivent les conditions nécessaires pour l'action sur les territoires, à savoir les cadres institutionnels, réglementaires, fonctionnels et étatiques qui définissent les objectifs, les principes et les volontés qui sous-tendent les logiques d'agir. Ainsi, les stratégies territoriales des parties prenantes sont confrontées à des jeux de pouvoir complexes, en tenant compte des normes et des organisations en place, ainsi que des représentations et des expériences sociales et individuelles de chaque acteur.

La gestion en commun des ressources naturelles ne concerne pas seulement les communautés locales, elle est en lien avec la question de la gouvernance à de multiples niveaux impliquant des interactions entre les différents niveaux. Méral (2004) distingue quatre catégories de gestion participative regroupées dans le tableau 4 ci-après.

Tableau 4. Les différentes catégories de gestion participative

Catégories de gestion participative	Principe
Gestion communautaire	Transfert des compétences en matière de gestion des ressources naturelles ou environnementales. Gestion d'une manière collective, sous la direction d'un groupe d'acteurs et avec un véritable pouvoir de décision. Il s'agit d'une participation active.
Cogestion	Décisions prises conjointement par les acteurs locaux.
Gestion collaborative (ou conjointe)	Décisions prises par les services compétents après avoir reçu l'approbation des acteurs locaux.
Gestion adaptative	Une sorte de gestion collaborative dont les décisions sont évaluées pendant leur mise en œuvre via l'introduction des scientifiques dans les processus de décision.

La diversité des formes met en évidence le fait que la gestion commune des ressources naturelles s'inscrit dans une vision politique globale qui vise à décentraliser et à impliquer les populations locales dans les processus de décision. Mais elle met également en évidence que la participation des populations locales est considérée de manière pratique sous diverses angles et avec une implication plus ou moins forte. La participation n'est pas toujours une simple consultation, comme dans la gestion collaborative, mais l'implication détermine aussi le pouvoir de décision, comme dans la gestion communautaire des ressources naturelles (Ballet, 2007).

Il est essentiel de mettre en place une gouvernance efficace de l'environnement et des risques à tous les niveaux afin de trouver des solutions à ces problèmes. Les interactions humaines avec l'environnement et les contraintes qu'il impose sont influencées par des règles, des pratiques et des institutions. Selon elles, tous les acteurs qui ont un impact sur la ressource ou qui sont confrontés à des aléas naturels ou technologiques (gouvernements, ONG, élus, secteur privé, etc.) doivent collaborer dans une perspective de responsabilités partagées afin d'atteindre une gouvernance efficace. Les politiques de l'environnement, les comportements et les perceptions des acteurs, l'action des agents économiques, la négociation et les conséquences des accords internationaux, la production scientifique, la définition d'un coût sont aujourd'hui mises en avant.

Cette approche de gestion soulève la question de l'échelle adéquate pour développer le commun alors que l'action publique évolue. Est-ce qu'il faut prendre en compte les espaces pertinents du point de vue du fonctionnement du système naturel (le bassin versant pour la gestion des risques

liés à l'eau, à la pollution ou aux espaces littoraux pour prendre en compte les risques propres à ces milieux) ou les cadres territoriaux traditionnels où sont structurés les projets de développement des territoires (entreprises, communes, agglomération, métropole, région, etc.) ? Elle remet également en question les principes fondamentaux mobilisables (respect de la démocratie, équité intergénérationnelle, solidarité spatiale) ainsi que les méthodes et les outils qui y sont associés afin d'encourager davantage l'animation collective et de prendre en compte davantage les représentations et les objectifs des acteurs ainsi que leur interdépendance.

De nos jours, cette gestion territorialisée, impliquant différents acteurs avec des objectifs variés, se manifeste par des modifications territoriales et, également, par de nombreux partenariats, négociations, contractualisations ou encore la recherche de consensus.

- La préservation de l'environnement implique une multitude d'acteurs. Certains se situent aux échelles internationales, d'autres aux échelles nationales et d'autres, plus nombreux encore, dans les territoires locaux où s'appliquent concrètement les objectifs fixés par les acteurs de la gestion de l'environnement ;

- Les intervenants en matière d'environnement se basent sur certains principes fondamentaux (prévention, précaution, pollueur-payeur, intégration, participation) afin de définir leur stratégie, qui se traduit par une variété d'outils d'action (réglementation, sanction, incitation financière, contrat, concertation, négociation, etc.) ;

- Cependant, pour que la gestion de l'environnement soit efficace à l'échelle locale, il est essentiel de combiner de nombreux facteurs de succès. Si cela n'est pas fait, des conflits locaux en matière d'environnement, d'aménagement ou d'utilisation peuvent surgir.

De nombreux acteurs partagent la compétence de gestion des risques : l'État, les collectivités locales et les acteurs institutionnels. Chaque acteur a ses propres compétences et responsabilités, mais elles sont complémentaires pour répondre à toutes les questions liées à la gestion des risques. Ces aptitudes peuvent être liées à la réglementation (État, collectivités locales, chambres consulaires), à la technique (syndicats mixtes, Météo France) ou à la gestion financière (Agence de l'Eau). Il est toutefois important de garder à l'esprit que le principal acteur est le particulier, qui doit être conscient de son exposition au risque, se conformer aux réglementations et se préparer à son propre niveau à la réalisation d'un événement.

A- Les services de l'état. L'État est divisé en services : préfecture, direction départementale des territoires (et de la mer), direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement.

B- Les acteurs institutionnels. Les syndicats mixtes, sous différentes formes, sont impliqués notamment dans l'élaboration et la réalisation des programmes d'actions et de gestion.

Il est également possible d'inviter les chambres consulaires à contribuer à la gestion des risques, que ce soit en favorisant des bonnes pratiques dans leur domaine de compétence, ou en fournissant leur avis sur les mesures prises pour prévenir les risques lors de l'élaboration des projets d'actions. Les individus jouent également un rôle dans la gestion des risques. Il est essentiel pour eux de se renseigner sur les dangers auxquels ils sont confrontés, de respecter les règles d'urbanisme, en particulier, et de se conformer aux instructions d'alerte qui peuvent être données en cas de gestion de crise.

C- Les collectivités locales. Les communes sont tenues d'informer de manière préventive, de gérer les situations de crise et de prendre en considération les risques dans l'aménagement du territoire. Il est possible de réaliser ces obligations au niveau des intercommunalités.

D- Le réseau d'experts. L'État et/ou les collectivités locales peuvent également mobiliser un réseau d'experts en fonction de leur domaine de compétence : le Cerema[13], réalise des recherches sur les risques et les vulnérabilités. Les études de risques et les diagnostics de danger sont réalisés par le BRGM[14], qui se spécialise dans les risques de mouvement de terrain (cavités, effondrements, etc.). Le CEPRI[15] offre un soutien technique et scientifique pour prévenir et gérer les inondations.

Afin de mieux appréhender le rôle des divers intervenants et leur interaction dans la gestion des enjeux environnementaux, prenons comme exemple l'étude réalisée par Scheromm et al. en 2020. Ils soulignent l'engagement de divers acteurs locaux dans l'émergence des initiatives agroécologiques, notamment des élus et des structures de gestion de l'environnement, en lien

[13] **Le Cerema** (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement) est un établissement public relevant du ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, accompagne l'État et les collectivités territoriales pour l'élaboration, le déploiement et l'évaluation de politiques publiques d'aménagement et de transport.

[14] **Le BRGM** (Bureau de recherches géologiques et minières) est l'établissement public de référence dans les applications des sciences de la Terre pour gérer les ressources et les risques du sol et du sous-sol dans une perspective de développement durable.

[15] **Le CEPRI** (Centre Européen de Prévention et de gestion des Risques d'Inondation) est une association de collectivités territoriales, créée le 1er décembre 2006, à la suite d'une étude de préfiguration portée en 2005 par le Conseil départemental du Loiret et le Ministère de l'environnement.

avec des associations de la société civile et des structures de gestion de l'environnement. Ils témoignent d'une évolution multiple de la territorialisation de l'agroécologie et de ses conséquences sur l'écologisation des pratiques agricoles.

2. Les outils réglementaires : un moyen de limiter la pollution d'origine agricole

Au fil des dernières décennies, la gestion de l'environnement en France a été enrichie de nouveaux outils. Au départ, le droit de l'environnement a été élaboré comme une série de lois spéciales qui visent à prévenir, par la réglementation, l'autorisation et la sanction, les dommages causés à la nature. L'objectif du développement durable et l'acceptation difficile des prescriptions-sanctions conduisent à l'utilisation de nouveaux outils qui reposent davantage sur le contrat, la concertation et les mécanismes économiques et financiers. Aujourd'hui, sept grandes catégories sont identifiées dans la typologie des instruments de gestion de l'environnement, à partir desquelles sont définies localement les modalités de mise en place de la politique environnementale :

- Des instruments réglementaires et contraignants qui imposent des normes d'usage ;
- Des instruments fonciers et de maîtrise d'usage du sol ;
- Des instruments de planification stratégique qui visent à projeter des évolutions et des objectifs souhaités ;
- Des instruments économiques et financiers qui ont pour objectifs d'inciter à changer de comportement ;
- Des instruments d'observation et de connaissance pour évaluer les impacts, mesurer l'efficacité des actions conduites ou aider à des prises de décisions ;
- Des instruments informationnels ou communicationnels pour sensibiliser aux enjeux environnementaux et gagner en transparence par la diffusion d'informations ;
- Des instruments non contraignants et de valorisation qui vise à une meilleure acceptabilité des changements via des démarches plus participative et volontariste impliquant les acteurs de la sphère privée.

2.1 Outils réglementaires : les plans de prévention des risques

Les Plans de Prévention des Risques (PPR) sont des outils élaborés par l'État en collaboration avec les acteurs locaux dans le but de définir les règles d'urbanisme à respecter pour prendre en considération la présence confirmée d'un risque sur un territoire. Le préfet de département les dirige, en étroite collaboration avec les services techniques de direction départementale des

territoires. Il est possible que les PPR s'appliquent à une ou plusieurs communes / départements. Effectivement, les dommages étant en partie couverts par un système de solidarité nationale, l'État a voulu s'équiper d'une stratégie de prévention afin de diminuer les dépenses liées aux dégâts.

- **L'autorisation de mise sur le marché (AMM)**

Les AMM sont accordées au niveau national et sont émises par l'État auprès duquel la demande a été soumise. Effectivement, afin d'obtenir une autorisation de mise en marché (AMM), une première évaluation a été réalisée par une autorité spécifique, à savoir les États membres et la Commission Européenne. Cette évaluation concerne les substances actives présentes dans la composition des produits herbacés. Depuis la Directive du Conseil de l'Union européenne n° 91/414/CE, toute substance active utilisée dans une spécialité commerciale doit avoir été enregistrée sur une liste positive communautaire après avoir examiné un dossier toxicologique qui démontre les propriétés de la MA en matière de toxicité aigüe et chronique sur la santé.

La deuxième évaluation concerne les spécialités commerciales, également connues sous le nom de « produits phytopharmaceutiques », qui contiennent une ou plusieurs substances actives. Cette mesure est réalisée au niveau national. Suite à la lecture d'un second rapport qui expose les caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques par le ministére de l'Agriculture et de la Pêche et les ministéres de la santé, de la consommation et de l'environnement (Aubertot et al., 2005).

- **La règlementation sur la distribution d'application ou de conseil à l'utilisation des pesticides**

Il est nécessaire de réguler la distribution des produits phytosanitaires. À partir du 20 octobre 2011, avec la loi Grenelle 2, le champ d'agrément est étendu : toute entreprise de distribution de produits phytopharmaceutiques (quelle que soit leur classe toxicologique), les entreprises d'application en prestation de service et les entreprises de conseil à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques sont désormais agréées.

Les entreprises qui bénéficient de l'agrément sont certifiées par un organisme certificateur. Les entreprises qui entrent dans le champ de l'agrément doivent se conformer à un référentiel d'activité qui définit les diverses exigences liées à l'activité, telles que la traçabilité et le suivi de la mise en œuvre de l'activité, le stockage et le transport des produits phytopharmaceutiques.

Concernant le conseil, il est essentiel d'assurer une traçabilité écrite du conseil et de proposer des solutions alternatives pour lutter contre les organismes nuisibles dès qu'elles sont disponibles.

2.2 Outils contractuels : les programmes d'actions de gestion des pesticides

- **Programme de réduction de la pollution par les produits phytosanitaires**

Ce programme a été lancé, en 2020, conjointement par les ministères chargés de l'agriculture et de l'environnement. Il est fondé sur deux volets, un national et un régional.

Au niveau national, l'amélioration des contrôles de l'utilisation des pesticides et le contrôle des pulvérisateurs. Deux mesures additionnelles concernant la création d'une filière de collecte des emballages vides et des produits phytosanitaires non utilisés et la recherche de techniques alternatives à la lutte chimique. Au niveau régional, le programme vise à renforcer les efforts des groupes régionaux de lutte contre la pollution des eaux par les pesticides, placés sous la tutelle des préfets de région (Barriuso, 2003).

- **Plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (PIRP)**

Les ministéres de l'agriculture, de l'écologie et de la santé ont mis en œuvre ce plan dans le but de diminuer l'utilisation et les dangers causés par les pesticides sur le plan sanitaire pour les utilisateurs de produits et les consommateurs de denrées, ainsi que leurs conséquences potentielles sur les différents éléments de l'environnement (eau, air, sol) et la biodiversité. L'un des objectifs de ce programme est de diminuer de 50%, d'ici la fin du programme, les quantités de substances actives vendues les plus dangereuses. Elle a pour objectif principal d'améliorer les conditions de commercialisation des pesticides, d'agir sur les pratiques et de réduire l'utilisation des pesticides, de développer la formation des professionnels, la formation des utilisateurs de pesticides et leur information, de renforcer la connaissance et la transparence sur l'impact sanitaire et environnemental.

- **Plans ECOPHYTO I et II**

Après avoir constaté une crise climatique et écologique, la Commission européenne a proposé une directive selon laquelle les États membres mettent en œuvre des mécanismes de protection de l'environnement et de développement durable. En mai 2008, le gouvernement français a lancé un ensemble de mesures : Selon Guichard et al. (2017), le Plan Ecophyto I s'inscrit dans le cadre de la directive européenne 2009/128 sur l'utilisation des produits phytopharmaceutiques

compatibles avec le développement durable. Son objectif est de réduire de 50 % l'utilisation des pesticides dans un délai de 10 ans en favorisant l'utilisation et la recherche de méthodes alternatives. De plus, il est prévu de retirer du marché une série de pesticides identifiés.

Bien que cet engagement ait été pris, les résultats du Plan n'ont pas été satisfaisants. Le plan Ecophyto 2018 a échoué pendant la période 2009-2013, avec une augmentation de 5 % de la consommation nationale de pesticides. En 2014, l'échec du premier plan est confirmé par la mission du Premier ministre « pour présenter une nouvelle version du plan Ecophyto » (Guichard et al., 2017). Selon le ministère de l'agriculture et de l'alimentation (2020), le plan Ecophyto II+ vient de consolider le plan précédent en combinant les plans d'action de ce dernier avec celui du « plan de sortie du glyphosate » annoncé le 22 juin 2018.

L'objectif est de de réduire, jusqu'à l'année 2020, 25 % de l'usage des pesticides, par la suite, une diminution de 50 % à l'horizon 2025 grâce à des changements profonds dans les systèmes de production et les filières, soutenus par des facteurs politiques à moyen et long terme, ainsi que par les progrès scientifiques et techniques (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020).

3. L'usage de l'information géographique à des fins participatives : approche d'intelligence territoriale

Depuis les années 80, les systèmes d'information géographique (SIG) jouent un rôle de plus en plus crucial dans la connaissance et la gestion du territoire. De nos jours, ces outils sont largement utilisés dans les collectivités territoriales et offrent une grande variété d'applications métiers. Les SIG, initialement conçus comme des outils de gestion, ont peu à peu évolué pour devenir des outils d'aide à la prise de décision, de partage d'information et d'échange entre les divers acteurs. De plus, la France entre dans la société de l'information grâce au développement des nouvelles technologies de l'information et de la communication.

Il est donc tout naturel que les technologies de l'information géographique soient des outils au service de la démocratie participative : elles jouent un rôle de mémoire, de communication, d'aide à la prise de décision, mais elles encouragent également le dialogue et l'échange entre les élus et les habitants. Grâce à leur facilité d'accès aux ressources indispensables pour appréhender les décisions prises dans la gestion publique du territoire, les SIG se révèlent être d'importants atouts pour permettre aux habitants de participer activement et de manière informée. Cependant, elles posent également des défis majeurs liés à leurs utilisations ainsi qu'aux représentations spatiales qu'elles génèrent et diffusent.

L'information géographique est particulièrement importante pour la gestion du territoire. Si l'utilisation des technologies géomatiques à des fins participatives n'est pas encore répandue, il n'en reste pas moins que l'information géographique qui en découle pose des défis importants. Il est possible de considérer l'information à la fois comme une ressource : la question principale est de savoir comment obtenir cette information et comment la représenter afin d'en faciliter l'utilisation. Cependant, l'information découle également de la façon dont les individus interprètent les messages et les signes. Cela implique de saisir les mécanismes sociaux et comportementaux qui la créent et l'utilisent (Chun Wei Choo, 1999).

En d'autres termes, l'information géographique est une histoire de représentations, ce qui pose des défis majeurs dans la gestion participative du territoire : la façon dont les acteurs perçoivent l'information géographique et son message influence leurs prises de position et/ou leurs choix. Ce concept est issu principalement de réflexions en psychologie et sociologie, à la croisée de diverses disciplines des sciences sociales.

Selon Guérin (1989), une représentation est considérée comme « une conception sociale et/ou individuelle d'un schéma pertinent du réel spatial ». La notion de perception est directement liée à ce concept. Nous ne voyons pas l'espace lui-même, mais les objets qui le constituent. Ainsi, c'est grâce à eux que nous connaissons l'espace (Moles et Rohmer, 1972). En d'autres termes, la vision s'inscrit dans un réseau de représentations, qui s'avèrent alors des intermédiaires entre l'individu et son environnement. La carte, ainsi que la photographie, font partie de ces moyens. Selon Piaget (1926), la perception est la manière dont l'esprit se représente les objets en leur présence : c'est un acte immédiat.

Alors que la représentation est un mot qui permet de parler d'objets même s'ils ne sont pas visibles : les objets sont interprétés et enregistrés. Selon Debarbieux (1998), il existe quatre catégories de représentations : l'appareil figuratif du géographe (cartes, photos, croquis, etc.) ; l'imagerie sociale (télévision, affichage publicitaire) ; la création de signes paysagers à valeur identitaire (monuments, parcs, emblèmes, etc.) et les produits de l'activité physiologique (image mentale, mémoire des lieux). L'image est associée à la représentation, qu'il définit comme une catégorie spécifique des produits de la représentation, ce qui renvoient au réel sur le mode figuratif.

La représentation à l'échelle de l'individu est influencée par l'image mentale liée à l'environnement et au cadre de vie (connaissance spatiale) et les processus verbaux

(connaissance verbale). Selon Laplanche et Pontalis (2004), la représentation mentale, un terme classique en philosophie et en psychologie, fait référence à « ce que l'on se représente, ce qui constitue le contenu concret d'un acte de pensée » et « notamment la reproduction d'une perception antérieure ». Les représentations mentales d'objets, d'actions et d'événements sont utilisées pour appréhender une situation, par exemple. Elles n'englobent pas seulement la base des connaissances mais aussi les constructions issues de l'interprétation des informations.

Les travaux de l'urbaniste Lynch (1960) ou du géographe Gould (1973) tirent ainsi leur inspiration des cartes mentales, représentations graphiques d'un espace par un individu, afin d'analyser le rôle des images mentales dans notre étude. Certains à leur suite (tels que Cauvin 1999 ; Cauvin et al., 1998) ont souligné les éléments qui influencent les représentations cognitives, liés à la fois à l'environnement (caractères physiques, repères, taille, etc.), à l'individu (caractéristiques personnelles, motivations, statut familial, etc.) et à ses actions.

Les sciences sociales ont donc largement influencé la géographie qui s'est progressivement approprié le concept de représentation pour ses propres travaux. Malgré l'implication des géographes dans ce domaine d'études, les recherches sur l'information géographique comme outil de participation publique sont relativement récentes. Il existe de nombreuses représentations physiques de l'espace. Si la carte est naturellement destinée à servir de support aux discussions sur l'aménagement du territoire (Chapuis et Golbéry, 2000), elle soulève toutefois plusieurs interrogations quant à sa fonction. Dans leurs travaux, les auteurs exposent à quel point les autorités publiques en France sont « timides » lorsqu'il s'agit de partager des informations claires et précises, en particulier avec les citoyens : il est moins risqué de produire des rapports textuels car ils sont peu ou superficiellement lus et ne font pas apparaître les problèmes ou les faits gênants.

Par conséquent, permettre à tous les acteurs d'accéder à l'information géographique, c'est s'exposer à la critique et prendre le risque de remettre en question leur statut et leur pouvoir. Dans ses recherches sur la cartographie appliquée à la gestion de l'eau, Caquard (2001) souligne que fréquemment, les experts produisent des informations géographiques qui ne conviennent pas aux acteurs locaux, en raison de leur manque de contenu et de la difficulté de compréhension du support cartographique. Cependant, la carte demeure un moyen privilégié d'information et de communication par les institutions, tout comme un moyen d'expression de revendications spatiales par les acteurs les plus engagés.

Les cartes sont donc non neutres. Selon Peterson (1995), une information géographique doit être communiquée en prenant en considération à la fois le point de vue de l'émetteur et celui de son destinataire. Selon lui, la carte papier ne constitue pas nécessairement la meilleure méthode de communication car elle est principalement le résultat du regard d'un technicien sur le territoire.

Lorsque les systèmes d'information géographique transforment la carte en un outil d'analyse et de traitement des données (cartes à lire), cela entraîne une diminution de ses fonctions de communication : « De la création de l'image significative d'un territoire, on est passé à la manipulation massive de données numériques » (Ferland, 2000). Selon Steinberg (2000), il existe différentes raisons à ces évolutions, telles que le fait que les logiciels SIG n'offrent pas souvent d'applications graphiques conformes à la sémiologie graphique. De plus, il met en évidence la confiance excessive des utilisateurs envers la technologie : sans formation préalable, l'outil leur permet pourtant de créer des cartes d'analyse sans difficulté et ils s'improvisent cartographes. Ainsi, on se préoccupe davantage de véhiculer un message davantage neutre, précis et objectif, que lui confère la technologie, que de l'information produite, de la manière dont les représentations spatiales communiquent et de leurs effets sur le public concerné (Tyner 1992).

Dans cette optique, les autorités publiques peuvent utiliser les représentations spatiales physiques, d'autant plus dans le contexte que nous avons mentionné en introduction, à savoir les restructurations du territoire, la multiplication et l'imbrication des échelles d'intervention politique, sur des territoires de projet plus ou moins floues, qui nécessitent leur publicité et leur mise en évidence « Il est important de familiariser les citoyens avec ces entités nouvelles » (Debarbieux et Vanier, 2002). Il faut donc donner à voir des représentations et non pas une représentation du territoire, comme l'explique Prélaz-Droux (1995) : « on peut considérer qu'il existe potentiellement au moins autant de représentations possibles qu'il y a d'observateurs ».

Les représentations spatiales sont devenues très présentes dans les processus de gestion du territoire (de la conception à la communication d'un projet), ce qui leur confère une dimension politique affirmée. De plus, nous sommes à un moment historique où la production graphique, en particulier la cartographie, qui était autrefois le domaine de la puissance publique, est désormais le domaine de très nombreux acteurs, qui peuvent être des protagonistes potentiels de conflits territoriaux (Debarbieux, 2003). Grâce à l'évolution des outils techniques, il existe une multitude de nouvelles représentations spatiales qui sont disponibles pour les urbanistes et les aménageurs afin de représenter le territoire.

Outre l'usage des représentations spatiales comme moyen de communication, plusieurs études tendent à montrer que les représentations spatiales doivent être plus considérées comme une approche de gestion du territoire. Les méthodes utilisées sont les cartographies participatives (Letissier, 2003), les jeux de rôles, les enquêtes photographiques ou encore les tableaux à dires d'acteurs (Warrot, 2003), qui impliquent le citoyen dans la construction de représentations spatiales physiques, qui reflètent leurs propres représentations mentales. De cette manière, elles contribuent à la construction de l'identité du territoire et engendrent des raisonnements qui favorisent un dialogue constructif.

De ce fait, les représentations spatiales présentent un moyen de communication entre les acteurs. Dans cette optique, la multitude des modes de représentations spatiales que ce soit interactive, animée ou sonorisée, présente des perspectives intéressantes dans un contexte de participation publique, car la carte se présente davantage comme un moyen d'émergence des connaissances locales que comme le résultat du regard des experts et des institutions sur le territoire (Caquard, 2001).

Il était légitime de supposer que les technologies de l'information géographique, avec leurs multiples possibilités de gestion et de visualisation du territoire, avaient pris le contrôle du débat public. Après avoir examiné les diverses recherches scientifiques sur le rôle des technologies de l'information géographique dans les initiatives de participation publique, et en se basant sur les résultats du groupe de recherche, nous constatons que les expériences sont encore très minoritaires, qu'elles sont principalement liées à la recherche-action (Caquard, 2001). D'où la problématique suivante : « Quel est le statut actuel de l'information géographique dans les dispositifs de réflexion territoriale impliquant des temps de participation ? ».

Néanmoins, nous nous intéressons davantage ici au statut de ces représentations comme médiateur dans le processus d'interaction sociale entre les acteurs, qu'à leur rôle dans le raisonnement spatial. Le concept d'objet-frontière fournit ici une structure théorique pour comprendre comment des représentations spatiales physiques (cartes, graphiques, images, ...) peuvent servir d'interface entre les acteurs de la participation publique, à travers un usage partagé, comme support d'expression des divergences de point de vue.

De plus, la participation publique est perçue comme un processus d'apprentissage social. Même si elle ne conduit pas à la prise de décision, l'interaction entre les différents acteurs permet de faire émerger de nouvelles connaissances, de nouveaux savoirs, auxquels les représentations

spatiales contribuent en tant qu'interface de dialogue et référentiel commun partagé. De cette manière, dans un cadre de participation publique, nous supposons que l'information géographique passe du statut de « produit final » à celui d'objet intermédiaire dans les interactions entre les acteurs, dans un processus d'interaction sociale. Cependant, la géographie est souvent une image créée par des spécialistes, ce qui rend difficile l'expression des citoyens (Péribois, 2008).

Conclusion du chapitre 3

Le chapitre 3 aborde la problématique de la pluridisciplinarité du processus décisionnel territorial. Nous avons fait le point sur les approches et les outils utilisés dans la littérature dans le cadre d'aménagement du territoire. Nous avons choisi de présenter le territoire comme une entité d'interaction entre différents acteurs tout en identifiant les différents outils institutionnels et réglementaires qui interviennent dans la réglementation de la gestion de la pollution diffuse des territoires. Certes, la liste des travaux cités n'est pas exhaustive, mais nous avons essayé de présenter les différentes approches traitant notre problématique.

Cette lecture de l'organisation sociale en lien avec les caractéristiques physique de la zone d'étude a mis en évidence le contexte des enjeux naturels, socio-économiques et environnementaux du territoire. 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 participative de la pollution diffuse liée aux pesticides. Dans notre étude, le SIG et l'élaboration des cartes permettront de connaître les caractéristiques du territoire étudié et d'évaluer le risque de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires.

Nous cherchons donc à valoriser 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. 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, les chapitres suivants de la deuxième partie présentent la méthode mise en place pour l'analyse et l'évaluation de la vulnérabilité et du risque lié aux pratiques phytosanitaires agricoles.

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE

Cette première partie présente les cadres théoriques et opératoires de notre recherche. Nous avons tout d'abord établi une revue de littérature scientifique sur les deux notions de pollution diffuse et de vulnérabilité. Nous avons présenté ensuite le contexte du risque sanitaire en France, ainsi que l'évolution de l'utilisation des pesticides en agriculture.

L'analyse bibliographique, illustrée par le cette première partie, nous a permis de 1) présenter les indicateurs de risque et de vulnérabilité qui pourront être employés pour évaluer le risque de pollution des ressources naturelles ; 2) montrer l'utilité de l'analyse spatiale et des SIG dans l'analyse et la gestion de la pollution diffuse ; 3) valoriser l'apport de la technique de changement d'échelle dans l'analyse des composantes agronomiques et physiques du territoire étudié afin de conserver une meilleure échelle de précision des résultats de cartographie ; 4) étudier le rôle des acteurs locaux et leurs interactions avec les agriculteurs dans la gestion participative de la pollution diffuse.

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 que nous avons citées dans cette première partie. En revanche, les dispositifs mis en place s'intéressent plutôt à la réduction des quantités appliquées de produits phytosanitaires tels que les indicateurs IFT et QSA tout en négligeant le volet risque d'utilisation des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement. D'où l'utilité de présentation des indicateurs d'impact ou de risque : l'IRSA et l'IRTE, sur lesquels se fonde notre démarche d'analyse. 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 sans négliger le rôle de l'analyse spatiale et des SIG qui interviennent comme outils complémentaires d'analyse multidimensionnelle et multicritère du risque et de vulnérabilité du milieu.

Ces éléments vont permettre de fournir aux acteurs un 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 qui tient compte de l'organisation sociale du territoire (agriculteurs et acteurs). Afin de concrétiser ces initiatives d'intervention sur la gestion des risques, nous avons procédé à l'élaboration d'une méthodologie multicritère de caractérisation spatiale de la charge polluante et de la vulnérabilité du milieu. Il s'agit de l'axe principal de la deuxième partie de notre travail.

DEUXIEME PARTIE

DEVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE MULTICRITERE DE CARACTERISATION SPATIALE DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES ET DU RISQUE DE LA POLLUTION DIFFUSE

INTRODUCTION

La deuxième partie est consacrée à la présentation des méthodes de travail. Elle illustre la démarche méthodologique d'analyse spatiale de la vulnérabilité et du risque. L'objectif de cette partie est de présenter les outils et les approches méthodologiques utilisées afin d'aboutir à notre objectif d'étude. Celle-ci s'appuie sur une démarche multicritère et multidimensionnelle d'analyse du risque et de vulnérabilité. Notre démarche d'étude se traduit par un modèle d'analyse spatiale. La conception du modèle se base sur trois/quatre principales phases de travail d'analyse de vulnérabilité et du risque.

Le premier chapitre est dédié à la présentation de notre méthodologie globale ainsi que du modèle générique PixelPhytoRisk. Il sert également à présenter la zone d'étude dans le but de comprendre ses enjeux environnementaux et de mieux le positionner par rapport à la problématique de pollution diffuse d'origine agricole. Cette caractérisation tient compte de la dimension physique, agronomique et sociale dans le but de cerner toutes les composantes qui interviennent dans l'identification de la vulnérabilité et des enjeux de la zone d'étude.

Pour mieux comprendre chaque étape de travail illustrée dans le modèle, nous avons présenté les phases d'analyse de vulnérabilité dans le chapitre 2 et les phases d'analyse du risque dans le chapitre 3. Le tableau ci-dessous explique l'organisation de chaque étape de travail et sa correspondance avec les chapitres et les titres des paragraphes rédigées.

Tableau 5. Organisation de chaque étape de travail

Vulnérabilité		**Risque potentiel et estimé**	
Phase de travail	**Titre de paragraphe (du chapitre 2)**	**Phase de travail**	**Titre de paragraphe (du chapitre 3)**
Conception de la carte d'occupation des sols	Paragraphe 1	Construction de la BDD des pratiques phytosanitaires	Paragraphe 1
Choix et calcul des indicateurs	Paragraphe 2	Choix et calcul des indicateurs	Paragraphe 2
Conception des cartes et analyse spatiale	Paragraphe 3	Analyse statistique (Référentiel des cultures et évaluation de l'impact sanitaire et environnemental des PP agricoles selon les cultures et les modes de production)	Paragraphe 3
		Conception des cartes et analyse spatiale	Paragraphe 4

Le chapitre 2 traite l'approche multicritère de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles. Cette analyse spatiale se base sur un ensemble des indicateurs qui servent à identifier la sensibilité du territoire physique (indicateur de pente, pluviométrie, recouvrement du sol, etc.). La méthode se base sur l'élaboration des cartes illustrant la distribution spatiale de la vulnérabilité avec des présentations qualitatives du niveau de vulnérabilité par zone et par parcelle. L'analyse spatiale de la vulnérabilité se fait sur différentes échelles spatiales.

Le chapitre 3 présente la méthode de calcul des indicateurs du risque sur la santé humaine et sur l'environnement ainsi que la démarche d'analyse spatiale. Cela se fait à l'aide d'une base de données des pratiques phytosanitaires collectée sur le territoire du bassin versant de la Gimone. Le calcul des notes de risque se fait pour les différentes cultures et les différents modes de production. L'analyse des matières actives employées par les agriculteurs nous permet également d'affiner les résultats et de sélectionner les matières actives les plus toxiques et les plus utilisées.

CHAPITRE 1. DEMARCHE METHODOLOGIQUE GLOBALE ET CARACTERISATION DE LA ZONE D'ETUDE

1. Démarche méthodologique d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité

Ce travail présente une approche de caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources en eaux de surface dans le bassin versant de la Gimone. Ce territoire est défini par une activité agricole importante qui exerce une pression sur le milieu naturel. Pour cette raison, la vulnérabilité des ressources naturelles représente le critère principal pour le développement d'une méthode d'évaluation de la pollution diffuse basée sur l'impact de l'activité agricole sur les ressources naturelles du territoire.

La difficulté de ce travail réside dans le choix des paramètres de vulnérabilité, des scores qui seront attribués et de leur combinaison. En se référant à la littérature, il semble donc difficile de mettre en œuvre une méthode universelle pour la caractérisation de la vulnérabilité des ressources en eaux de surface, étant donné que chaque étude de cas est caractérisée par un ensemble de conditions physiques et agronomiques spécifiques. Les paramètres changent donc d'un contexte à l'autre et les méthodes ne sont pas transférables. Pour ce projet, nous nous sommes inspirés des méthodes du système paramétrique (Vrba et Zaporozec, 1994; Doerfliger, 1996; Murat, 2000 ; Elbouqdaoui et al., 2005 ; Amharref et Bernoussi, 2007 ; Faye et al., 2021). Ces méthodes génèrent des informations compréhensibles grâce aux paramètres utilisés. Elles sont également appliquées à de grandes zones d'étude mais également utilisés au niveau des parcelles en fonction de la disponibilité des données. La méthode adoptée est basée sur une approche multicritère qui utilise des indicateurs agro-environnementaux et des méthodes géographiques d'analyse spatiale et de télédétection. L'analyse multicritère est fréquemment employée pour résoudre les problèmes de prise de décision. Elle offre la possibilité de considérer les divers critères établis par les acteurs lors de la prise de décision. Les critères sont classés et pondérés en fonction de leur importance relative par rapport à la problématique. Plusieurs études sont disponibles dans la littérature sur l'aménagement du territoire à partir de l'analyse multicritère. Les travaux de (Brans et al., 1994), (Munier et., 1999), (Graillot, 2001), (Prévil et al., 2003), (Macary et Vernier, 2007), (Mghirbi, 2016), (Amraoui et Aziz, 2023) sont à citer de manière non exhaustive. Nous citons également le travail de doctorat de Prévil (2000) et l'article de recherche de Faye et al. (2021) qui ont développé une méthode méthodologique qui intègre des outils de SIG et une méthode d'analyse multicritère pour la prise de décision. Cette approche vise à aider à départager les préférences des acteurs territoriaux afin de faciliter la négociation et

de simplifier le processus décisionnel (Prévil et al., 2003). Enfin, nous pouvons mentionner dans ce cadre, le travail de recherche d'Ayadi (2009) et de Mghirbi (2016) qui visent à élaborer une application de l'approche multicritère d'aide à la décision.

Ainsi, notre méthodologie consiste en la caractérisation physique du territoire en vue d'identifier la répartition spatiale de la charge polluante en fonction des pratiques phytosanitaires au niveau de la parcelle agricole et des structures spatiales existantes au niveau du bassin versant de la Gimone. Plusieurs paramètres sont utilisés pour définir la vulnérabilité générale de l'environnement à la pression agricole exercée sur les ressources en eau.

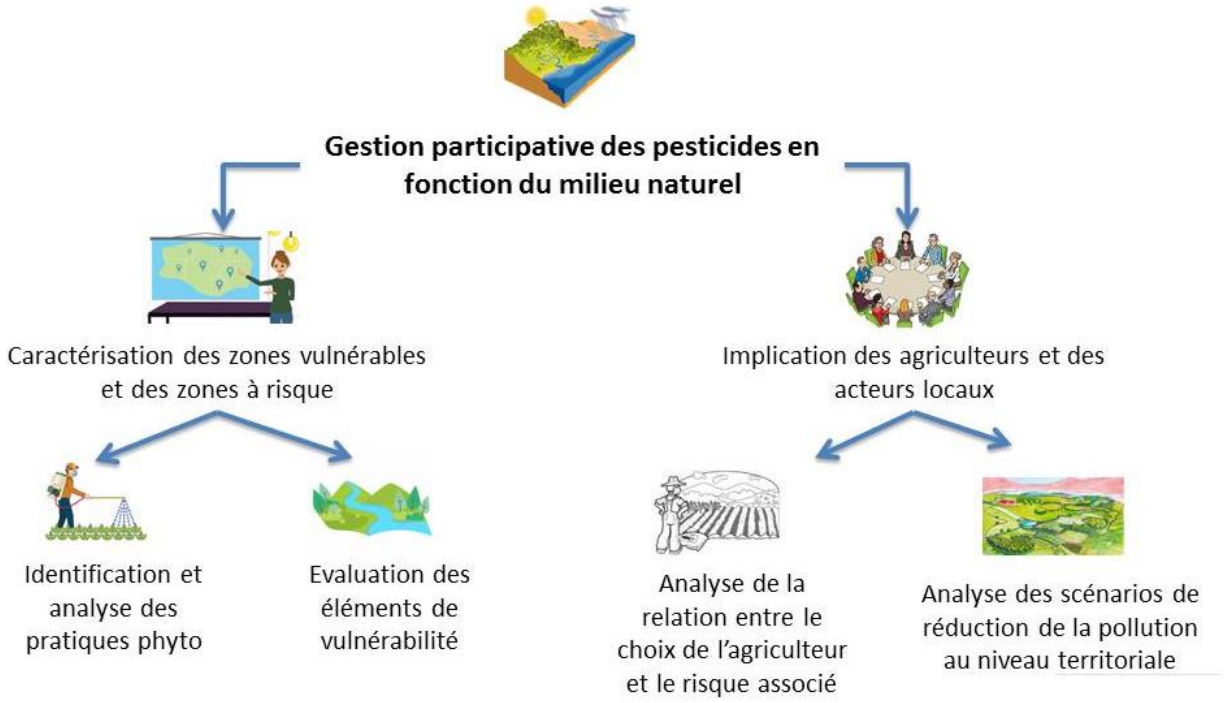


Figure 21. Approche d'intelligence territoriale: de l'analyse spatiale vers une gestion participative
(Source : Grimene, 2024)

Cette approche territoriale nécessite plusieurs outils géographiques, agronomiques et de télédétection afin de développer un système d'information territorial. Cela permet de collecter et de formaliser un maximum d'informations géolocalisées sur toutes les unités spatiales (parcelle, exploitation et territoire).

Afin de combiner ces trois compétences, nous visons donc à travailler avec la plus petite unité spatiale qui compilera toutes les informations géolocalisées, le pixel (abréviation de l'élément image). Le pixel est l'unité de définition d'une image matricielle numérique par satellite. Cette unité est liée à l'utilisation de la télédétection dans notre approche analytique basée sur

l'utilisation d'images satellites à haute résolution spatiale pour la reconnaissance des cultures produites et l'analyse des données de précipitation obtenues à l'aide d'images radar. Le choix de cette unité à la plus petite résolution permettra de conserver les informations les plus détaillées quel que soit le niveau étudié et nous laissera la possibilité de changer d'échelles que ce soit par démarche agrégative ou désagrégative selon le type d'information souhaitée. Cette technique de mesure cartographique permet d'analyser plusieurs niveaux spatiaux tout en conservant le même degré de précision de risque et de vulnérabilité.

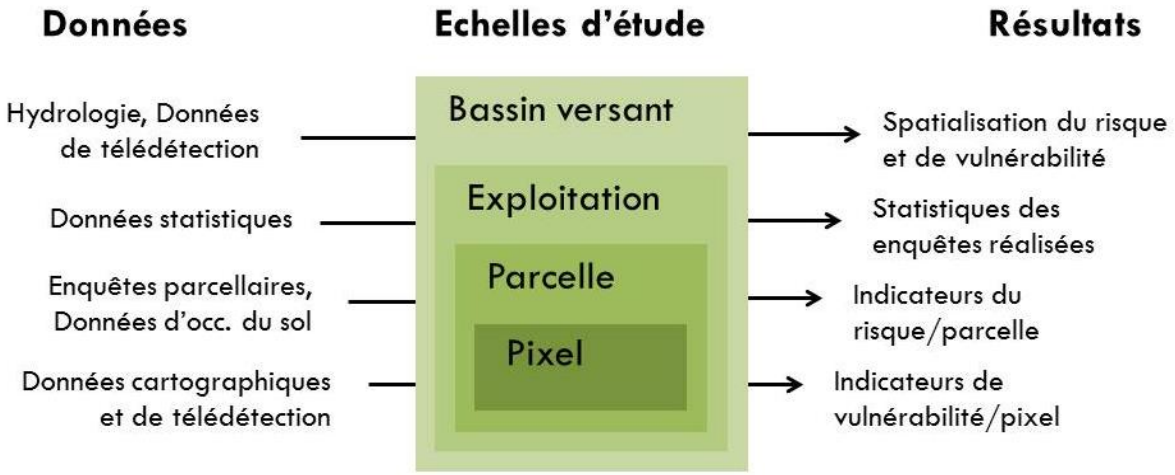


Figure 22. Données collectées de chaque unité spatiale

Le principal résultat attendu de notre méthodologie de recherche est le modèle de caractérisation de la vulnérabilité et du risque des ressources naturelles (PixelPhytpRisk) (figure 24).

La première réflexion de la création du modèle a été représentée par une carte mentale (ou Mind Map) sur laquelle nous avons pu mettre toutes nos idées ainsi que les différents outils à employer. Cette structure a servi à clarifier et à structurer les informations autour de la thèmatique centrale de notre travail (l'analyse spatiale), facilitant ainsi la compréhension et la mémorisation d'une manière bien organisée (figure 23).

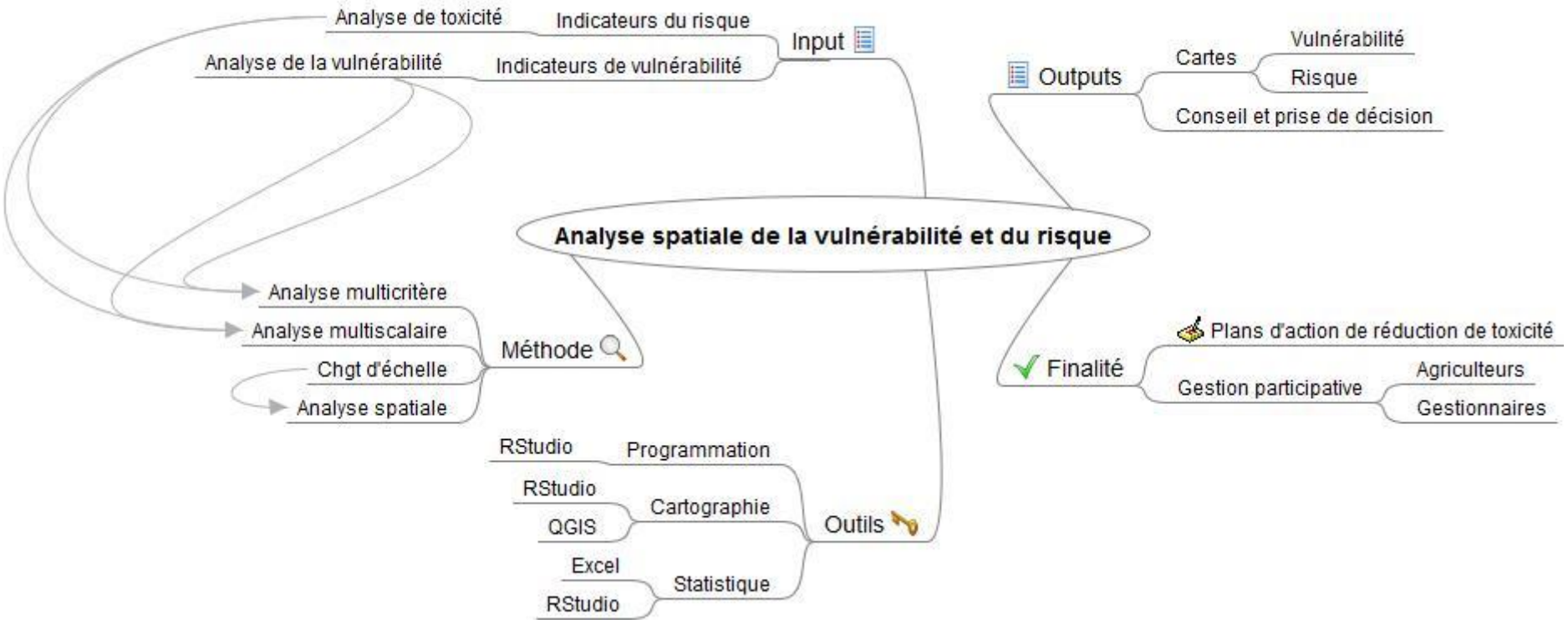


Figure 23. Mind Map de la réflexion autour de la démarche d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité (Source : Grimene, 2024 à l'aide du logiciel FreeMind)

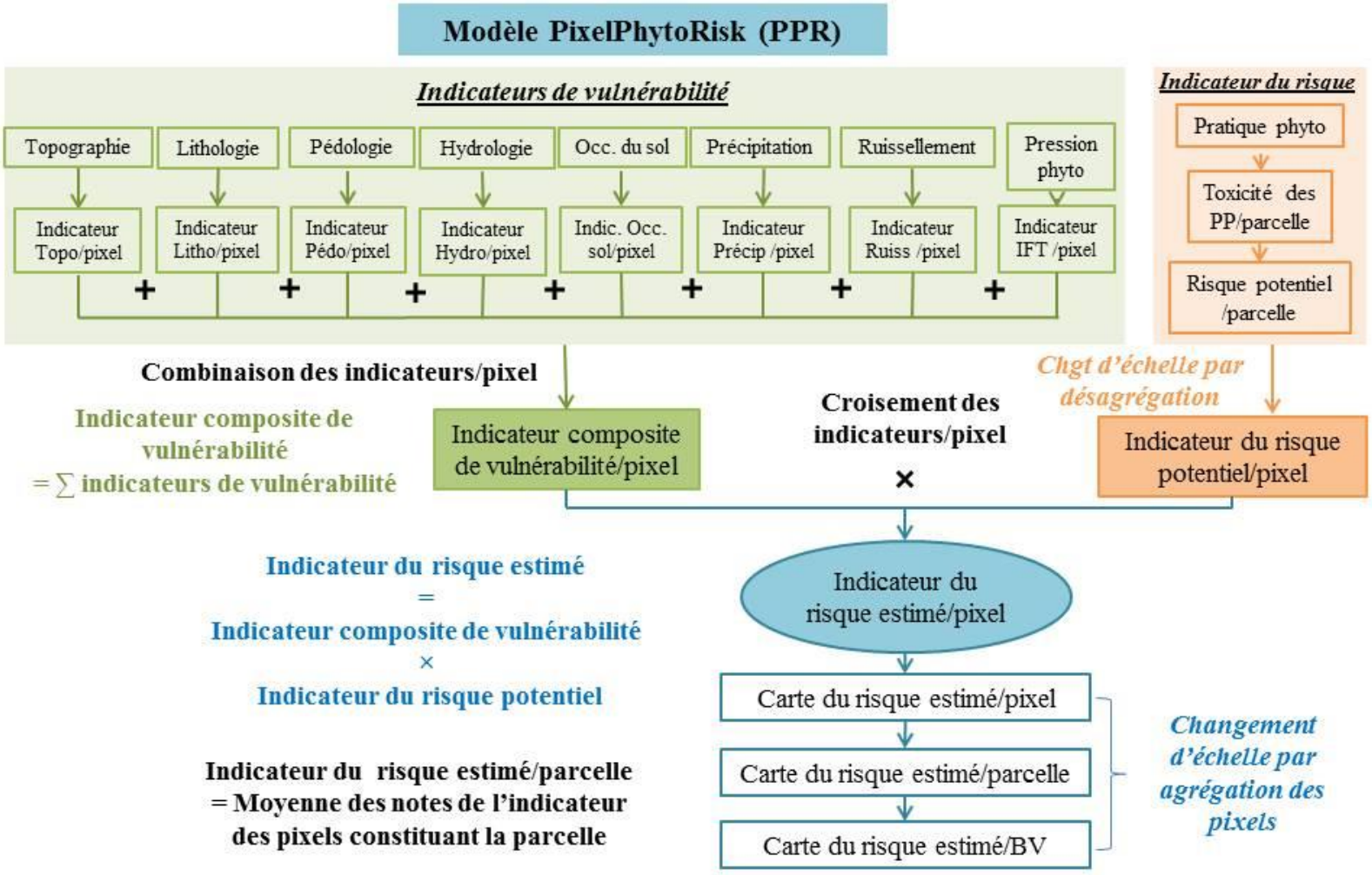


Figure 24. Démarche méthodologique globale d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité : Modèle PixelPhytoRisk (Source : Grimene, 2024)

Ce modèle produira des cartes de vulnérabilité avec une échelle de précision décrivant les milieux naturels les plus vulnérables. Ceci sera transmis sous forme d'une information géo-localisée aux acteurs et aux gestionnaires du territoire avec des propositions des plans d'action possibles pour faire face aux risques de pollution. Les plans d'actions proposées pourront être expérimentés avec ces acteurs à l'aide du modèle développé afin de tester des scénarios d'application de produits phytosanitaires les plus adaptés au milieu permettant une minimisation des risques. Cette démarche pourra être valorisée notamment lors de séances participatives afin de développer des stratégies concertées de gestion des risques sur un territoire. Ces résultats serviront pour les acteurs locaux lors de la mise en place des dispositifs agro-écologiques. Il est alors possible de fournir des résultats au niveau des parcelles, des exploitations et des territoires.

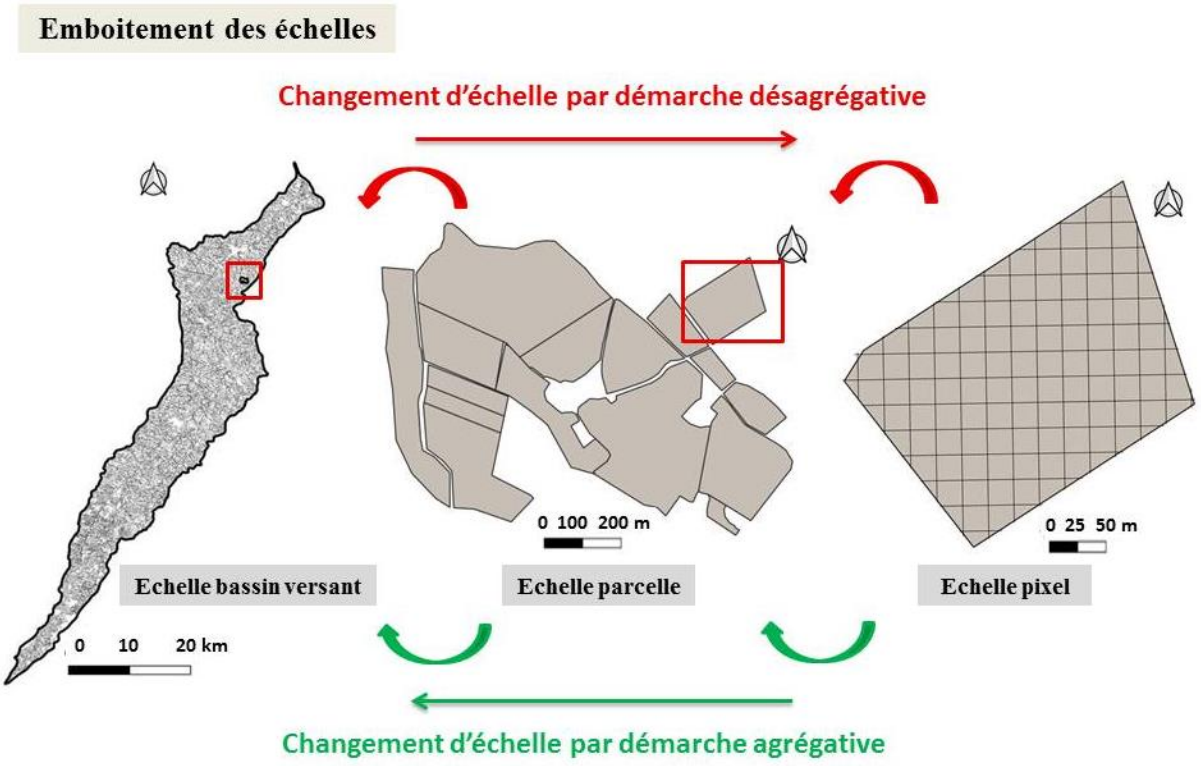


Figure 25. Principe de changement d'échelle spatiale sur le bassin versant de la Gimone (Source : Grimene, 2024)

Cette approche spatiale est considérée comme une première contribution scientifique à ce projet de recherche, qui permet d'améliorer la réflexion sur les plans d'actions possibles à mettre en œuvre au niveau des zones géo-localisées vulnérables via des techniques de cartographie des risques (Van der Knijff et al., 2000 ; Cornélis et Billen, 2001; Zimmermann et al., 2002 ; Sadiki et al., 2004; Elbouqdaoui et al., 2005 ; Mghirbi et al., 2018 ; Faye et al., 2021). Nous avons ainsi pu identifier la vulnérabilité des ressources en eau de surface en fonction de la pression exercée

par les pratiques phytosanitaires au niveau des bassins versants. Le défi est donc de définir des indicateurs significatifs pour la caractérisation de la vulnérabilité au niveau des parcelles et des territoires, qui représente l'outil clé pour les outils de gestion et de protection des ressources naturelles.

2. Le territoire du bassin versant de la Gimone et son positionnement par rapport aux enjeux de pollution diffuse

La zone d'étude couvre le bassin versant de la Gimone dans le sud-ouest de la France. Elle a une superficie de 820 km². Elle est située à environ 60 km à l'ouest de Toulouse. La particularité de ce territoire est son système hydrographique, qui comprend la rivière Gimone. Le bassin versant de Gimone s'étend sur 4 départements, des Hautes-Pyrénées en amont (partie sud du bassin versant) en passant par le Gers et la Haute-Garonne jusqu'au Tarn-et-Garonne en aval (partie nord). La partie amont du bassin versant est donc représentée par sa partie sud et la partie aval par sa partie nord (figure 26).

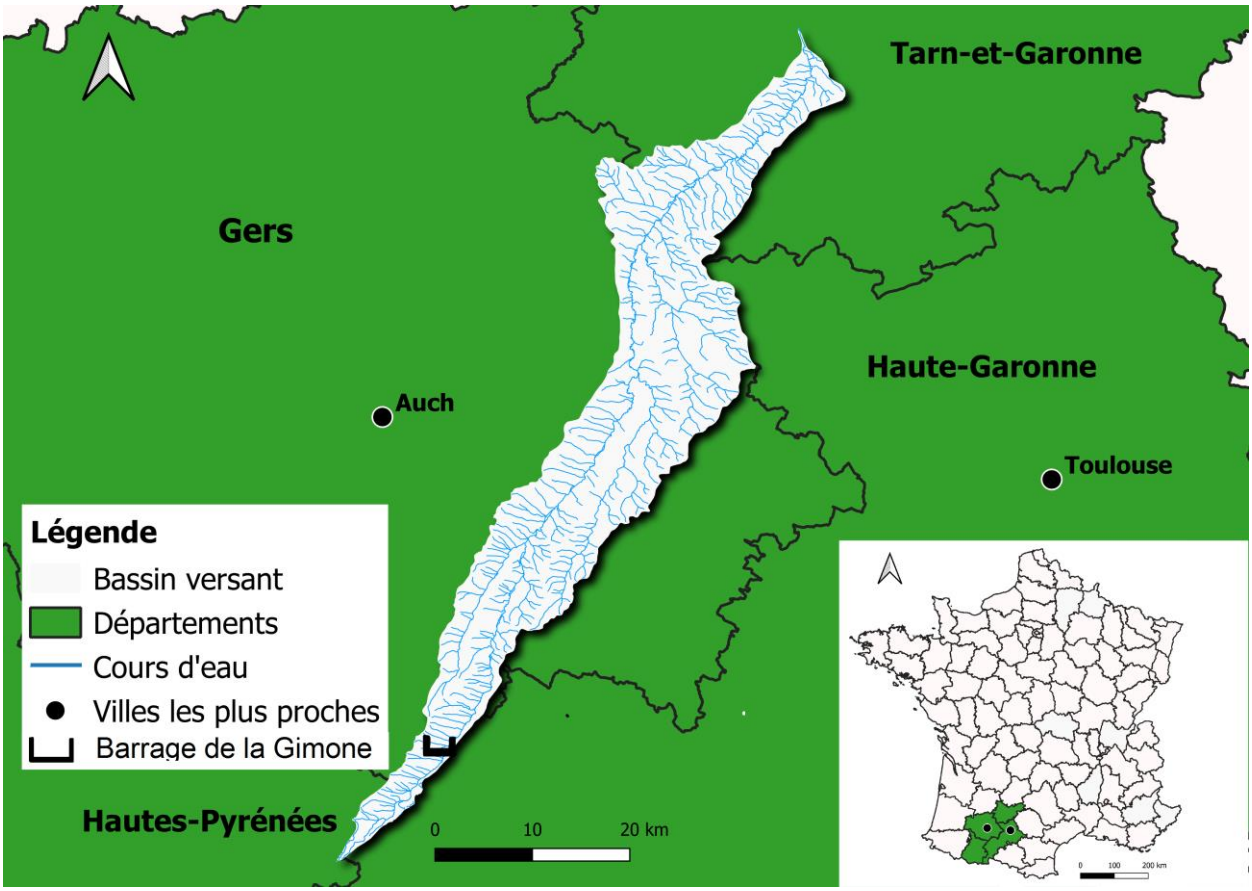


Figure 26. Localisation de la zone d'étude
(Source : BD OpenStreetMap, BD Carthage ; Réalisation : Grimene et al., 2022)

Le bassin versant de la Gimone a fait l'objet de deux grands aménagements hydrauliques (le système Neste et le réservoir/barrage Lunax) qui remplissent plusieurs objectifs : l'irrigation, l'eau potable et l'utilisation industrielle. Le débit du Gimone de sa source à sa confluence avec la Garonne est influencé par ces développements (Trabelsi, 2017). Le barrage de la Gimone, d'une longueur de 616 mètres et haut de 29 mètres, est un barrage hydraulique du Gers situé sur le territoire de la commune de Saint-Blancard. Il a été construit en 1991 en travers de la rivière la Gimone et retient un volume d'eau de 25 000 milliers de m³ sur une surface de 230 hectares.

Tableau 6. Caractéristiques du barrage de la Gimone
(Source : CFBR, 2022)

Type	Terre
Hauteur	29 m
Longueur	616 m
Volume de la retenue	25000 milliers de m³
Surface de la retenue	230 ha
Surface du bassin	40 km²
Usage	Irrigation/Alimentation en eau/Crues
Type	Terre
Commune	Saint-Blancard
Latitude	43.3375 / 43° 20' 15" Nord
Longitude	0.68 / 0° 40' 48" Est
Altitude	271 m

Le bassin versant de la Gimone a subi diverses influences climatiques et des variations importantes avec des précipitations plus fortes et moins d'évaporation dans le sud que dans le nord. Le climat est donc de plus en plus sec de la zone amont à la zone aval. Quant aux sols, leur nature est directement influencée par la topographie, qui se caractérise par une faible perméabilité et une faible capacité de rétention d'eau, notamment en surface. Ils sont soumis à des risques d'érosion, notamment dans les zones à forte pente, en amont du bassin versant. Ces phénomènes d'érosion sont parfois accentués par les pratiques culturales, qui facilitent le transport des particules de pollution de la partie amont du bassin versant vers sa partie avale (Sadjania, 2015).

3. Caractérisation physique, agronomique et sociale du bassin versant de la Gimone

Le territoire du bassin hydrographique de la Gimone est largement occupé par l'agriculture, c'est-à-dire 57 400 ha de la superficie agricole utilisée (SAU) (c.-à-d. environ 70 % de la superficie du bassin hydrographique) (figure 27).

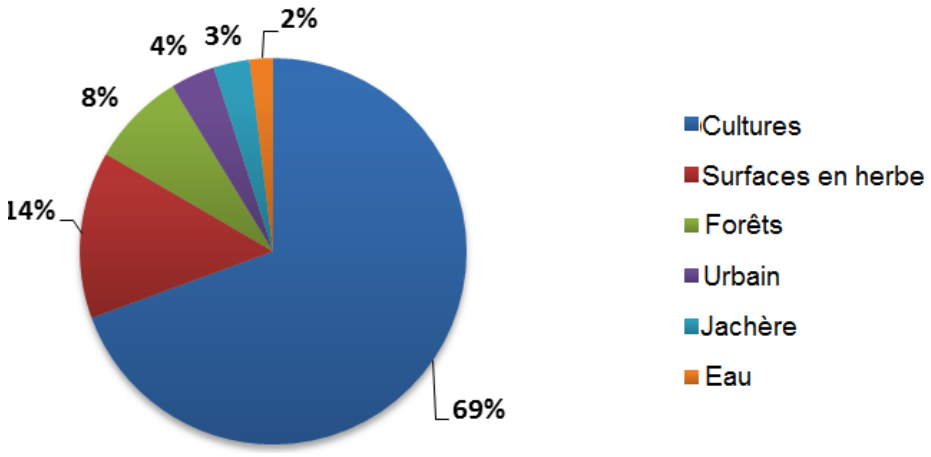


Figure 27. Occupation du sol du bassin versant de la Gimone
(Source : CESBIO et OSC, 2017)

L'utilisation des terres du bassin versant de la Gimone est presque homogène, avec une prédominance des zones agricoles dédiées aux cultures annuelles (blé, tournesol, soja, maïs). Les cultures céréalières sont dominées par le blé tendre et le blé dur, suivis du tournesol et du soja.

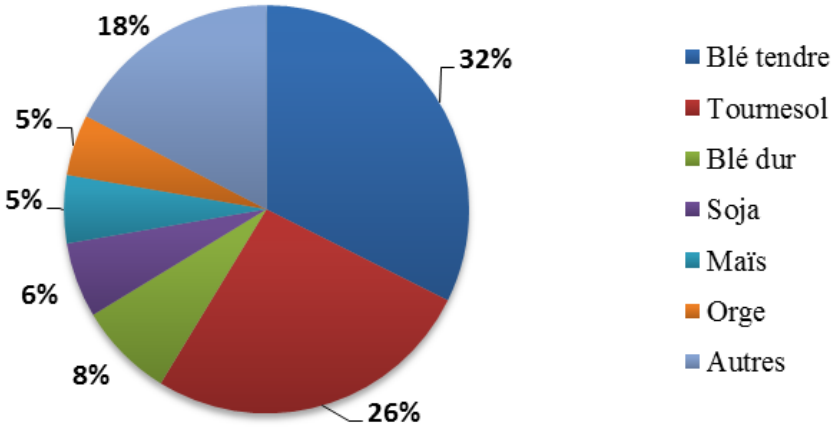


Figure 28. La part des surfaces des cultures sur le bassin versant de la Gimone
(Source : IGN et RPG, 2017)

La partie amont du bassin versant est occupée par des prairies et des pâturages naturels (14 % de la superficie totale du bassin versant). La partie aval du bassin versant est principalement caractérisée par des cultures d'été et d'hiver et une petite partie comprend des vergers et des vignobles (figure 29).

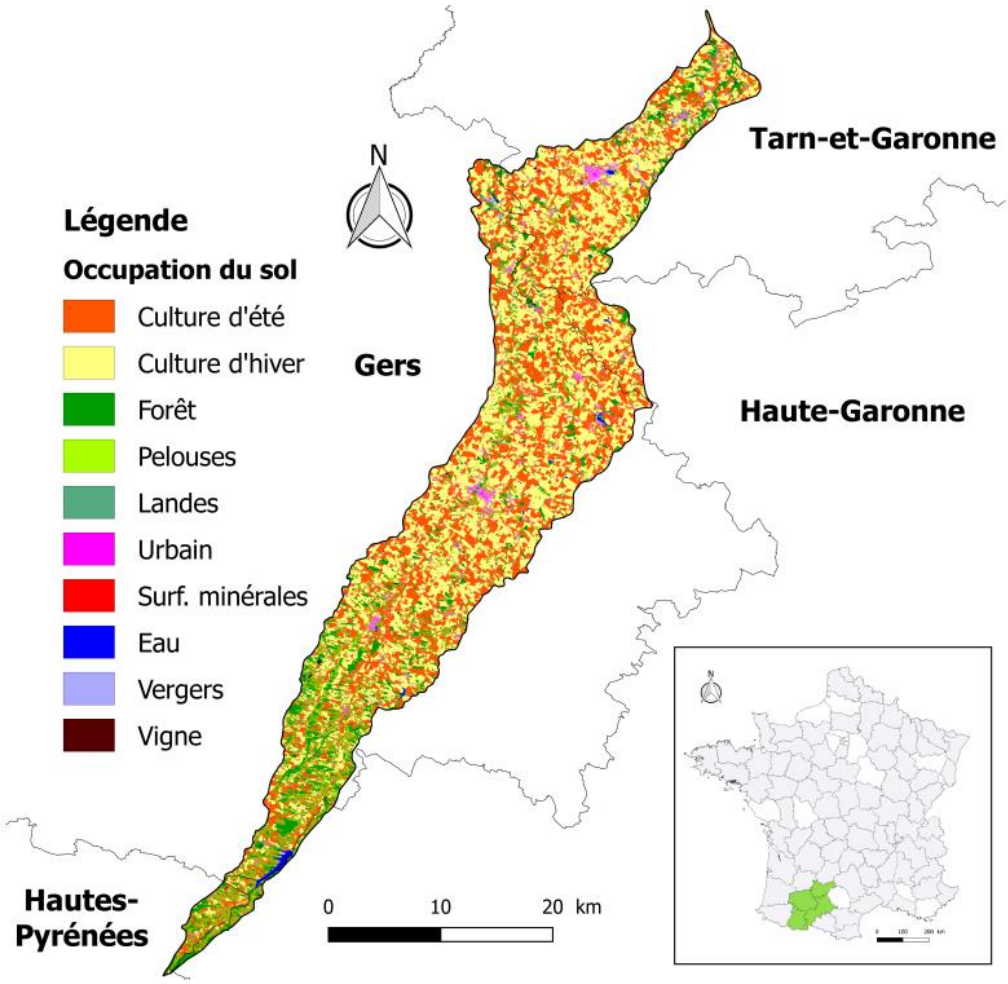


Figure 29. Occupation du sol du bassin versant de la Gimone
(Source : OpenStreetMap, CESBIO et OSC, 2017 ; Réalisation : Grimene et al., 2022)

La zone présente très peu de tissu urbain, qui ne couvre que 4% de la surface totale. La Gimone et ses 3 principaux affluents représentent plus de 600 ha de prairies naturelles inondables. Cette prairie couvrait toute la principale plaine inondable au début du XIX ^{e} siècle. Elle a fortement régressé, voire disparu, de certaines communes, du fait du développement de l'agriculture intensive, de la généralisation de la production de maïs dans les vallées et de la régression de l'activité d'élevage. Néanmoins, les prairies existantes jouent un rôle clé dans la propagation des eaux de crue et la protection des eaux fluviales, et elles font partie d'un patrimoine culturel, paysager et naturel qui mérite d'être préservé. La moitié de la SAU totale du bassin versant est destinée aux cultures céréalières. Les cultures permanentes sont presque inexistantes et les agriculteurs choisissent d'investir dans les grandes cultures (OSC, 2017) (figure 29). Ce territoire, comme d'autres régions de France, est soumis à l'érosion des sols.

Ce bassin versant est une ressource qui a été gravement touchée par la pollution diffuse liée à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques. Face à ce constat, le Syndicat des Eaux

(organisation locale de gestion des eaux) a décidé de développer des actions dans une zone de protection restreinte du territoire. L'objectif principal est de préserver cette ressource de la pollution diffuse due aux nitrates, pesticides et matières en suspension (Syndicat des eaux de la région de Beaumont de Lomagne, 2013). Compte tenu de la prédominance de l'agriculture dans le bassin versant, il semblerait que les pratiques agricoles et les choix des agriculteurs conditionnent en partie la qualité de l'eau (Syndicat des eaux de la région de Beaumont de Lomagne, 2013). Dans les parcelles agricoles, l'érosion hydrique est principalement due aux tempêtes printanières qui tombent sur des sols nus ou mal couverts de mars à juin (Chambre d'agriculture Midi-Pyrénées, 2014). Ces parcelles vulnérables sont alors incapables d'absorber le ruissellement, et ces écoulements de ruissellement et d'érosion sont donc responsables des phénomènes de pollution (Syndicat des eaux de la région de Beaumont de Lomagne, 2013).

Les résultats des analyses d'eau brute du Gimone de Beaumont-de-Lomagne en 2009, 2010 et 2011 ont révélé des problèmes de pollution phytosanitaire et de transfert de nitrate (Trabelsi, 2017). La teneur en pesticides de l'eau brute au niveau du bassin versant était inférieure aux normes de 2µg/l (Trabelsi, 2017). Cependant, il était supérieur aux normes pour l'eau potable (0,1 µg/l par ingrédient actif et 0,5 µg/l pour la quantité totale de pesticides) après traitement.

Les analyses de la qualité des eaux de surface réalisées par l'agence de l'eau Adour Garonne, révèlent la quantification de plusieurs molécules phytosanitaires dans la rivière de la Gimone. Les mesures, réalisées sur les 3 stations tout en long de la Gimone, font apparaitre les molécules les plus quantifiées avec leurs fréquences de quantifications et les valeurs maximales observées.

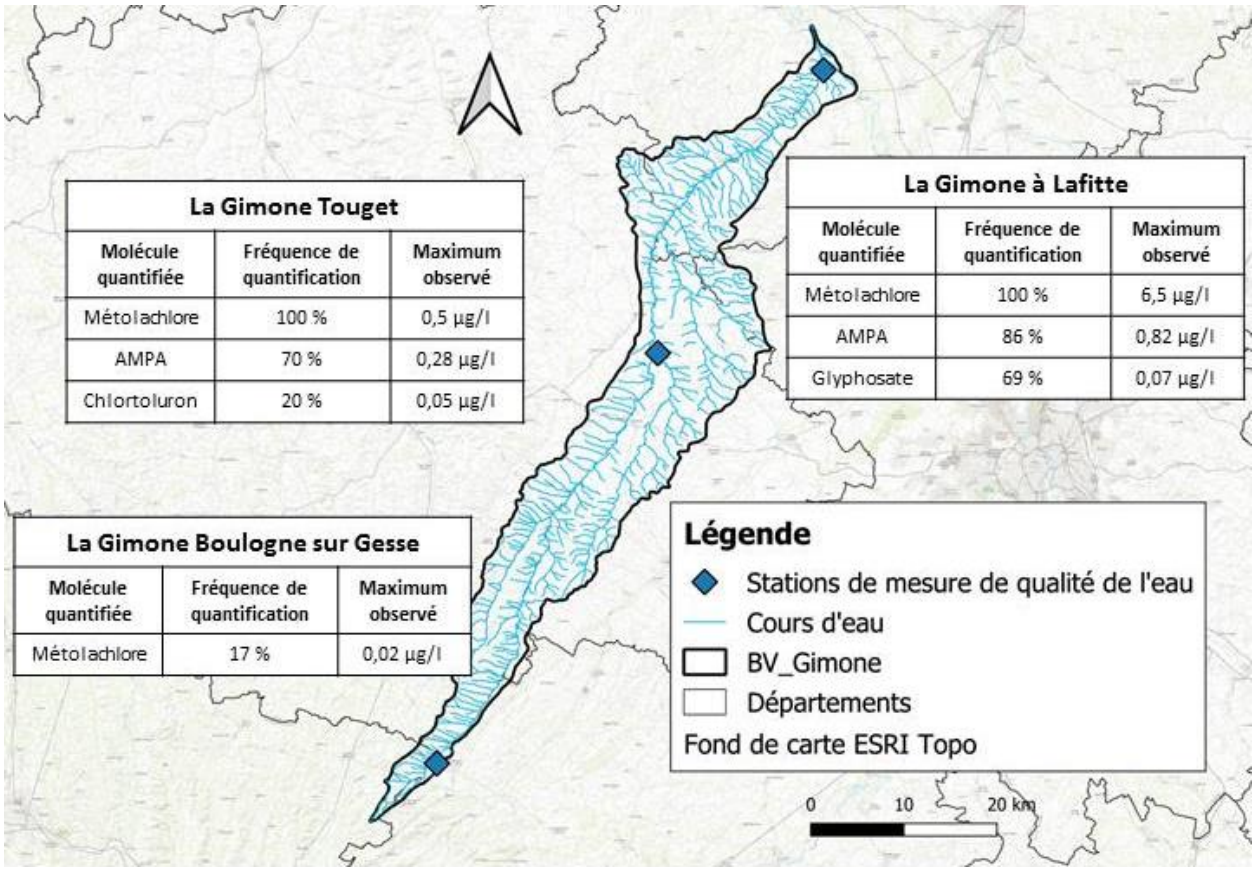


Figure 30. Résultats d'analyse des eaux de surface du BASSIN VERSANT de la Gimone (Source : Données de SIE Adour Garonne[16] ; Réalisation : Grimene, 2024)

La métolachlore, l'AMPA et le glyphosate sont tête des molécules phytosanitaires quantifiées au niveau de la rivière de la Gimone.

La Gimone est également touchée par l'érosion et la turbidité. La zone présente en effet une vulnérabilité intrinsèque, liée à la pollution diffuse, principalement due à la pente moyenne à forte de certaines parcelles. Les problèmes de ruissellement sont fréquents au printemps pour les cultures d'été, créant des ravines et lavant le sol dans les fossés, les routes et les cours d'eau.

Cependant, suite à la réduction progressive de l'utilisation de produits phytosanitaires mise en place dans ce domaine depuis 2008, les analyses des eaux non traitées de la Gimone à Beaumont-de-Lomagne effectuées en 2013 ont révélé une diminution du nombre d'ingrédients actifs détectés en 2013 (Trabelsi, 2017). Sur la base de ces informations concernant la caractérisation du territoire de Gimone, il est possible d'identifier un environnement soumis à une forte pression agricole et sujet à une pollution diffuse compte tenu de ses caractéristiques physiques, qui jouent un rôle négatif dans le transfert des polluants. Cela justifie notre choix de la zone d'étude et de la thématique de travail comme territoire pour l'analyse et l'application de

[16] SIE Adour Garonne. https://adour-garonne.eaufrance.fr/data/phytos

notre méthodologie de caractérisation de la vulnérabilité des ressources en eaux de surface à la pollution diffuse de l'agriculture.

Conclusion du chapitre 1

Dans ce chapitre nous présentons la structure générale de notre méthode de travail via le schéma conceptuel du modèle PixelPhytoRisk basé sur le couplage d'analyse spatiale de la vulnérabilité et du risque potentiel afin de déterminer le risque estimé de pollution phytosanitaire diffuse. Ce couplage nous permet de passer de l'analyse spatiale à l'aménagement du territoire à l'aide d'une démarche de gestion participative et d'intelligence territoriale.

Nous avons également présenté la zone d'étude ainsi que ses enjeux par rapport à la problématique de pollution diffuse comme étant un territoire agricole par excellence. Les différentes caractéristiques du bassin versant de la Gimone 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, etc.).

L'analyse des caractéristiques du milieu naturel montre la diversité spatiale tout au long du bassin versant des facteurs topographiques, hydrographiques et notamment l'occupation du sol. Cette analyse souligne le fait que le bassin versant de la Gimone est soumis à une forte pression agricole et sujet à une pollution diffuse compte tenu de ses caractéristiques physiques, qui jouent un rôle négatif dans le transfert des polluants. Ceci appuie notre question de recherche qui consiste à développer une démarche d'évaluation de la vulnérabilité et du risque de pollution diffuse afin de mettre en place une stratégie de gestion de la toxicité liée aux pesticides.

Une présentation plus approfondie de chaque démarche d'analyse, de vulnérabilité et du risuqe, est illustré dans les deux chapitres suivants.

CHAPITRE 2. APPROCHE MULTICRITERE DE CARACTERISATION DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES

1. Elaboration de la carte d'occupation du sol

Comme indiqué dans la section démarche méthodologique, la création d'une carte d'occupation du sol propre à notre territoire repose principalement sur deux sources de données géographiques: le registre parcellaire graphique (RPG) et la carte d'occupation du sol (OSC) de l'année 2017 produite par le CESBIO. Afin d'accomplir cela, différentes étapes de modification de ces données ont été réalisées afin de concevoir cette carte.

Nomenclature OSC

Occupation du sol	Classe
Culture été	11
Culture hiver	12
Forêt feuillus	31
Forêt conifères	32
Pelouses	34
Landes ligneuses	36
Urbain dense	41
Urbain diffus	42
Zones nd et com	43
Surfaces routes	44
Plages et dunes	46
Eau	51
Prairies	211
Vergers	221
Vignes	222

Groupes de cultures RPG

Culture	Groupe RPG	Nbre parcelles
Divers	28	4730
Blé tendre	1	3449
Gel	11	3172
Tournesol	6	2938
Prairies perm	18	2678
Autres céréales	4	1254
Prairies temp	19	1239
Fourrage	16	846
Autres olég	7	700
Orge	3	695
Mais grain et ensilage	2	606
Légumes ou fleurs	25	390
Protéagineux	8	312
Estives et landes	17	267
Colza	5	233
Légumineuses à grains	15	205
Vigne	21	91
Autres cultures indus	24	33
Vergers	20	28
Fruits à coque	22	27
Plantes à fibres	9	5

Figure 31. Nomenclature des classes d'occupation des sols sur les deux BDD OSC et RPG 2017 (Source : RPG et OSC 2017)

Emploi des données de registre parcellaire graphique (RPG)

Les informations sur l'occupation du sol et les structures foncières du registre parcellaire graphique (RPG) sont fournies par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) pour l'ensemble du territoire français. Ainsi, pour commencer, il est nécessaire de découper la couche du RPG de la France en fonction des limites du bassin versant de la Gimone afin d'obtenir des données spécifiques à notre zone d'étude. La couche obtenue demeure toujours de forme vectorielle, cependant, le format matriciel ou raster du fichier présente des caractéristiques qui facilitent mieux sa manipulation. Le but était d'obtenir un format matriciel de la couche spatiale des parcelles du RPG de notre territoire afin de pouvoir effectuer une nouvelle classification des cultures en utilisant le logiciel R studio. La reclassification a pour objectif de regrouper deux ou plusieurs types de cultures au sein d'un même groupe.

Emploi des données de la carte d'occupation (OSC) des sols du CESBIO

Les données de carte d'occupation du sol OCS fournie par le Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO) sont du format matriciel. De ce fait, pour cette source de données géographiques nous nous sommes limités dans un premier temps au découpage de la carte d'occupation du sol de toute la France métropolitaine selon la limitation de notre zone d'étude. Ensuite, nous avons effectué une nouvelle classification des classes d'occupation du sol représentées sur cette carte. Nous avons réalisé cette étape en utilisant le logiciel R studio.

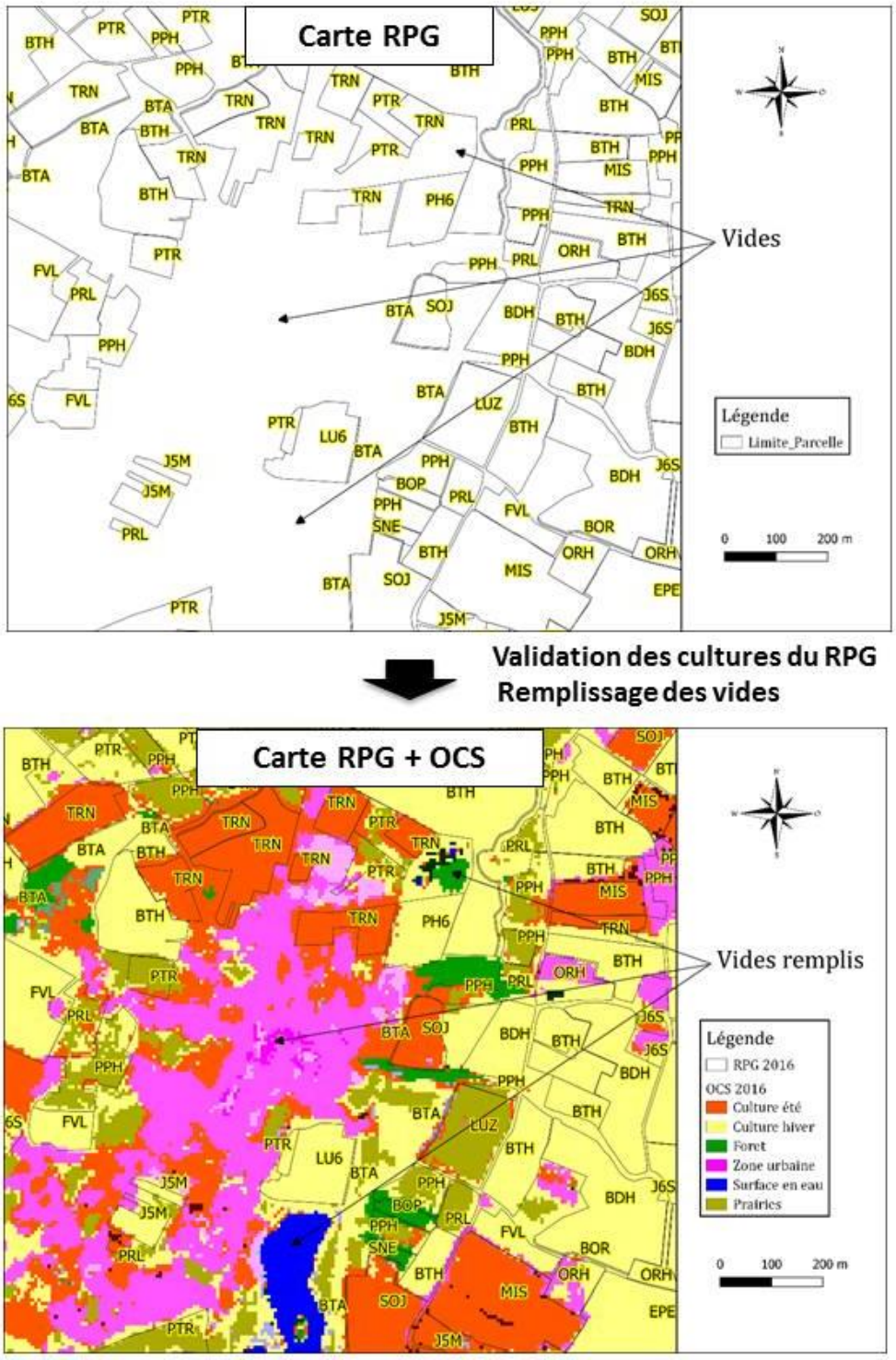


Figure 32. Création de la carte d'occupation des sols : superposition des deux cartes RPG et OSC et validation des classes
(Source : RPG et OSC 2017)

Les étapes de création des classes de cultures sur le bassin versant de la Gimone, citées précédemment, sont résumées ainsi :

1. **Découpage RPG sur le BV de la Gimone**
2. **Découpage de l'OSC sur le BV de la Gimone**
3. **Rastérisation de la couche RPG (choix du champ de rastérisation)**
4. **Fusion des classes du RPG**

   17+18+19 = 17 (Pairies)
5. **Fusion des classes de l'OSC**

   31+32+36 = 31 (Forets)

   41+42+42 = 41 (Urbain)

   34+211 = 34 (Prairies)
6. **Changement des classes du RPG**

   11 -> 29
7. **Changement des classes de l'OSC**

   11 -> 229 12 -> 224 34 -> 17

   46 -> 28 221 -> 20 222 -> 21 0 -> NA

Figure 33. Etapes de création des classes de la carte d'occupation des sols du bassin versant de la Gimone

Le tableau 7 représente les classes de cultures finales suite à l'ensemble des manipulations réalisées sur les deux bases de données géographiques dans le but d'avoir une classification des sols spécifique à notre territoire.

Tableau 7. Classes des cultures établies sur le bassin versant de la Gimone

Classes de cultures	**Code numérique**	**Classes de cultures**	**Code numérique**
Blé tendre	1	Pelouses et prairies	17
Maïs	2	Vergers	20
Orge	3	Vigne	21
Autres céréales	4	Cultures industrielles	24
Colza	5	Légumes	25
Tournesol	6	Divers	28
Autres oléagineux	7	Gel	29
Protéagineux	8	Forêts	31
Légumineuses	15	Zone urbaine	41
Fourrage	16	Surface en eau	51

Dans le but de créer une carte d'occupation du sol, la dernière étape de gestion et de manipulation des données géographiques est de fusionner les deux sources de données (carte des groupes de cultures du RPG et carte OSC des classes d'occupation du sol) dans la même couche spatiale. Cette tâche a été réalisée à l'aide du logiciel QGIS.

2. Choix des indicateurs de la vulnérabilité

L'étude de la vulnérabilité des ressources en eau repose sur le développement d'une méthodologie qui prend en compte les spécificités du territoire étudié et de la source de pollution. L'approche de travail se concentre à la fois sur l'étude de la pression phytosanitaire de l'agriculture, et sur la caractérisation de la sensibilité de l'environnement à cette pression. Dans ce cadre, un certain nombre de paramètres de vulnérabilité à la pollution diffuse ont été sélectionnés en fonction des éléments qui peuvent avoir une influence sur la qualité des eaux de surface trouvées dans diverses études (Fiandino 2007; Dumas 2010; Boughalem et al. en 2013; Aouadi et al. 2018).

Les indicateurs de vulnérabilité appartiennent à deux principaux facteurs d'influence: le facteur pédoclimatique comprend les paramètres pour la caractérisation physique de l'environnement (type de sol, topographie, etc.) ; Le facteur des pratiques agronomiques comprend les paramètres de la pression agricole et phytosanitaire des sols cultivés ainsi que les paramètres pour la caractérisation du paysage de l'environnement tels que les pratiques environnementales et agro-écologiques. Ces deux facteurs peuvent représenter les différentes caractéristiques physiques et agronomiques du territoire étudié en vue d'examiner les disparités de l'environnement et d'évaluer sa sensibilité au transfert de polluants. Un ensemble de paramètres a été choisi en fonction de chaque facteur d'influence. Dans notre étude de cas, la vulnérabilité a été analysée par rapport à un seul problème, à savoir la qualité des eaux de surface liée à la pollution diffuse par les pesticides. Sur la base de la figure 34 de l'approche méthodologique, les paramètres de vulnérabilité choisis sont présentés plus en détail dans le tableau 8.

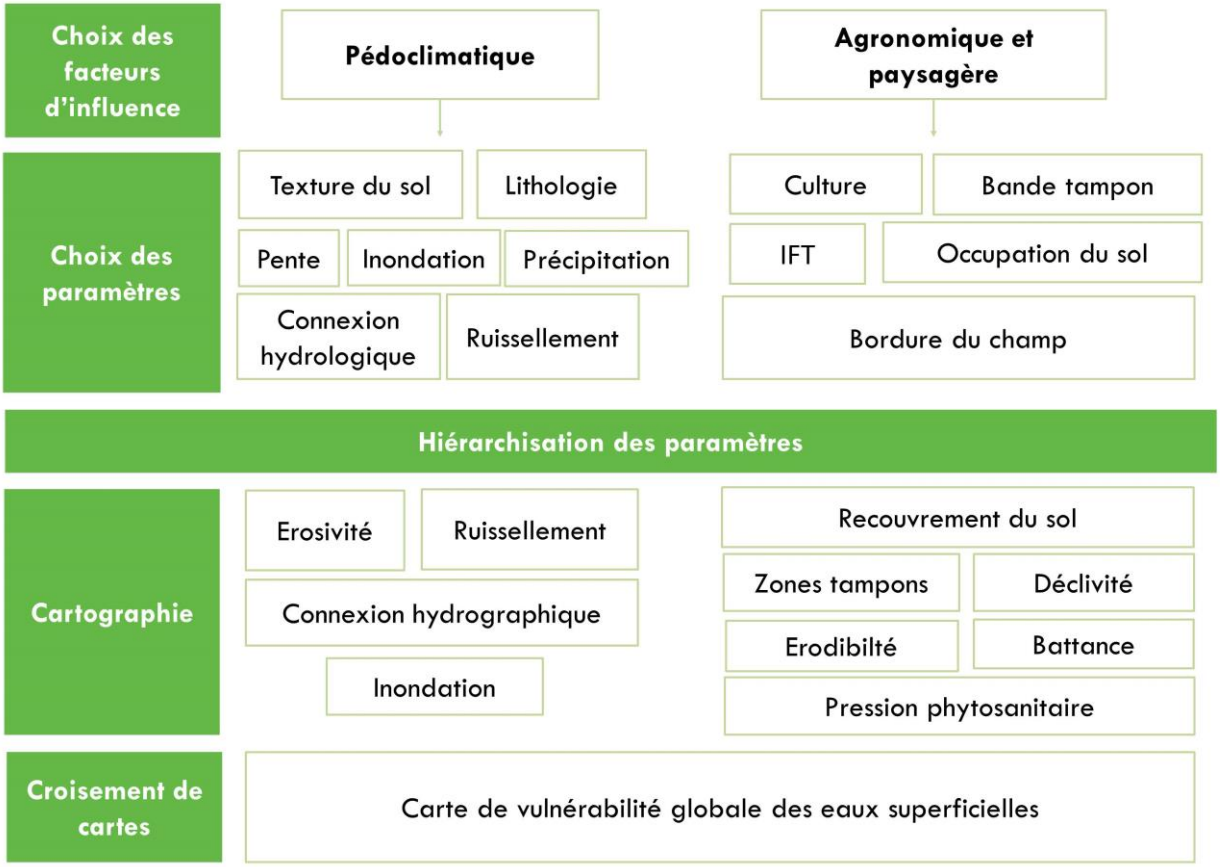


Figure 34. Approche méthodologique de choix des paramètres de vulnérabilité (Source : Grimene et al., 2022)

Les paramètres du facteur pédoclimatique ont été définis en se référant aux études existantes sur la vulnérabilité du milieu physique à la pollution diffuse. Le choix s'est basé sur la relation existante entre ces paramètres et leur contribution au transfert de polluants. Les paramètres du facteur des pratiques agronomiques ont été choisis en fonction de la source de pollution diffuse qui est représentée par les pratiques phytosanitaires agricoles, ainsi que les pratiques agroécologiques que l'on retrouve sur le site d'étude et qui agissent comme des bandes tampons pour diminuer le transfert de polluants. La création d'un indicateur de vulnérabilité associé à chaque paramètre s'inspire des travaux de Dumas en 2010 et de Boughalem et al. en 2013. L'indicateur est utilisé pour représenter la sensibilité de l'environnement à un tel paramètre indépendamment, c'est-à-dire avec une possibilité d'étudier la vulnérabilité liée à ce paramètre sans le combiner avec d'autres paramètres. Cette représentation par index permet également de mieux comprendre les effets induits par chaque paramètre, et qui peuvent conduire à une vulnérabilité globale. Par exemple, le paramètre de texture du sol est beaucoup plus compréhensible lorsqu'il est représenté par son indicateur de recouvrement du sol. Il fournit des

informations concernant la formation de croûtes causées par la texture du sol et qui empêchent l'infiltration d'eau.

Tableau 8. Les indicateurs de vulnérabilités des ressources en eaux superficielles (Source : Grimene et al., 2022)

Facteur	**Paramètre de vulnérabilité**	**Indicateur de vulnérabilité**
Pédoclimatique	Elévation	Déclivité
	Lithologie	Erodibilité
	Texture du sol	Battance
	Réseau hydrographique	Connexion hydrographique
	Pluviométrie	Érosivité
	IDPR	Ruissellement
	Inondation	Inondation
Agronomique et paysager	Occupation du sol	Recouvrement du sol
	IFT	Pression phytosanitaire
	Bande tampon	Connexion hydrographique
	Bordure du champ	Connexion hydrographique

Nous avons commencé avec 11 paramètres de vulnérabilité pour créer 9 indicateurs de vulnérabilité. La connexion hydrographique représente un indicateur complexe formé par 3 sous-indicateurs (réseau hydrographique, bandes tampons et bordures de champ). La correspondance entre les paramètres choisis et la question connexe en jeu (ressources en eau de surface liées à la contamination par les pesticides) a été établie en fonction de la relation causale entre cette question et le paramètre qui peut l'influencer. Dans ce cas, c'est-à-dire la pollution des eaux de surface, elle est évidemment influencée par la déclivité qui augmente en amont et en aval du ruissellement et facilite le transfert des particules de pollution vers les cours d'eau. Les indicateurs associés à chaque paramètre de vulnérabilité permettent l'étude et la représentation de la variabilité spatiale du paramètre sur notre site d'étude. Chaque indicateur sera ensuite représenté à l'aide d'une carte de vulnérabilité. Toutes ces cartes serviront ensuite à créer une carte de vulnérabilité globale qui combine tous les indicateurs. L'utilité et le choix de chaque paramètre étudié sont définis comme suit.

L'élévation est un facteur important dans l'étude de la vulnérabilité. Elle a une influence sur les processus d'infiltration et d'atténuation des contaminants. Il influence fortement le ruissellement de l'eau qui peut être chargée de résidus de pesticides, augmentant ainsi la dispersion spatiale

des produits phytosanitaires. L'élévation a été calculée à l'aide du modèle numérique d'élévation pour l'Europe, qui provient du projet GMES RDA (EU-DEM)[17].

La lithologie est la description de la nature des roches formées géologiquement. Le comportement et l'organisation du réseau dépendent de la lithologie. Son étude nous permet de classer les sols en fonction de leurs niveaux de friabilité et d'érodibilité. Ce paramètre joue un rôle dans le transfert potentiel de polluants en fonction du degré d'érodibilité et des sols étudiés. La base de données utilisée est le BDD Charm du Bureau de recherche géologique et minière (BRGM)[18]. L'interprétation des classes de lithologie a été effectuée en fonction de leur niveau de résistance à l'érodibilité. Ce paramètre impacte l'érosion hydrique ainsi que le transport de particules de sol chargées de polluants au niveau des parcelles agricoles étudiées.

La texture du sol : les sols sont également classés selon leur texture, grossière, moyenne et fine. Les données utilisées pour caractériser ce paramètre proviennent de la base de données analytique des profils de sol en Europe, The European Soil Database (ESDB) [19]. La texture du sol joue un rôle important dans le processus de transfert du sol en raison de sa capacité à faciliter l'infiltration d'eau et donc à réduire le ruissellement. Sa nature conditionne le temps et la vitesse du transfert de polluant. Ce paramètre joue également un rôle important dans la rétention des particules de pollution et des résidus dans la couche superficielle du sol (Fagnan, 1998). Par exemple, le sol fait de roches tendres et fines sera imperméable et sensible à l'érosion, ce qu'on appelle le recouvrement du sol.

Le réseau hydrographique : selon Roche (1963), le réseau hydrographique est la somme des canaux naturels qui drainent les eaux de ruissellement ou d'écoulement des eaux souterraines soit sous forme de source, soit par écoulement continu le long du lit du cours d'eau.

La contamination de l'eau dépend fortement de la distance qui sépare la source de pollution et le cours d'eau. La vulnérabilité augmente avec la proximité du cours d'eau avec les terres agricoles. D'autres paramètres peuvent intervenir pour compenser les courtes distances entre les sources de pollution et les cours d'eau, comme les bandes tampons créées le long des cours d'eau ou les marges de champ. L'étude de ce paramètre nécessite la combinaison de deux sources de données différentes : l'une issue de la cartographie du réseau hydrographique et l'autre de la localisation et de la nature des zones tampons. En conséquence, la création de l'indicateur de

[17] **European Digital Elevation Model (EU-DEM)**, 2016. https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/api/records/d08852bc-7b5f-4835-a776-08362e2fbf4b

[18] https://infoterre.brgm.fr/formulaire/telechargement-cartes-geologiques-departementales-150-000-bd-charm-50

[19] **European Soil Database (ESDB)** distribution version 2.0, European Commission and the European Soil Bureau Network, CD-ROM, EUR 19945 EN, 2004. https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-soil-database-v20-vector-and-attribute-data

connexion hydrographique permet d'étudier la nature du lien entre les cours d'eau et une parcelle agricole traitée. La base de données géographique du réseau hydrographique utilisée est celle de l'IGN « BD CARTHAGE[20] ».

La pluviométrie : elle représente le facteur générateur de l'écoulement, ce qui nécessite le recueil de données de précipitation sur une période bien définie. Il est indispensable d'intégrer ce paramètre dans le processus d'analyse de la vulnérabilité à la pollution diffuse.

Des imageries radars de Météo France (figure 35) sur une période d'une année du 01/01/2017 jusqu'au 31/12/2017 ont été utilisées pour déterminer le paramètre de la pluviométrie. Ces images radars permettent d'avoir une couverture homogène et continue des données de précipitations sur le bassin versant de la Gimone.

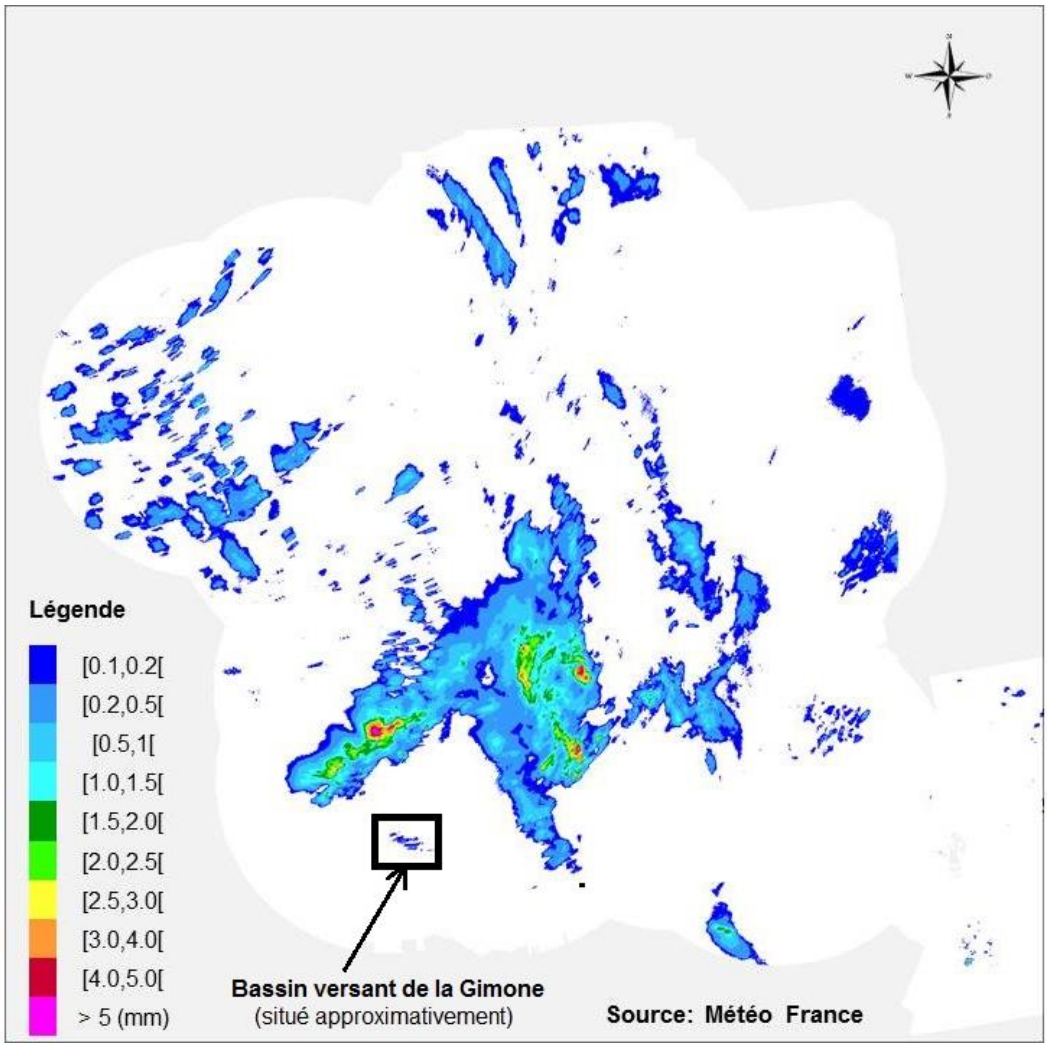


Figure 35. Image Radar prise le 02/02/2017 à 19h45
(Source : Météo France, 2017)

[20] **BD CARTHAGE.** https://www.sandre.eaufrance.fr/notice-doc/bd-carthage%C2%AE-descriptif-de-contenu-et-de-livraison-format-arcinfo-mifmid-et-shapefile

Les stations météorologiques constituent une autre source d'information qui peut être utilisée pour recueillir des données sur les précipitations. Ils enregistrent, à un pas de temps donné, les précipitations accumulées situées dans un territoire donné. Cependant, la collecte de données pluviométriques sur de grandes surfaces comme dans le cas de notre zone d'étude nécessiterait le plus grand nombre possible de stations sur le territoire étudié. Et même avec l'utilisation de l'interpolation des résultats des stations météorologiques, le manque de précision des données persiste. Les cumuls estimés sont établis à partir de ces images et ils sont enregistrés sur des pas de temps de 15 minutes avec une résolution de 1 km de pixels. Ils peuvent parfois présenter des différences avec la réalité mesurée par les pluviomètres officiels de la rubrique « stations – relevés ». Elles peuvent être faussées en cas de coupure dans la mise à jour des images radars si cela se produit lors de précipitations. De ce fait, le passage par la validation des résultats des cumuls enregistrés sur les images radars est une étape indispensable.

Les données des stations météorologiques les plus proches de la zone d'étude ont été utilisées pour évaluer l'estimation faite par les radars, via une analyse de corrélation entre les deux sources d'information. L'analyse de corrélation est définie comme la quantification de la relation linéaire entre des variables continues. Le calcul du coefficient de corrélation de Pearson repose sur le calcul de la covariance entre deux variables continues. Dans ce cas, l'analyse de corrélation a été établie entre les cumuls de pluviométrie estimés par les radars et ceux enregistrés par les stations météorologiques. Les données des stations météorologiques (figure 36) les plus proches de la zone d'étude (situées à 18 km et 46 km) ont été utilisées pour évaluer l'estimation radar, en utilisant le calcul du coefficient de corrélation de Pearson basé sur le calcul de la covariance entre deux variables continues. Une corrélation a été établie entre les précipitations cumulées estimées par les radars et celles enregistrées par les 3 stations météorologiques.

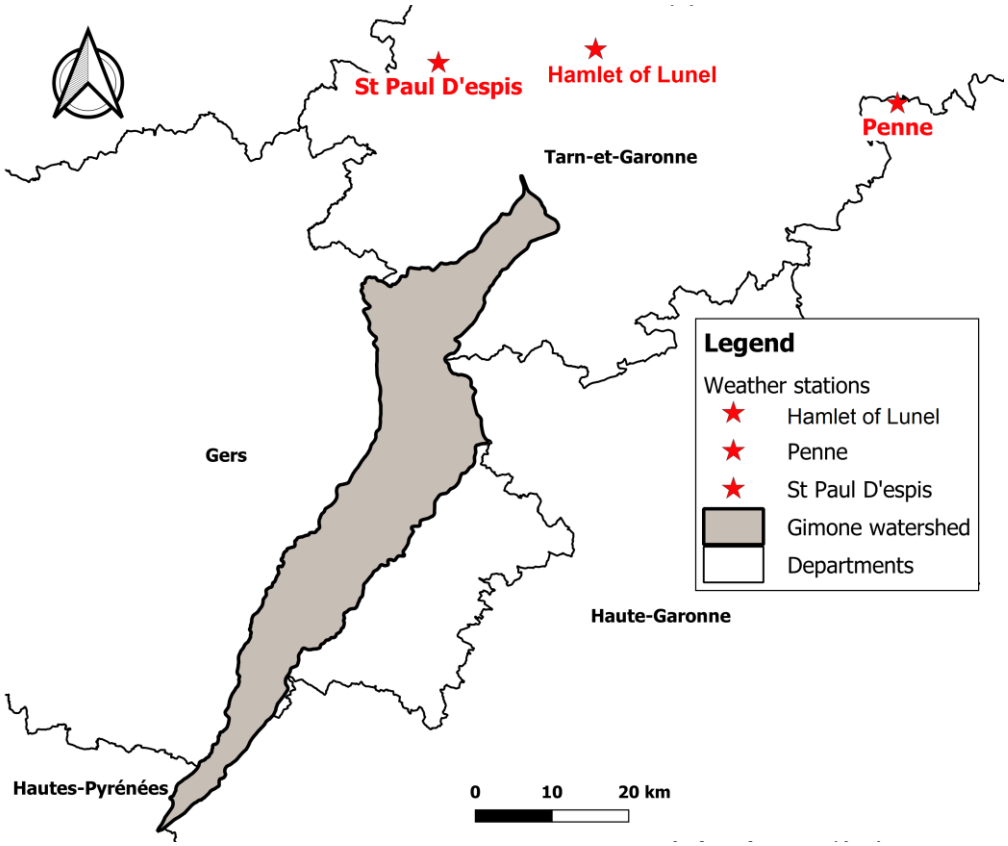


Figure 36. Localisation des stations météorologiques
(Source : OpenStreetMap ; Réalisation : Grimene et al., 2022)

Les données ont été recueilles par la coopérative Qualisol sous forme d'un fichier Excel contenant le cumul de pluviométrie journalier et les coordonnées géographiques des stations.

La démarche du traitement des images radars pour le calcul des valeurs de pluviométrie est illustrée par la figure 37 ci-après.

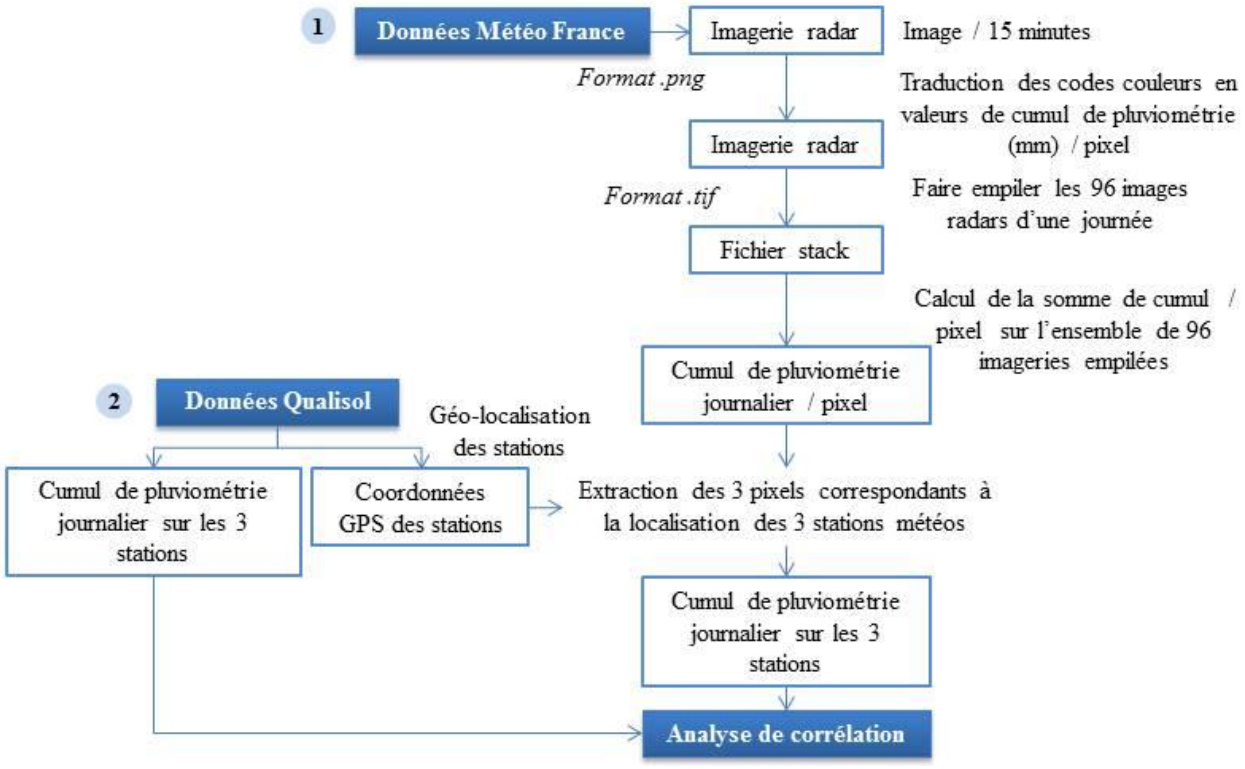


Figure 37. Démarche d'analyse des imageries radars
(Source : Grimene, 2024)

Les étapes de travail citées dans cette figure ont été faites à l'aide du logiciel R (Voir annexe 1). La période d'analyse des données des images radars s'étale du 01/09/2017 jusqu'au 31/06/2018. Cette période de 286 jours a été fixée en fonction de la disponibilité de données des trois stations météorologiques. À l'aide de l'outil d'analyse statistique du logiciel R, les graphiques de corrélation ont été établis pour les trois stations météorologiques (figure 38) :

– le coefficient de corrélation ;

– le coefficient RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) qui évalue les écarts normalisés entre la matrice des valeurs observées (in situ) et la matrice des valeurs estimées (Radar). ;

– le coefficient MAE (Mean absolute Error) qui calcule la moyenne arithmétique des valeurs absolues des écarts.

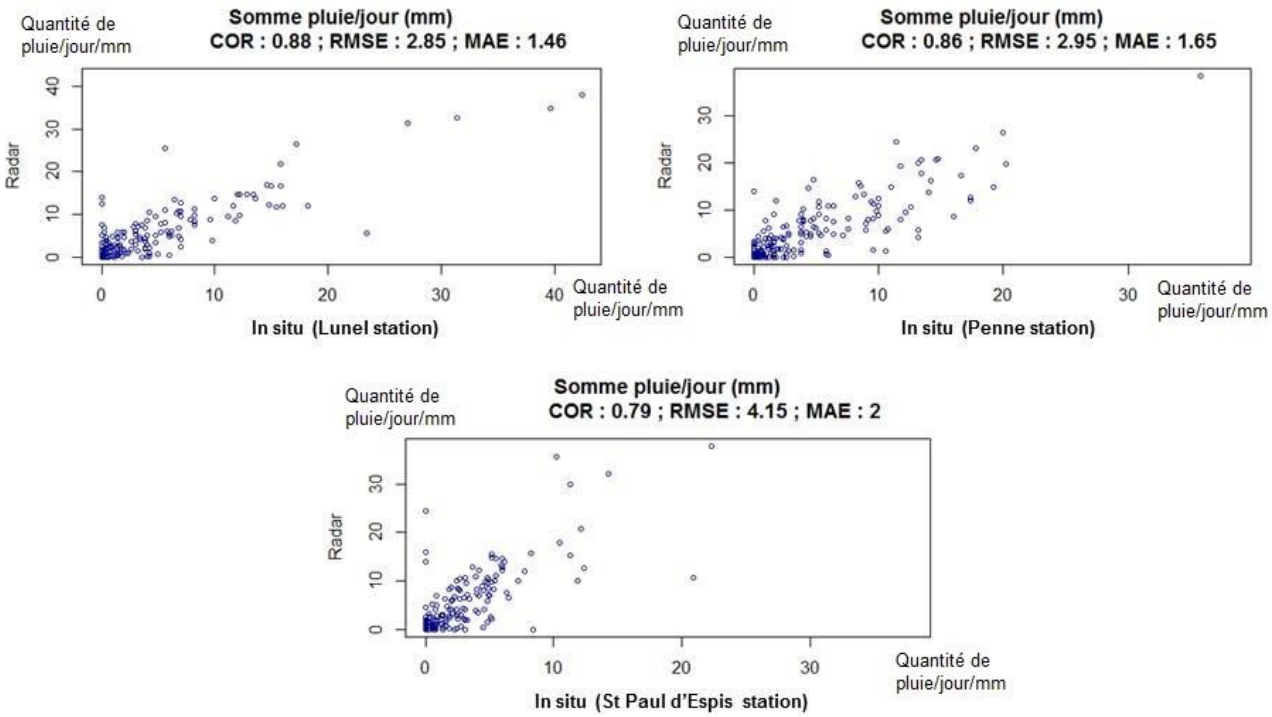


Figure 38. Analyse statistique de corrélation entre les précipitations cumulées enregistrées par les capteurs radar et les rapports de précipitations des stations météorologiques (Source : Météo France, 2017, Cumul journalier de pluviométrie collectée des stations météorologiques ; Réalisation : Grimene et al., 2022)

Nous avons utilisé l'interprétation du coefficient R selon Cohen (1988). Les résultats de corrélation indiquent des valeurs supérieures à 0,70 ce qui confirme que la corrélation entre la station météo et le radar est significative avec R > 0,5. De même, les résultats de calcul des deux indicateurs RMSE et MAE montrent les petits écarts entre les deux variables. A l'issue de cette observation, les valeurs estimées par le radar ont été validées. Le radar est donc considéré comme une source fiable de données pluviométriques. Le calcul du paramètre de pluie a donc été effectué à l'aide d'images radar de l'année 2017. Il correspond à l'année au cours de laquelle a eu lieu l'étude de la vulnérabilité des ressources en eau du bassin versant de Gimone. À cette fin, les images radar ont été traitées à l'aide du logiciel R; 35040 images au total ont été traitées pendant toute l'année. Le résultat final correspond à la création d'une image matricielle unique montrant les précipitations annuelles cumulées par pixel.

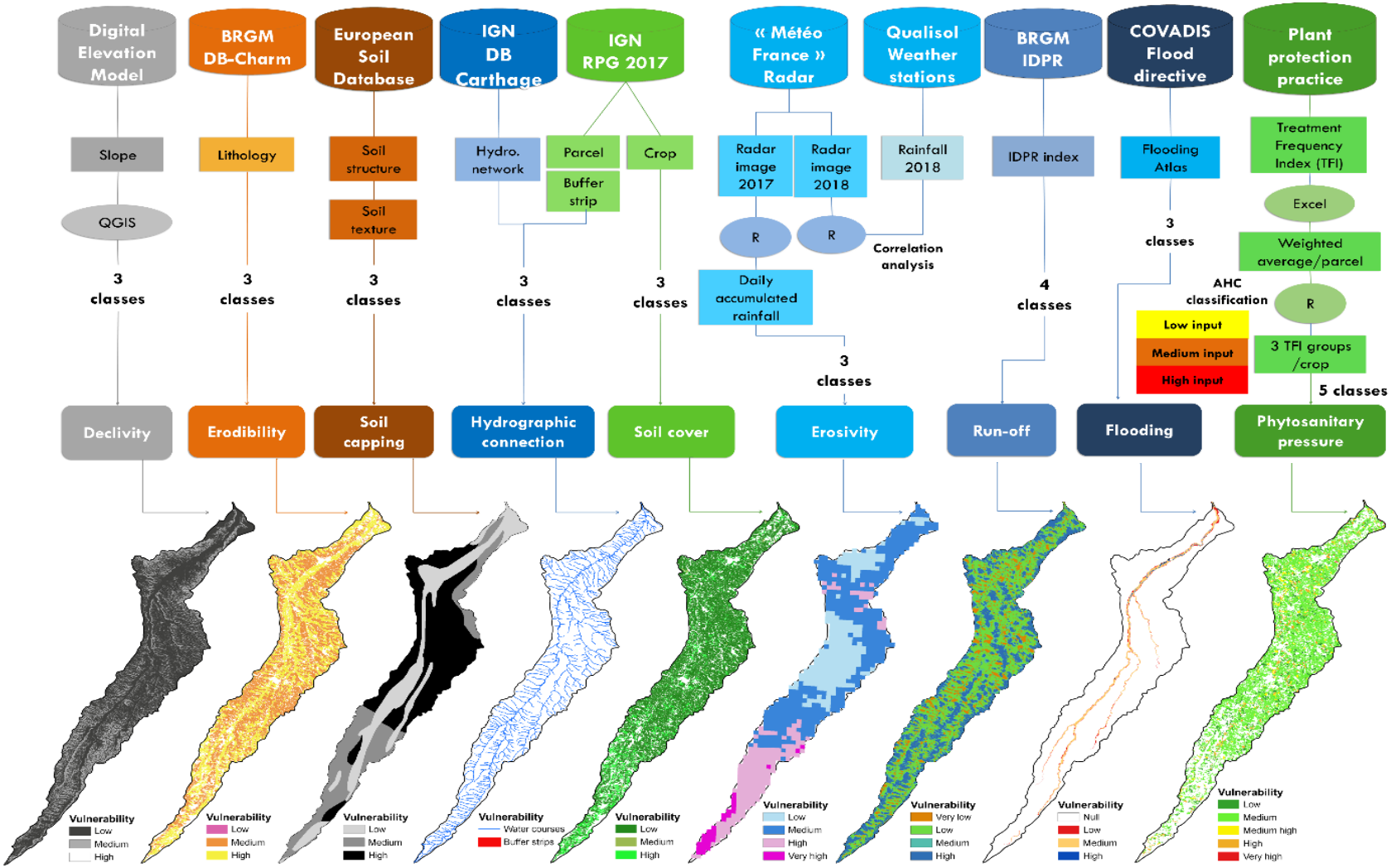


Figure 39. Éléments cartographiques utilisés pour la création des indicateurs de vulnérabilité (Source : Grimene et al., 2022)

L'indicateur IDPR : l'indice de développement et de persistance du réseau (IDPR) a été développé par le BRGM pour étudier indirectement les flux de pollution possibles des eaux souterraines et des eaux de surface (Mardhel 2003). La méthodologie de calcul IDPR a été développée pour initier une approche de cartographie de vulnérabilité régionale qui tient compte de la capacité intrinsèque du sol à laisser les eaux de surface s'infiltrer ou s'écouler. Ainsi, un bassin hydrographique formé de matériaux très perméables présentera généralement une faible densité de drainage. Inversement, un bassin hydrographique formé de roches imperméables mais lâches et érodables, comme la marne ou l'argile, présente souvent une forte densité de drainage. L'IDPR devient ainsi le moyen de quantifier ce rôle en comparant un réseau théorique indépendant (ID pour « indice de développement »), avec le réseau naturel mis en œuvre (PR pour « persistance des réseaux »). L'IDPR résulte de la comparaison à partir de n'importe quel point dans l'espace entre (Mardhel 2003) :

- La distance par rapport au cours d'eau réel le plus proche ;
- La distance par rapport au cours d'eau le plus proche calculée.

L'IDPR est inférieure à 1000 lorsque le réseau théorique n'est pas occupé par une vraie rivière. Ce rapport indique donc une infiltration majoritaire des eaux. Inversement, lorsque le réseau réel est plus dense que le réseau calculé, il s'agit d'une zone de ruissellement importante : l'IDPR se rapproche de 2000.

L'inondation : les inondations ont de lourdes conséquences non seulement sur l'activité humaine dans les zones touchées, mais aussi sur l'environnement lui-même et sa biodiversité. Les principales répercussions des inondations sur l'environnement sont liées à la pollution de l'eau qui en résulte. La biodiversité peut être touchée. Une partie de la faune aquatique et terrestre est emportée par les eaux et la végétation peut être déracinée. Cependant, les populations végétales et animales peuvent survivre à de tels événements et se rétablir naturellement après quelques années. Pour l'étude de ce paramètre de vulnérabilité, nous avons utilisé les normes de données COVADIS (commission de validation des données pour l'information spatiale) au sujet de la Directive Inondation. Les normes géographiques de la Directive sur les inondations décrivent la base des données géographiques produites dans les zones les plus exposées au risque d'inondation et cartographiées aux fins de rapports à la directive européenne sur les inondations (COVADIS, 2012). Cela vise à aider à gérer et à réduire le risque d'inondation. Les données géographiques concernées sont vectorielles. La couverture spatiale des données est représentée par la carte des crues (flooding) de la figure 39.

L'occupation du sol : la couverture végétale influence largement les quantités d'eau disponibles pour le ruissellement de surface. En effet, l'évapotranspiration des plantes est très importante, elle varie selon la nature du couvert du sol (forêts, cultures, prairies). La répartition du couvert végétal et la part de chaque type de couvert dans chaque sous-bassin dépendent des caractéristiques physiques et géographiques de chaque bassin versant, des caractéristiques climatiques qui en découlent ainsi que de l'influence de l'action anthropique. Les données sur l'occupation des sols sont fournies par la couche géographique de type vecteur du RPG 2017 et par la couche géographique de type raster du OSC 2017.

L'indicateur IFT : l'Indicateur de Fréquence de Traitements phytosanitaires (IFT) est un indicateur de suivi de l'utilisation des produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation agricole ou sur un territoire. L'IFT comptabilise le nombre de doses de référence utilisées par hectare au cours d'une campagne culturale. L'indicateur de fréquence de traitement (IFT) est calculé selon l'équation suivante (Brunet et al., 2008 ; Pingault et al., 2009) :

$$\textit{IFT traitement (ou du produit)} = \frac{\textit{Dose appliquée au champ (/ha)}}{\textit{Dose homologuée de la culture (/ha)}}$$

Si la surface de la parcelle n'est traitée que partiellement, on prend en considération la proportion de surface traitée :

$$\textit{IFT traitement pondéré / ha} = \frac{\textit{Dose appliquée par ha}}{\textit{Dose de référence par ha}} \times \textit{proportion de la surface traitée}$$

A partir de l'IFT du traitement, est calculé l'IFT au niveau de la parcelle (pondéré à l'hectare). Il est calculé comme suit :

$$\textit{IFT parcelle par ha} = \sum \textit{IFT traitement par ha}$$

Ainsi ces valeurs doivent être pondérées à l'hectare pour qu'elles puissent être comparées avec d'autres parcelles. Les résultats sont fournis à l'échelle de la parcelle. Une démarche de classification automatique des valeurs d'IFT de l'ensemble des parcelles du territoire d'étude a été faite. Le but était de fournir 3 classes d'IFT pour chaque culture (itinéraire technique à faible, moyen et fort intrant). La première classe représente la valeur de la fréquence de traitement moyenne pour une culture donnée pour un ensemble d'itinéraires techniques à bas intrant où l'agriculteur applique des faibles doses de traitement ou bien un nombre faible de pesticides. La deuxième classe représente la valeur de la fréquence de traitement moyenne pour une culture donnée pour un ensemble d'itinéraires techniques à moyen intrant où l'agriculteur applique beaucoup plus de traitements. La troisième classe représente la valeur de la fréquence de traitement moyenne pour une culture donnée pour un ensemble d'itinéraires techniques à fort

intrant où l'agriculteur applique des doses élevées de traitement ou bien plusieurs produits phytosanitaires.

Les bandes tampons : les bandes tampons sont des bandes d'herbe situées le long des cours d'eau. Elles protègent les sols des risques d'érosion, améliorent leur structure et contribuent à la protection de l'eau courante en limitant les risques de pollution diffuse. Ces bandes ont au moins 5 m de largeur à partir du bord du ruisseau. Les bandes tampons de notre site d'étude ont été cartographiées à l'aide des données RPG 2017 du Centre d'études spatiales de la biosphère (CESBIO).

Les bordures des champs : les marges de champ sont des bandes de couverture végétale spontanée ou plantée qui se différencient de la parcelle cultivée qu'elles bordent à l'œil nu et situées entre deux parcelles ou entre une parcelle et une route et non utilisées pour la production agricole. La largeur d'une marge de champ est supérieure ou égale à 5 m. Les marges de champ ne sont pas utilisées pour la production agricole et doivent pouvoir être distinguées de la parcelle de terres arables adjacente. La cartographie des marges de champ sur notre site d'étude a été réalisée à partir des données RPG de l'année 2017 issues de la base de données CESBIO. L'association de ce paramètre avec les marges de champ et les bandes tampons nous permettra de calculer l'indicateur de connexion hydrologique. La connexion des cours d'eau avec les parcelles agricoles peut être présentée soit :

- Avec une connexion directe ;
- Avec une connexion indirecte grâce à une bande tampon et/ou une marge de champ ;
- Sans connexion.

3. Analyse spatiale et conception des cartes de vulnérabilité

Afin de représenter les indicateurs dans un système d'information géographique et ainsi déterminer la carte de vulnérabilité globale, il est essentiel de classer les résultats de chaque paramètre en fonction des intervalles afin d'évaluer le niveau de vulnérabilité des ressources en eau. Nous avons défini des classes de vulnérabilité à cette fin. Les seuils et limites des classes ont été déterminés sur la base des résultats calculés au niveau de la zone d'étude, de la littérature concernant les caractéristiques de ces indicateurs (tableaux 9 p. 115 et 10 p. 117) et des travaux qui établissaient précédemment des classes de vulnérabilité. La création de cartes de vulnérabilité à partir de chaque indicateur a été effectuée initialement à l'état brut, c'est-à-dire que les cartes de vulnérabilité de chaque indicateur ont été produites selon les échelles des bases

de données brutes sans modifier leur représentation spatiale (figure 39). Deuxièmement, une représentation spatiale basée sur une échelle commune sera établie pour la création d'une carte de vulnérabilité globale en combinant tous les indicateurs. L'approche méthodologique adoptée pour cartographier ces indicateurs repose principalement sur le choix des paramètres de vulnérabilité présentés dans la section précédente, la discrétisation des paramètres et le développement des classes de vulnérabilité. La figure 39 illustre les sources de données géographiques et agronomiques utilisées pour créer les différents indicateurs, de la création des classes de vulnérabilité à leur représentation cartographique au niveau du bassin versant. Les sources de données géographiques utilisées sont toutes gratuites et peuvent être utilisées librement. Chaque paramètre est étudié séparément.

Leur discrétisation est utilisée pour définir des classes qui indiquent le niveau de sensibilité de l'environnement à un tel paramètre. Le nombre de classes choisies pour définir les niveaux de vulnérabilité de chaque indicateur étudié est illustré à la figure 39, ainsi que les outils utilisés pour le faire. Le développement des classes a été fait séparément pour chaque indicateur (tableaux 9 et 10), ce qui est justifié par l'hétérogénéité des paramètres étudiés. En effet, il y a des paramètres qualitatifs et quantitatifs. Il était donc essentiel de les analyser séparément sans utiliser une méthode de discrétisation commune. Les paramètres associés au facteur pédoclimatique sont présentés au tableau 9. Les indicateurs de vulnérabilité sont étudiés selon un tableau de discrétisation en déterminant le nombre de classes à définir et le score de vulnérabilité attribué (tableau 9). Chaque étape est justifiée par les études scientifiques consultées afin de comprendre la relation entre un tel paramètre et sa contribution à la vulnérabilité des ressources en eau. L'assignation des scores de vulnérabilité par classe et pour tous les indicateurs a été définie selon une séquence géométrique :

$$Un = Uo\ qn \text{ avec } Uo = 2 \text{ (valeur minimale de vulnérabilité) et } q = 2$$

Cela s'explique par le fait que plus la vulnérabilité est élevée, plus le score est multiplié par 2. Les scores sont donc entre 2 et 32. Les classes avec un faible niveau de vulnérabilité avaient un score de 2 et les classes à vulnérabilité moyenne et élevée avaient des scores variables selon le nombre de classes entre 4, 8, 16 et 32 (tableau 9).

Tableau 9. Etude des indicateurs de vulnérabilité
(Source : Grimene et al., 2022)

Paramètre	Classe	Indicateur de vulnérabilité	Note	Etude consultée
Pente	**Classe**	**Déclivité**	**Note**	Fiandino, 2007
	0 - 5 %	Faible	2	
	5 - 15 %	Moyenne	8	
	> 15 %	Forte	32	
Lithologie	**Classe**	**Erodibilité**	**Note**	Dumas, 2010 / Atherton et al., 2005 / Fiandino, 2007 / Boughalem et al., 2013
	Calcaire, calcaire marneux, grès	Faible	2	
	Argile, colluvions, marne sableuse	Moyenne	8	
	Alluvions, altérite, éboulis, conglomérat, galets, graviers, limon, marne	Forte	32	
Texture du sol	**Classe**	**Battance**	**Note**	European Soil Data Centre, 1999 / Dumas, 2010 / Fiandino, 2007
	Fine	Forte	32	
	Moyennement fine	Moyenne	8	
	Moyenne	Faible	2	
Connexion hydrologique	**Classe**	**Connexion hydrologique**	**Note**	Aouadi et al., 2018
	Parcelle le long du cours d'eau	Forte	8	
	Présence d'espace tampon	Moyenne	4	
	Parcelle non connectée	Faible	2	
Précipitation	**Classe**	**Erosivité**	**Note**	Aucune
	690 – 790	Faible	2	
	790 – 890	Moyenne	4	
	890 – 990	Forte	8	
	>= 990	Très forte	16	
Ruissellement	**Classe**	**Ruissellement**	**Note**	Mardhel, 2003
	IDPR ≤ 1000	Très faible	2	
	1000 - 1400	Faible	4	
	1400 - 1800	Moyen	8	
	1800 - 2000	Fort	16	
Inondation	**Classe**	**Potentiel d'inondation**	**Note**	Banque nationale des atlas des zones inondables (AZI Midi-Pyrénnées)
	Crue exceptionnelle	Faible	2	
	Crue fréquente	Moyenne	8	
	Crue très fréquente	Forte	32	

Les classes sont validées soit sur la base d'études scientifiques ayant déjà analysé le même paramètre de vulnérabilité (tableau 9), soit selon la nature du paramètre et la qualité des données (qualitatives et quantitatives). La spatialisation des scores de vulnérabilité a été effectuée au niveau des pixels sur une couche géographique raster tout en conservant les mêmes échelles brutes de base de données avant de passer à l'étape de changement d'échelle. Sur une couche raster d'un tel indicateur, chaque pixel a un score de vulnérabilité. L'ensemble de pixels forme une mosaïque de scores de vulnérabilité qui crée une carte continue facilement lisible. La hiérarchisation des paramètres de vulnérabilité a été tirée des travaux scientifiques consultés (Boughalem et al., 2013 ; Caquel et al., 2007 ; Fiandino, 2007) et adaptée en fonction des spécificités de notre zone d'étude.

Les classes de digital elevation model ont été définies selon les travaux de Fiandino en 2007 et aussi selon l'intervalle de variation de pente dans le bassin versant de la Gimone. Les classes de lithologie ont été créées à partir de plusieurs études (Fiandino, 2007 ; Dumas 2010 ; Boughalem et al., 2013) afin de classer les différents types de sol trouvés sur notre site d'étude en 3 classes lithologiques. La hiérarchisation de ce paramètre tient compte du degré d'érodibilité des roches qui forment la couche superficielle des sols comme indicateur de vulnérabilité : l'érodibilité élevée des roches accentue le transport des particules de pollution et rend ainsi l'environnement très vulnérable à la pollution diffuse. Les classes de texture du sol ont été tirées de la base de données analytiques des profils de sol pour l'Europe (SPADBE) créée en 2004 (European Soil Data Centre, 1999). Trois classes ont été identifiées dans le bassin versant de la Gimone : les sols à texture fine, moyenne-fine et moyenne (tableau 9).

La texture a un impact sur le niveau de recouvrement du sol de la couche de surface du sol, entraînant la formation d'une couche imperméable qui facilite le ruissellement et empêche l'infiltration. Cela augmente le niveau de vulnérabilité des ressources naturelles et des eaux de surface en particulier, ce qui justifie la notation des classes de texture du sol par des notes proportionnelles au niveau de battance. Le lien hydrologique a été étudié en fonction de la présence ou de l'absence de bandes tampons (bandes enherbées ou fleuries) ou de marges de champ entre les parcelles agricoles et les cours d'eau. Ce paramètre traite de la nature du lien entre les cours d'eau et les sources de pollution afin d'estimer le transfert potentiel de polluants (Aouadi et al., 2018). Ce paramètre a été adapté au contexte de la zone d'étude tout en ajoutant des marges de champ comme espace tampon qui limite le transfert de polluants. La présence de ces espaces tampons a été déduite par la fonction de calcul d'adjacence du logiciel R. Un score

de faible vulnérabilité a été attribué aux parcelles ayant une adjacence avec les bordures des champs ou les bandes tampons.

La méthode utilisée pour la discrétisation du paramètre de pluie était celle des intervalles égaux de QGIS afin de définir des classes d'érosivité basées sur les valeurs maximales et minimales de l'accumulation annuelle de pluie. Les classes de paramètres d'écoulement ont été directement extraites de la carte des indicateurs IDPR créée par le BRGM en 2003. Les classes de paramètres d'inondation ont été extraites de la base de données AZI Midi-Pyrénées (National Bank of the Flood Area Atlas) et représentent un paramètre qualitatif. L'analyse des paramètres associés au facteur de pratiques agronomiques a été réalisée de la même manière que les autres paramètres et s'est essentiellement basée sur des travaux de recherche pour la création de classes et l'assignation de scores de vulnérabilité. La hiérarchisation de ces paramètres est indiquée dans le tableau 10.

Tableau 10. La hiérarchisation du paramètre de pression phytosanitaire (Source : Grimene et al., 2022)

Paramètre	**Classe**	**Indice de vulnérabilité**	**Note**	**Etude consultée**
Occupation du sol	**Classe**	**Recouvrement du sol**	**Note**	Sadjania, 2015 / Fiandino, 2007 / Le Bissonnais et al., 2002 / RPG, 2017
	Surfaces en herbe et surfaces boisées	Fort	2	
	Cultures pérennes	Moyen	8	
	Grandes cultures, autres cultures annuelles, maraîchage, PPAM	Faible	32	
IFT	**Classe**	**Pression phytosanitaire**	**Note**	Ezzedine, 2018 / Trabelsi, 2017
	0,5 - 2,7	Faible	2	
	2,7 - 5,8	Moyenne	4	
	5,8 - 11,2	Moyennement Forte	8	
	11,2 - 16,9	Forte	16	
	16,9 - 37,3	Très forte	32	
Bordure du champ	**Classe**	**Protection**	**Note**	Aucune
	Présente	Forte	2	
	Absente	Faible	4	
Bande tampon	**Classe**	**Protection**	**Note**	Aucune
	Présente	Forte	2	
	Absente	Faible	4	

Les différents types d'occupation du sol sont regroupés en trois classes selon le niveau de recouvrement du sol (tableau 10). Le RPG de 2017 représente la principale source de données sur laquelle s'est basée notre démarche d'analyse de la vulnérabilité. Les surfaces en herbe et les surfaces boisées représentent un couvert permanent des sols qui favorise la stabilité des sols contre l'érosion hydrique et qui diminue le transfert des polluants. Les grandes cultures et les autres cultures annuelles représentent un faible recouvrement des sols d'où leur vulnérabilité à pollution diffuse.

La hiérarchisation du paramètre de pression phytosanitaire (IFT) a été faite selon la discrétisation par ruptures naturelles (Jenks) à l'aide du logiciel QGIS afin de définir cinq classes de pression phytosanitaire. Ce mode de discrétisation assure que pour chaque classe les valeurs sont les plus proches possibles (à tendance homogène) et les classes sont les plus éloignées possibles (à tendance hétérogène). Il s'applique essentiellement sur une distribution hétérogène telle que le cas des valeurs d'IFT des différentes parcelles étudiées.

Les différentes cartes de vulnérabilité illustrées dans la figure précédente (figure 39) ont été faites à l'échelle du pixel sur une couche géographique raster. Lors de l'étape suivante, nous procédons à un changement d'échelle afin d'avoir une cartographie de la vulnérabilité à l'échelle de la parcelle agricole. Pour ce faire nous avons utilisé le logiciel R pour créer les lignes de commandes de l'extraction de la note de vulnérabilité par parcelle. Deux cas de figure se présentent:

- Pour les paramètres quantitatifs: le calcul de la note de vulnérabilité par parcelle est fait à l'aide du calcul de la moyenne des notes de pixels sur chaque parcelle ;
- Pour les paramètres qualitatifs : l'attribution de la note de vulnérabilité par parcelle se fait en se basant sur la note de vulnérabilité ayant la plus forte occurrence sur l'ensemble des notes des pixels existants sur la même parcelle.

La représentation concrète de cette manipulation est illustrée par la figure 40.

Les instructions automatiques créées avec le logiciel R assurent la lecture de chaque note et le calcul de la note moyenne des pixels existants dans le contour d'une parcelle. Cette étape a été répétée pour l'ensemble des parcelles et pour l'ensemble des indicateurs. A l'aide de ce travail, des notes de vulnérabilité ont été obtenues. Elles représentent la valeur moyenne pour chaque indicateur sur toutes les parcelles du bassin versant de la Gimone.

L'ensemble des cartes produites à l'échelle de la parcelle seront par la suite combinées afin d'avoir une carte de vulnérabilité globale. Chaque parcelle aura ainsi une note de vulnérabilité

globale qui combine les notes de tous les indicateurs. La formule de calcul de l'indicateur de vulnérabilité globale à l'échelle de la parcelle est simple, elle est définie comme suit :

Indicateur de vulnérabilité = ∑ des notes de vulnérabilité des indicateurs retenus

Cette méthode de calcul est basée sur l'hypothèse qui définit la vulnérabilité comme la conjonction de plusieurs facteurs ayant le même poids dans le but de ne pas sous-estimer un facteur par rapport à un autre.

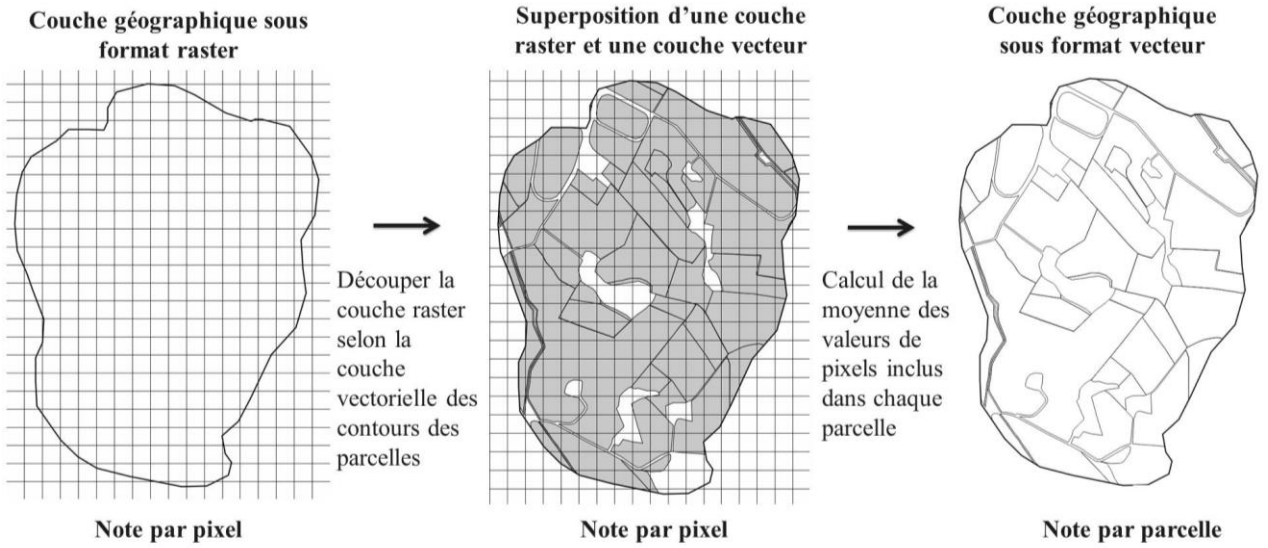


Figure 40. Principe de changement d'échelle des scores des indicateurs de vulnérabilité (Source : Grimene et al., 2022)

Conclusion du chapitre 2

L'objectif de ce travail était de développer un cadre méthodologique et opérationnel pour évaluer la vulnérabilité des ressources en eau à la pollution phytosanitaire diffuse dans le bassin versant de la Gimone. Il pourrait s'agir d'une introduction à la gestion territoriale de la pollution diffuse via la mise en œuvre de plans de gestion des pratiques agricoles et phytosanitaires dans les zones très vulnérables à la pollution diffuse. Ceci a été rendu possible grâce aux résultats de l'analyse spatiale de la vulnérabilité sur l'ensemble du territoire du bassin versant de la Gimone, aux indicateurs de caractérisation physique de l'environnement et à l'indicateur de pression phytosanitaire agricole. Pour atteindre cet objectif, nous avons d'abord fixé notre réflexion sur l'analyse des méthodes et outils qui permettent d'évaluer la vulnérabilité des ressources en eau. Le choix des outils nous a orienté vers le développement d'indicateurs de vulnérabilité basés sur les facteurs pédoclimatiques et agricoles qui caractérisent la zone d'étude du bassin versant de la Gimone. L'originalité de cette approche réside dans le développement d'une méthode de

spatialisation des indicateurs calculés à différents niveaux spatiaux, en commençant par les scores de vulnérabilité enregistrés sur une unité de pixel jusqu'au calcul d'un indicateur global de vulnérabilité au niveau du bassin versant. L'étude de l'indicateur de pression de pollution phytosanitaire a permis d'introduire une nouvelle échelle spatial, i.e. la parcelle, afin d'évaluer le potentiel de pollution associé à chaque culture et parcelle. En conséquence, la représentation spatiale de la vulnérabilité a également été établie au niveau de la parcelle afin d'identifier les parcelles responsables de la charge polluante pouvant influencer la vulnérabilité des ressources en eau.

Suivant la même échelle d'étude, la parcelle, la démarche d'analyse du risque et son analyse spatiale sous forme des cartes géographiques sont présentées dans le chapitre suivant.

CHAPITRE 3. METHODE D'ANALYSE DU RISQUE POTENTIEL ET ESTIME SUR LA SANTE HUMAINE ET SUR L'ENVIRONNEMENT ET DEMARCHE D'ANALYSE SPATIALE

1. Construction de la base de données des pratiques phytosanitaires

L'approche adoptée dans ce travail consiste en une évaluation spatiale du risque des pratiques phytosanitaires agricoles à travers l'Indicateur de risque sur la santé de l'applicateur (IRSA) et l'environnement (IRTE), calculé à partir du logiciel EToPhy[21]. L'outil EToPhy permet d'affiner l'analyse de l'impact sanitaire et environnemental de l'utilisation des pesticides par la désagrégation de l'IRSA et de l'IRTE en 2 sous-indicateurs de risque pour la santé humaine (IRSA aigu, IRSA chronique) et 3 sous-indicateurs environnementaux, les indicateurs relatifs aux trois compartiments environnementaux : l'eau, le sol et l'air (IRTE aquatique, IRTE invertébré terrestre, IRTE oiseaux) (Mghirbi et al., 2015; Mghirbi, 2016). Ces indicateurs sont ensuite intégrés dans un SIG afin de concevoir des cartes de répartition spatiale de l'impact sanitaire et environnemental des pratiques phytosanitaires agricoles. Ces cartes permettront d'identifier les parcelles à haut risque pour la santé humaine et l'environnement dans le bassin versant de la Gimone.

Étant donné la prédominance de l'agriculture au niveau du bassin versant, il s'avère que les pratiques agricoles, y compris les produits phytosanitaires appliqués par les agriculteurs, ont un impact sur la qualité de l'eau. Le bassin versant de Gimone est considéré comme un territoire à forte pression agricole et à faible potentiel de résilience à la pollution diffuse compte tenu de ses caractéristiques physiques qui jouent un rôle négatif dans le transfert de polluants.

Notre étude repose sur deux types de données :

- Une base de données géographique qui représente les données parcellaires de l'ensemble du bassin versant de Gimone avec toutes les parcelles géoréférencées des deux sources de données géographiques (RPG, c'est-à-dire base de données du registre parcellaire graphique français, et OSC, c'est-à-dire carte d'occupation du sol de 2017).
- Une base de données sur les pratiques phytosanitaires qui représente tous les traitements phytosanitaires (applications de pesticides) sur les parcelles étudiées et tous les paramètres liés à l'application des produits phytopharmaceutiques (identifiant de l'exploitation, identifiant de la parcelle, superficie de la parcelle, zone traitée, IFT, dose homologuée, dose appliquée, IRSA et ses sous-indicateurs, IRTE et ses sous-indicateurs).

[21] **EToPhy software (2020),** APP deposit n°: IDDN.FR.001.090003.000.S.P.2020.000.31500

L'IRSA est un indicateur de notation qui évalue la toxicité aiguë et chronique des produits phytopharmaceutiques en tenant compte des propriétés physico-chimiques et toxicologiques des matières actives. L'IRTE évalue le risque de toxicité des produits phytosanitaires sur les organismes vivants non ciblés dans chaque compartiment environnemental (eau, air, sol) en fonction des caractéristiques écotoxicologiques et physico-chimiques des matières actives.

La base de données des pratiques phytosanitaires est issue d'une multitude d'enquêtes de terrain qui ont été menées sur plusieurs années (2009-2018) sur plusieurs parcelles agricoles dans les départements du Tarn-et-Garonne, Gers, Hérault et Gironde. La plupart des données utilisées sont celles de la campagne agricole 2017 afin de conserver la même année d'étude de la vulnérabilité des eaux de surface à la pollution diffuse.

Depuis 2009, l'équipe de recherche de l'Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier (CIHEAM-IAMM) construit une base de données des pratiques phytosanitaires collectées auprès des agriculteurs et des coopératives agricoles dans les départements du sud de la France.



Figure 41. Visite de quelques exploitations agricoles des agriculteurs adhérents à la coopérative Qualisol pour élaborer les enquêtes de terrain et la collecte de données, Janvier 2020.

La base de données des pratiques phytosanitaires sera utilisée pour calculer les indicateurs de risque et de pression phytosanitaire pour les différentes parcelles étudiées. Les enquêtes réalisées sur les deux départements du Tarn-et-Garonne et Gers sont celles qui vont servir à l'analyse spatiale sur le bassin versant de la Gimone. En raison du manque de données sur la viticulture

dans ces deux départements, et dans le but d'étudier au mieux cette culture très consommatrice en pesticides, nous nous sommes servis des enquêtes menées dans les départements de l'Hérault et de la Gironde. L'étude de cette culture est justifié également par notre intérêt d'avoir un référentiel du risque de toxicité des pratiques phytosanitaires sur la santé et l'environnement en fonction des cultures et du mode de production biologique et conventionnelle afin de comparer les pratiques phytosanitaires. Le choix de ces deux départements est fait en raison de leur orientation technico-économique majoritairement viticole. Avec 115 223 hectares de vignes en production en 2019, la Gironde est le premier département viticole français, devant l'Hérault (81 300 ha), en conventionnel comme en bio (selon les données du recensement agricole d'Agreste 2020[22]). Selon les données publiées par l'Agence Bio[23] en 2023, la part des surfaces bio du département de la Gironde est de 19.4 %, celle du département de l'Hérault est de 25.1 %.

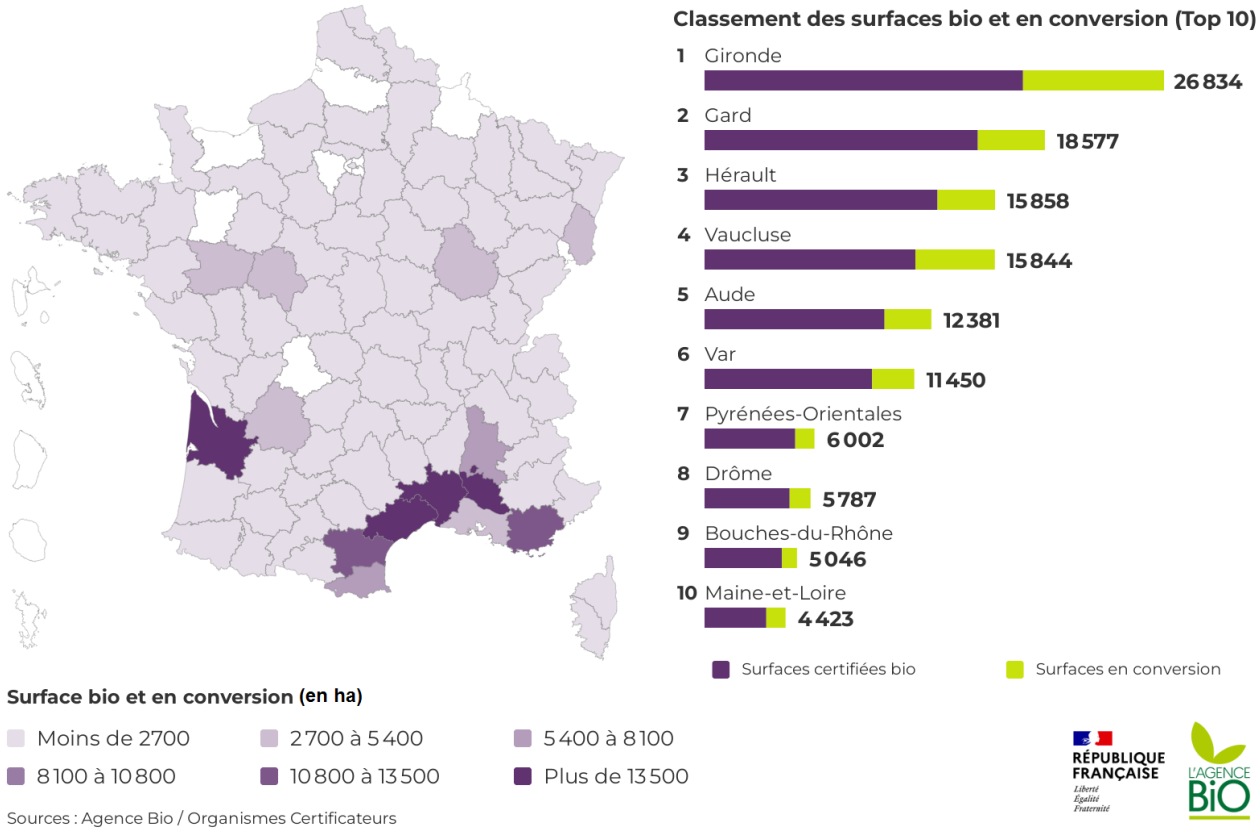


Figure 42. Répartition géographique, par département, des surfaces viticoles biologiques et en reconversion en 2023
(Source : Agence Bio, 2023)

[22] **RA Agreste 2020.** https://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/AgresteNAEtudes_7juin2020_FFvitiGironde_RECTIFICATIF_cle0edc51-1.pdf

[23] Agence Bio, 2023. https://www.agencebio.org/observatoire-de-la-production-bio-nationale/

Afin de réaliser cette analyse des pratiques phytosanitaires agricoles, un échantillon de 161 exploitations (3340 parcelles) a été sélectionné sur le bassin versant de Gimone (dans les deux départements du Gers et Tarn-et-Garonne) et un échantillon de 49 exploitations viticoles représentatives a été sélectionné au cours d'une seule année 2015/2016 dans les deux départements de la Gironde et de l'Hérault. Dans le département de la Gironde, 507 itinéraires technique de traitement des cultures ont été collectés (ce qui correspond au nombre de parcelles). Ces enquêtes en Gironde ont été réalisées en collaboration avec l'INRAE de Bordeaux, unité de recherche ETBX (Aouadi et al., 2020, Aouadi et al., 2021). Dans le département de l'Hérault, 190 itinéraires techniques de traitement des cultures ont été collectés auprès des vignerons (Mghirbi et., 2015 ; Mghirbi, 2016). L'échantillonnage des parcelles viticoles de ce département a été réalisé dans le cadre du projet de recherche TRam (Plan Ecophyto 2018) (Le Grusse et al., 2014 ; Mghirbi, 2016 ; Mghirbi et al., 2015, 2018). Ces exploitations sont réparties en vigne conventionnelle/intégrée et biologique dans les deux départements de la Gironde et de l'Hérault. La distribution de notre échantillonnage des enquêtes de terrain sur les quatre départements est illustrée dans le tableau suivant (tableau 11).

Tableau 11. Récapitulatif de la distribution des enquêtes de terrain sur les départements du Gers, Tarn-et-Garonne, Gironde et Hérault
(Source : Enquêtes de terrain Gers et Tarn-et-Garonne (2012-2018) ; Gironde (2016) ; Hérault (2009-2012, 2018))

Départements	Nombre de cultures	Nombre d'exploitations	Nombre de parcelles	Surface (ha)
Gers et Tarn et Garonne (2012-2018)	30	161	3 340	14 053
Gironde (2016)	1	39	507	922
Hérault (2009-2012, 2018)	1	10	190	369

La répartition des cultures dans chaque département, avec le nombre des parcelles et les surfaces, est présentée dans les deux tableaux suivants 12 et 13.

Tableau 12. Répartition des parcelles viticoles étudiées sur les deux départements de la Gironde et de l'Hérault
(Source : Enquêtes de terrain Gironde (2016) et Hérault (2009-2012, 2018))

Départements	Cultures	Nombre de parcelles	Surface (ha)
Gironde	Vigne conv/intég.	467	727
	Vigne bio	40	196
	Total	**507**	**923**
Hérault	Vigne conv/intég.	180	349
	Vigne bio	10	20
	Total	**190**	**369**
Total	**Viticulture**	**697**	**1 291**

Cet échantillonnage permettra d'évaluer l'impact sanitaire et environnemental des pratiques agricoles de protection des cultures à l'aide des indicateurs de pression (IFT) et de risque (IRSA et IRTE) issus de l'outil EToPhy sur les exploitations viticoles enquêtées dans l'Hérault et la Gironde, et selon les systèmes d'agriculture conventionnelle/intégrée et biologique.

Les enquêtes dans les deux départements Gers et Tarn-et-Garonne sont fusionnées ensemble, nous n'avons pas distingé les cultures et les parcelles de chaque département à part (tableau 13).

Tableau 13. Répartition des cultures selon les parcelles étudiées sur les deux départements du Gers et Tarn-et-Garonne
(Source : Enquêtes de terrain Gers et Tarn-et-Garonne (2012-2018))

Catégories de cultures	**Cultures**	**Nombre de parcelles**	**Surface (ha)**
Grandes cultures	Blé tendre	1 113	5 699
	Tournesol	685	3 049
	Maïs grain	209	1 093
	Colza	200	1 113
	Blé dur	182	882
	Orge	164	577
	Soja	103	517
	Sorgho	38	134
	Triticale	35	97
	Lin oléagineux	32	167
	Pois chiche	29	148
	Prairie	11	30
	Lentilles	9	32
	Pois	9	33
	Féverole	7	48
	Maïs fourrage	7	34
	Coriandre	3	7
	Ray-grass	3	12
	Avoine	1	4
	Total	**2 840**	**13 673**
Arboriculture	Pommier	308	216
	Pommier bio	12	6
	Cerisier	50	8
	Prunier	32	22
	Prunier bio	6	2
	Pêcher	8	1
	Poirier bio	8	2
	Kiwi	3	1
	Kiwi bio	3	1
	Abricotier	3	0,1
	Total	**433**	**259**
Maraichage	Ail	53	109
	Oignon	2	1
	Carotte	1	4
	Total	**56**	**114**
Viticulture	Vigne–Raisins de table	11	7
Total	**30 cultures**	**3 340**	**14 053**

2. Choix des paramètres de risque et calcul des notes du risque potentiel

L'évaluation des pratiques de protection des végétaux repose sur la complémentarité entre l'IFT, l'IRSA, l'IRTE et les sous-indicateurs de risque (IRSA aigu; IRSA chronique; IRTE terrestre ; IRTE oiseaux et IRTE aquatiques) qui permettent de déterminer le degré de toxicité des pratiques pour la santé humaine et pour les trois compartiments environnementaux : le sol, l'air et l'eau (Mghirbi et al., 2015; Mghirbi, 2016).

Dans cette étude, le choix des paramètres est basé sur les indicateurs de risque IRSA (Indicateur de risque pour la santé de l'applicateur) et IRTE (Indicateur du risque de toxicité pour l'environnement), tous deux calculés à l'aide du logiciel EToPhy. Ces indicateurs sont génériques et modulaires et peuvent être calculés à différents niveaux, de la parcelle à l'exploitation (Mghirbi et al., 2015; Mghirbi, 2016; Grimene et al., 2019). Ils sont ensuite utilisés pour analyser les risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires par culture.



Figure 43. Présentation des indicateurs et des sous indicateurs de risque
(Source : Plateforme Dephyto[24])

L'indicateur de risque sur la santé de l'applicateur (IRSA) est un indicateur de notation. Il évalue la toxicité aiguë et chronique des produits phytopharmaceutiques en tenant compte des propriétés physico-chimiques et toxicologiques des matières actives. En outre, cet indicateur est subdivisé en sous-indicateurs : toxicité aiguë (IRSA aigu), qui est liée à l'irritation de la peau et des yeux, à

[24] **Plateforme Dephyto.** https://www.dephyto.com/indicateurs-impact-des-pesticides-agricoles

l'inhalation, etc., et toxicité chronique (IRSA chronique), qui représente les risques liés au cancer, reproduction, neurotoxicité et perturbation endocrinienne (Samuel et coll., 2012; Mghirbi et coll., 2015; Mghirbi, 2016). Cet indicateur est basé sur le calcul de l'indice de risque de toxicité (IRT) qui prend en compte la toxicité aiguë et chronique des matières actives avec son facteur de persistance (bioaccumulation dans les tissus vivants).

L'indicateur de risque de toxicité sur l'environnement (IRTE) évalue les impacts éco-toxicologiques sur les organismes vivants non ciblés (invertébrés terrestres, oiseaux, organismes aquatiques) ainsi que le comportement physico-chimique des molécules dans le milieu récepteur (mobilité, persistance dans le sol, bioaccumulation). Son calcul est basé sur les paramètres physicochimiques, l'écotoxicité, les facteurs d'interception, la dérive, le ruissellement et le potentiel de drainage (Samuel et coll., 2012; Mghirbi et coll., 2015; Mghirbi, 2016; Grimene et al., 2019). Cet indicateur est divisé en trois sous-indicateurs : IRTE terrestre (IRTE T), IRTE oiseaux (IRTE B) et IRTE aquatique (IRTE A). Ils permettent aux décideurs et aux chercheurs de mettre en œuvre des stratégies pour protéger les organismes cibles, principalement les abeilles et les insectes pollinisateurs, et de réduire la toxicité dans les milieux aquatiques.

2.1 Calcul des notes du risque potentiel

Les valeurs d'IRSA et d'IRTE, ont été fournies par le logiciel EToPhy qui permet le calcul de ces données à partir des valeurs de références existant dans sa base de données. Ainsi pour chaque indicateur, les valeurs pondérées à l'hectare sont calculées pour chaque parcelle. Chaque parcelle a été traitée à part pour calculer la valeur pondérée par hectare de l'indicateur. Ce travail a été fait à l'aide du tableau dynamique croisé d'Excel.

Les calculs des indicateurs IRSA et IRTE selon les formules inscrites dans les figures 44 et 45 :

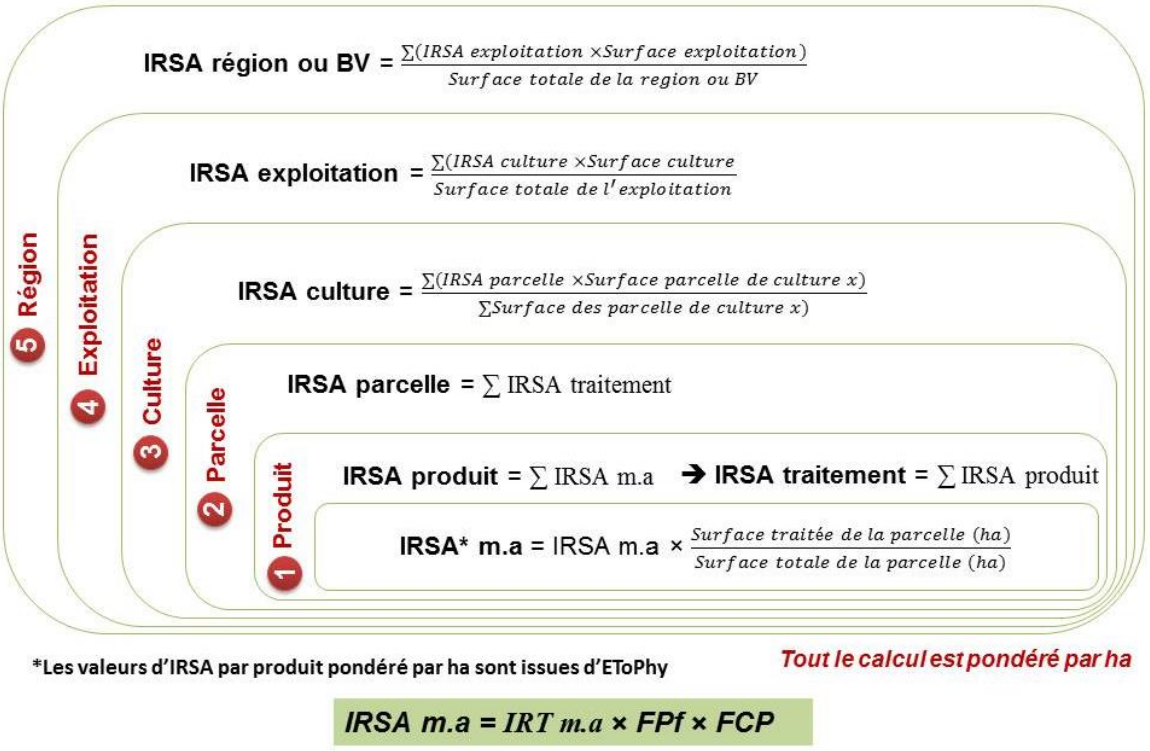


Figure 44. Calcul de l'indicateur IRSA à différentes échelles
(Source : Grimene, 2024)

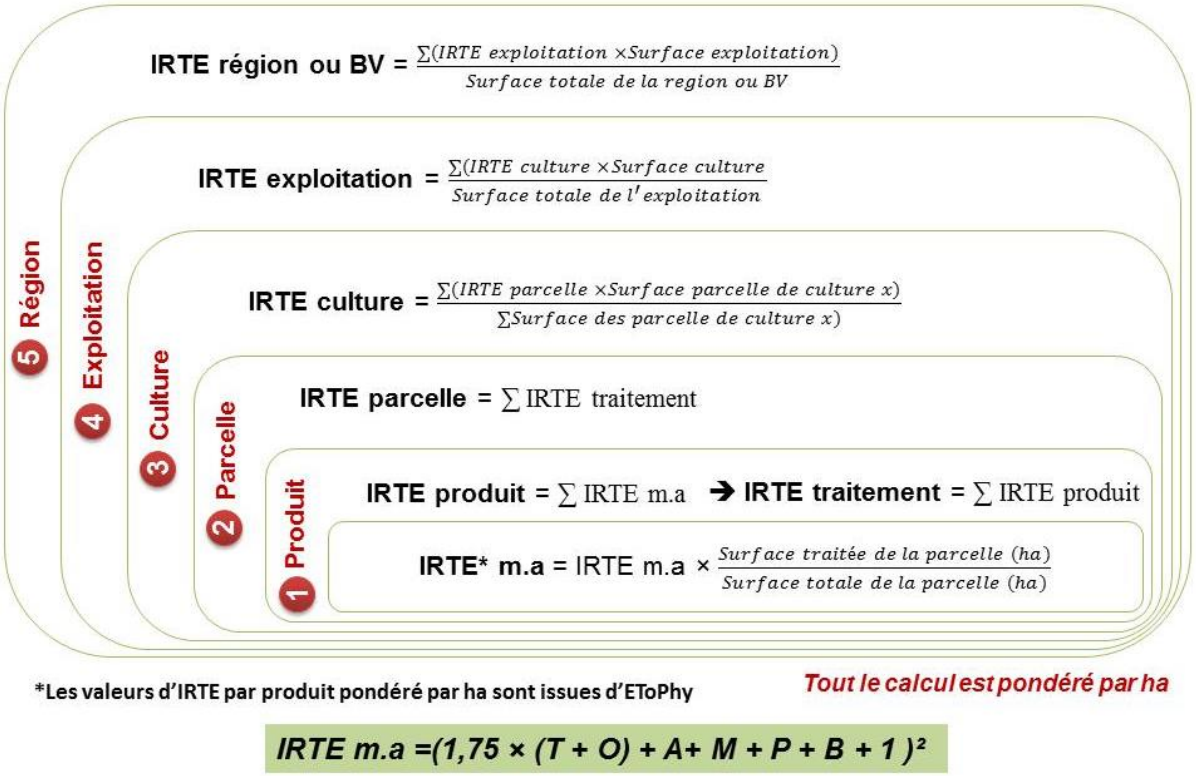


Figure 45. Calcul de l'indicateur IRTE à différentes échelles
(Source : Grimene, 2024)

A l'issu de ce calcul, un tableau est créé pour chaque culture, il contient en ligne les différentes parcelles et en colonnes les valeurs des indicateurs calculées. L'indicateur de pression phytosanitaire IFT a été calculé de la même manière de calcul des indicateurs du risque potentiel, puisqu'il est calculé par le logiciel EToPhy. Les valeurs des indicateurs sont très variables d'une parcelle à une autre. Les deux exemples des cultures de colza d'hiver et de vigne sont illustrés dans les tableaux de calcul 14 et 15.

Tableau 14. Indicateurs de risque potentiel des parcelles de colza d'hiver (valeurs/ha)

Parcelle	IRSA	IRTE	Tox. aiguë	Tox. chronique	Tox. terrestre	Tox. aquatique	IFT
1	1298	613	736	562	440	**173**	1,7
2	**678**	383	463	215	151	232	3,3
3	3540	1672	2388	1152	554	1118	7,6
4	**7506**	3050	4059	3447	1644	**1401**	13,9

Cet exemple montre bien que la variabilité des valeurs des indicateurs existe au sein d'une même culture. Les agriculteurs ne traitent pas de la même façon leurs parcelles agricoles ce qui donne lieu à une grande hétérogénéité des indicateurs de risque. Les valeurs de l'indicateur IRSA varient entre 678 et 7506. De même, l'indicateur de toxicité aquatique varie entre 173 et 1401.

Tableau 15. Indicateurs de risque potentiel des parcelles de vigne-raisins de table (valeurs/ha)

Parcelle	IRSA	IRTE	Tox. aiguë	Tox. chronique	Tox. terrestre	Tox. aquatique	IFT
1	1856	1748	1590	266	747	1002	**4,3**
2	8907	**10734**	7750	1157	4786	5948	11,3
3	10072	**3694**	6517	3555	1512	2137	16,4
4	8300	5592	6027	2273	2171	3299	**22,8**

Sur ce deuxième exemple, les valeurs sont très variables également. Un exemple de quatre parcelles est représenté pour illustrer les résultats de calcul des indicateurs. L'indicateur IRTE varie entre 3694 et 10734. Cette variabilité existe aussi pour l'IFT indicateur de pression phytosanitaire avec une valeur de 4,3 pour la première parcelle de vigne contre une valeur de 22,8 pour la quatrième parcelle. Ceci justifie le recours à la classification automatique des indicateurs afin de former des groupes plus homogènes et avoir des moyennes plus représentatives pour étudier le risque associé à une telle culture.

2.2 Classification automatique des indicateurs du risque potentiel

Il existe de nombreuses techniques statistiques visant à partitionner un ensemble de données en différentes classes ou sous-groupes. Il existe deux types de classification (Nakache et Confais, 2003) :

- La classification hiérarchique : telle que la classification ascendante hiérarchique (CAH) ;
- La classification par partition : telle que l'algorithme de partitionnement, les k-means.

Les indicateurs de risque calculés par parcelle représentent les critères de classification. Nous avons groupé les parcelles de chaque culture dans des tableaux séparés. Au lieu de calculer une valeur moyenne par indicateur et par culture, nous avons choisi de procéder à la classification ascendante hiérarchique et à l'algorithme k-means afin d'obtenir trois classes de risque de toxicité potentiel lié à l'usage des pesticides par culture (bas intrant, moyen intrant et fort intrant). Ce choix est justifié par le fait que les indicateurs présentent une large variabilité comme nous l'avons déjà expliqué dans le paragraphe précédent. Cette étape de classification des indicateurs de risque a pour objectif de définir trois valeurs pour chaque indicateur tout en adoptant une classification en trois groupes. Ainsi au lieu d'avoir une valeur moyenne de l'indicateur par culture, nous avons travaillé à partir de trois valeurs représentatives pour chaque indicateur correspondant à la variabilité du choix et du mode de traitement phytosanitaire.

2.2.1 Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Cette méthode de classification consiste à regrouper les individus les plus semblables (homogénéité intra-classe) et ceux les plus hétérogénes (hétérogénéité inter-classe) au sein d'une même classe. La CAH sert à définir des classes d'individus à partir d'une ou plusieurs variables quantitatives. La CAH va ensuite rassembler les individus de manière itérative afin de produire un dendrogramme ou arbre de classification (Nakache et Confais, 2003). La classification est ascendante car elle part des observations individuelles. Elle est hiérarchique car elle produit des classes ou groupes de plus en plus vastes, incluant des sous-groupes en leur sein. En découpant cet arbre à une certaine hauteur choisie, sera produite la partition désirée. Dans notre cas d'étude une classification en trois groupes est envisagée selon le calcul de l'Indice de Calinski Harabasz de prédiction et d'optimisation de nombre de groupe de classification (figure 47 p. 134). L'algorithme de classification a été créé à l'aide du logiciel R (Voir annexe 1) appliquant les étapes suivantes (figure 46 p. 132).

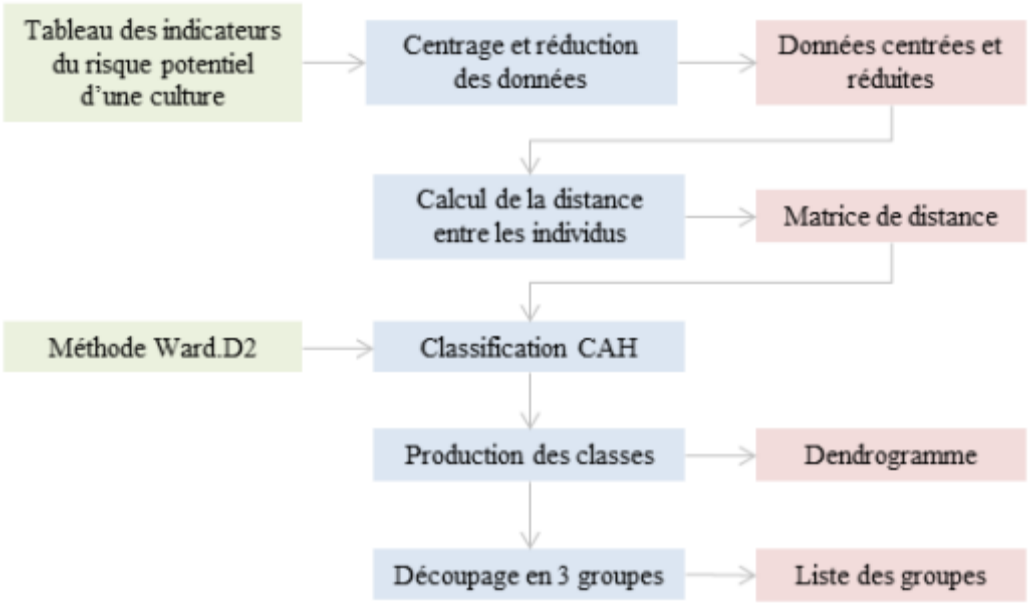


Figure 46. Démarche de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)
(Source : Grimene, 2024)

Le résultat final a été finalisé sous la forme d'un dendrogramme de 3 classes par culture. Ce résultat nous donne une idée sur la répartition des parcelles agricoles d'une telle culture en trois groupes les plus hétérogènes possibles entre eux. Le résultat souhaité est d'avoir des itinéraires techniques type pour chaque mode de traitement phytosanitaire. C'est-à-dire, que chaque groupe créé représente les parcelles ayant des pratiques phytosanitaires similaires. Ainsi, nous allons pouvoir calculer des valeurs moyennes des indicateurs de risque pour chaque mode de traitement phytosanitaire. Le résultat souhaité est de 3 valeurs par culture et par indicateur. Les groupes créés représentent les trois types d'itinéraires techniques de traitements phytosanitaires adoptés par les agriculteurs :

- Un traitement phytosanitaire à bas intrant ;
- Un traitement phytosanitaire à moyen intrant ;
- Un traitement phytosanitaire à fort intrant.

L'itinéraire technique le plus important pour l'étude du risque potentiel de pollution diffuse est celui à fort intrant du fait qu'il regroupe les valeurs de risque les plus élevés et les plus nocifs sur la santé humaine et sur l'environnement. Nous allons utiliser ce groupe pour le calcul du risque estimé, croisé avec la vulnérabilité du milieu.

2.2.2 Classification par k-means

Cette classification est une méthode de classification très différente de la méthode de CAH (Classification Ascendante Hiérarchique). Il est possible de choisir le nombre de classes d'observations ou de variables. Nous pouvons souhaiter que l'algorithme génère exactement 3 classes aussi différentes que possible les unes des autres (Nakache et Confais, 2003). C'est le type de problème que l'on peut résoudre grâce à l'algorithme des kmeans. D'une manière générale, les k-means produisent exactement k classes aussi différentes entre elles que possible. Le plus souvent, à l'issue d'une analyse par les k-means, nous examinons les moyennes de chaque classe sur chacune des dimensions pour estimer dans quelle mesure nos k classes sont différentes. Idéalement, nous devrions obtenir des moyennes très différentes pour presque toutes les dimensions utilisées dans l'analyse, voire toutes. Nous nous servirons ainsi de ces moyennes pour définir les valeurs moyennes de chaque paramètre de vulnérabilité pour les différentes classes obtenues. L'algorithme de k-means a été appliqué via le logiciel R. La fonction de calcul s'appelle « kmeans », elle est issue de la librairie « stats » du R. Elle nécessite en entrées le nombre des groupes souhaité et le nombre d'itérations avec les différents individus de départ. Donc le nombre de groupes est fixé d'avance. A chaque itération (ou essai), l'algorithme affecte chaque individu à la classe dont le centre est le plus proche. Au final, les centres de classes sont recalculés à partir des individus rattachés. L'avantage de cette méthode de classification automatique réside dans sa capacité à traiter les très grandes bases de données (Nakache et Confais, 2003). Ce qui justifie notre choix de l'appliquer sur nos 3340 parcelles. K-means, à la différence de la CAH, ne fournit pas d'outil d'aide à la détection du nombre de classes. Il faut le programmer sous R ou utiliser des procédures proposées par des packages dédiés. Le schéma est souvent le même : on fait varier le nombre de groupes tout en surveillant l'aptitude des individus à être plus proches de ses congénères du même groupe que des individus des autres groupes. Pour ce faire, il fallait surveiller l'évolution de la proportion d'inertie expliquée par la partition, afin de trouver le « point d'inflexion de la courbe » dans le graphique de représentation du nombre de groupes en fonction du pourcentage d'inertie expliqué. Le choix est fait pour le calcul de l'indice de Calinski Harabasz pour l'optimisation du nombre de groupes de classification de nos données. Le but était de valider le choix et d'adopter une partition en 3 groupes. Les résultats de calcul appliqué sur les deux cultures de tournesol et vigne sont représentés par la figure ci-après.

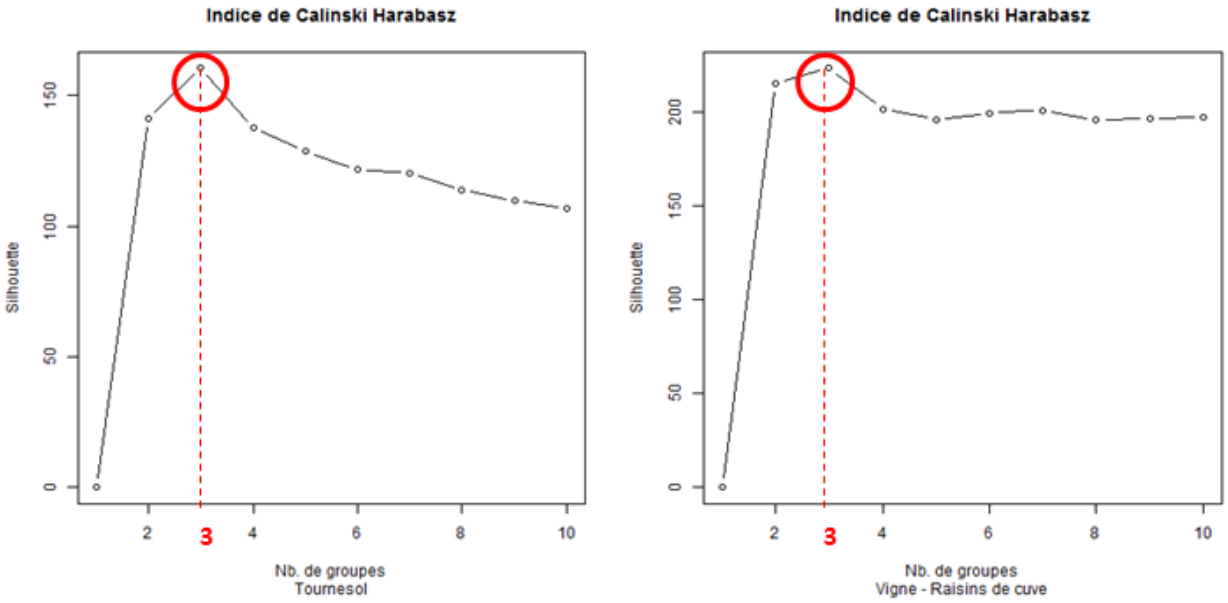


Figure 47. Indice de Calinski Harabasz de prédiction et d'optimisation de nombre de groupe de classification par k-means
(Source : Grimene, 2024)

L'allure de chacune des deux courbes montre qu'à partir de k=3 classes, l'adjonction d'un groupe supplémentaire n'augmente pas significativement la part d'inertie expliquée par la partition. Ce qui valide bien notre choix de 3 classes. Le reste du calcul du risque potentiel sera basé sur les valeurs des indicateurs du troisième groupe obtenus par les moyennes de k-means et CAH.

2.3 Discrétisation des indicateurs et attribution des notes du risque potentiel

Afin de représenter les indicateurs sur un système d'information géographique et de déterminer ainsi la carte du risque potentiel, il était indispensable de classer les résultats de calcul en intervalles pour apprécier le niveau du risque. Pour cela, ont été définies des classes qui aident à la décision. Il s'agit d'une discrétisation des paramètres du risque potentiel d'une façon globale, indépendamment des cultures. Cela nécessite l'analyse des valeurs d'un tel indicateur et leurs variabilités d'une culture à une autre afin de définir des niveaux de risque en allant du risque le plus élevé, représenté par les valeurs enregistrées sur les cultures les plus polluantes, jusqu'au risque le plus faible. Les seuils et les limites des classes ont été déterminés à partir des résultats calculés sur notre cas d'étude et de la littérature qui porte sur la même thématique. Les étapes de calcul des indicateurs de risque potentiel traitées le long de ce chapitre ainsi que la méthode de discrétisation sont tous résumées dans le schéma conceptuel ci-après.

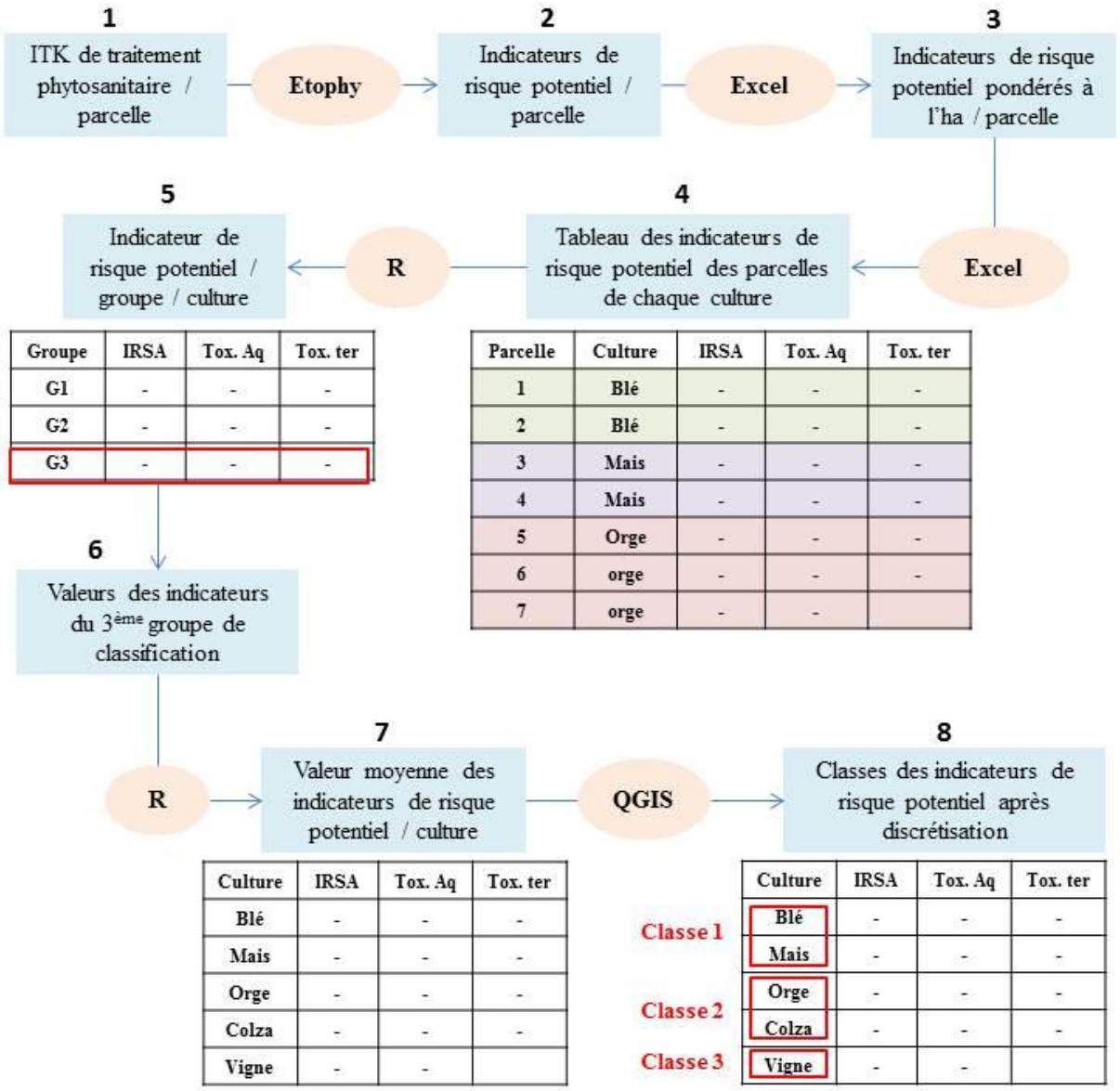


Figure 48. Synthèse des étapes de classification du risque potentiel des traitements phytosanitaires des cultures sur le bassin versant de la Gimone
(Source : Grimene, 2024)

Des notes du risque ont été attribuées aux classes du risque obtenues après la discrétisation des indicateurs, ce qui nous a donné une distribution homogène des notes sur l'ensemble des cultures et des parcelles. Chaque parcelle a eu une note de risque potentiel de pollution phytosanitaire diffuse. L'attribution des notes a été faite avec la même méthode que la notation de la vulnérabilité, suivant une suite géométrique en allant de 2 à 32. La méthode de discrétisation appliquée est celle de Jenks (discrétisation par ruptures naturelles) à l'aide du logiciel QGIS. Ce mode de discrétisation assure que pour chaque classe les valeurs sont les plus proches possibles (à tendance homogène) et les classes sont les plus éloignées possibles (à tendance hétérogène).

On l'applique en raison de la distribution hétérogène des indicateurs de risque des différentes parcelles étudiées.

3. Démarche d'analyse des pratiques phytosanitaires selon les modes de production et analyse spatiale du risque potentiel

L'analyse du risque sanitaire et environnemental s'est basée, dans notre travail de recherche, sur deux méthodes de travail qui servent par la suite à établir deux types de résultats et d'analyse :

- **Une analyse des pratiques phytosanitaire selon les modes de production** *:* dans cette analyse, nous avons fait le choix de travailler sur les pratiques viticoles du sud de la France et précisement dans les deux régions viticoles bordelaise (Département de la Gironde) et Languedoc (Département de l'Hérault).
- **Une analyse spatiale du risque potentiel :** cette analyse est faite sur l'échelle du bassin versant de la Gimone, situé sur les deux départements du Gers et Tarn-et-Garonne.

La démarche d'analyse des pratiques phytosanitaires selon les modes de production a été établie en se basant sur les enquêtes des pratiques viticoles dans les deux départements de la Gironde et de l'Hérault. Cette analyse sert à étudier les produits phytosanitaires utilisés pour traiter les champs viticoles, connus par leur consommation excessive en pesticides. Le but de ce travail est d'analyser les différentes matières actives employées et d'étudier leur contribution au risque sanitaire et environemental et par la suite d'établir une comparaison entre les pratiques phytosanitaires entre les modes de production conventionnel/raisonné et biologique. La figure ci-après (figure 49) présente l'approche méthodologique de l'analyse des pratiques phytosanitaires dans les vignobles du sud de la France. Elle illustre la base de données initiale et son utilisation dans le processus de calcul des indicateurs de pression et de risque : IFT, IRSA, IRTE (Ayadi et al., 2014 ; Mghirbi et al., 2015).

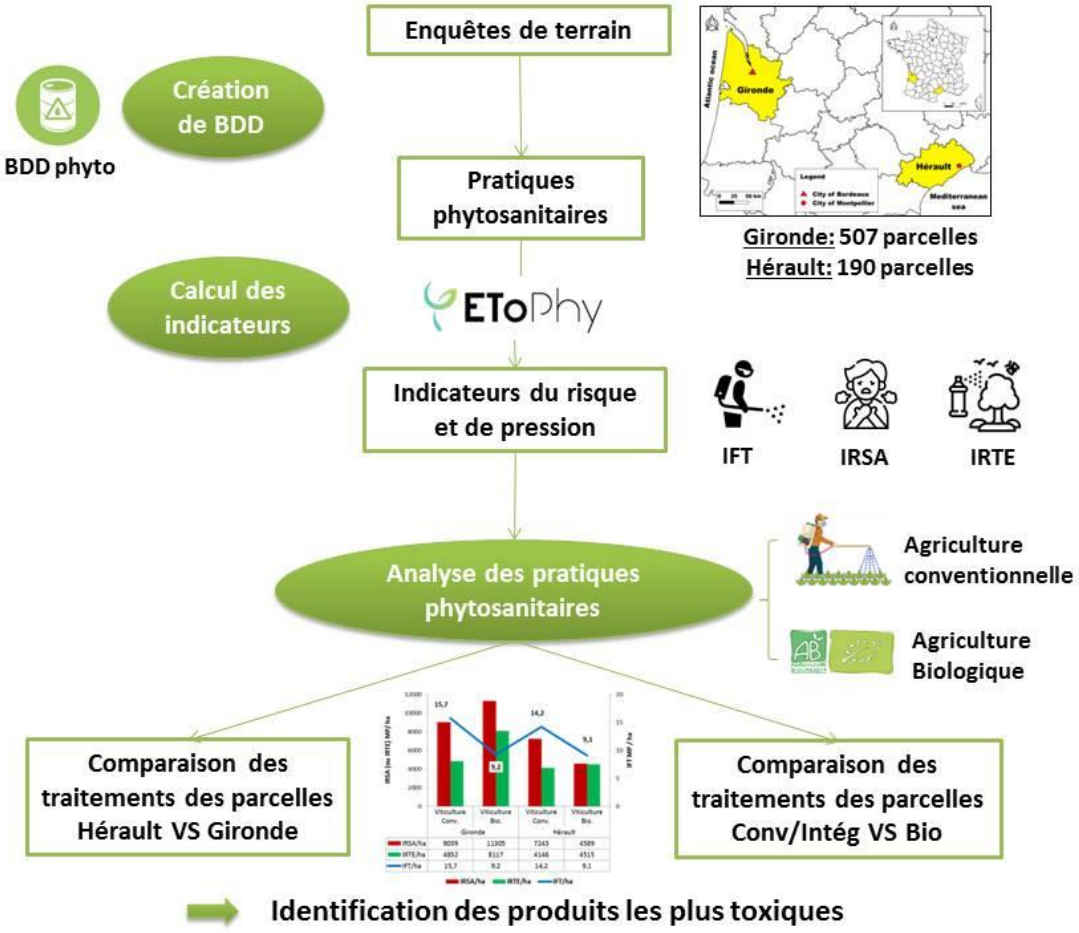


Figure 49. Approche méthodologique d'analyse des pratiques phytosanitaires agricoles selon les modes de production
(Source : Grimene, 2024)

La méthodologie utilisée dans notre travail afin aborder la question de la gestion des pratiques phytosanitaires repose sur la description de la répartition spatiale des niveaux de polluants et du risque lié à cette pollution, en fonction des cultures présentes sur le territoire. Principalement, les paramètres utilisés sont le risque pour la santé humaine et le risque pour l'environnement.
La démarche suivie est représentée par la figure ci-après (figure 50).

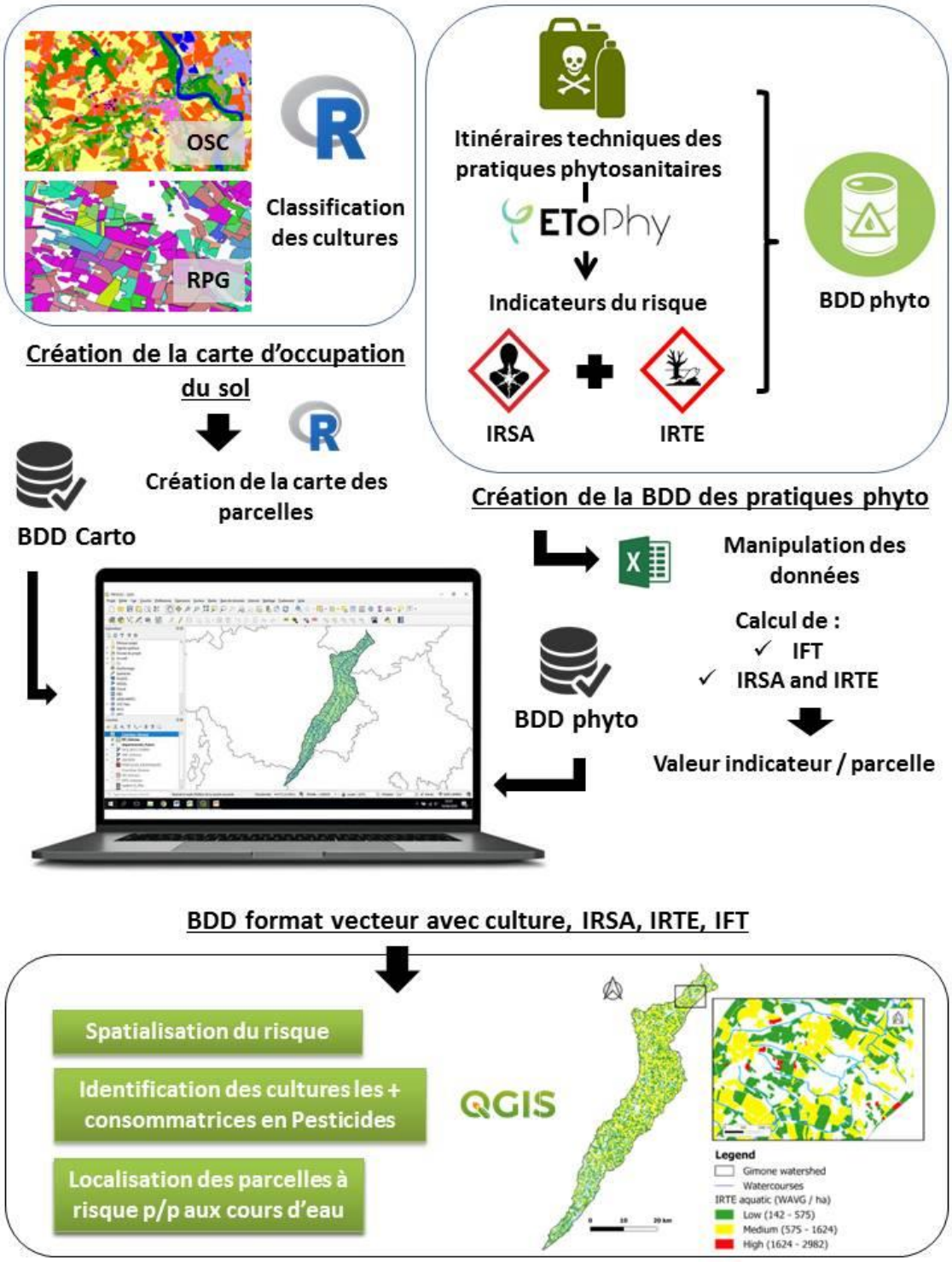


Figure 50. Démarche méthodologique d'analyse spatiale du risque potentiel (Source : Grimene, 2024)

Dans un premier temps, une recherche bibliographique a été effectuée sur les différentes notions théoriques utilisées dans cette étude. Cette étape vise à comprendre la situation actuelle de la pollution diffuse en France, les risques pour l'environnement et la santé humaine ainsi que les instruments requis pour évaluer et gérer cette pollution. Les indicateurs de risque sont les outils

qui nous intéressent principalement, avec une intégration de la dimension d'analyse spatiale afin de présenter la répartition de la charge polluante et son risque de toxicité sur le territoire étudié. Après avoir examiné la littérature et évalué le risque des pratiques phytosanitaires dans l'espace, nous avons opté pour le calcul de l'Indicateur de Risque sur la Santé de l'Applicateur (IRSA) et l'Indicateur de Risque de Toxicité sur l'Environnement (IRTE) ainsi que les sous indicateurs.

Nous nous servons de la carte d'occupation des sols créée lors des étapes précédentes du travail. La prochaine étape est la mise en place d'une base de données des pratiques phytosanitaires pour les cultures présentes sur le bassin versant. Les données intégrées ont été collectées grâce à la fusion des bases de données disponibles. Ensuite, il est essentiel de procéder à une vérification et à une correction des informations collectées afin de valider les données. Par la suite, divers calculs ont été faits pour présenter les données en fonction des paramètres établis auparavant. Cette manipulation permet de repérer les substances actives les plus couramment utilisées, les cultures les plus consommatrices et la localisation géographiques des parcelles à haut niveau de risque par rapport aux ressources naturelles et aux habitats.

Lors de cette étape, il est nécessaire d'inclure les données enregistrées dans la base de données des pratiques phytosanitaires dans la table attributaire du fichier spatial de la carte d'occupation du sol précédemment établie. En utilisant le logiciel QGIS, les données intégrées permettront de créer des cartes qui illustrent la répartition spatiale du risque de toxicité associé à chaque culture et à chaque parcelle.

4. Méthode d'analyse du risque estimé global issu du croisement de la vulnérabilité et du risque potentiel

Le risque estimé représente le risque obtenu après multiplication des notes de la vulnérabilité globale des milieux naturels et le risque potentiellement généré par les pratiques phytosanitaires agricoles. La méthode de calcul sert à la multiplication des notes pour montrer que lorsqu'il n'existe pas de pratiques polluantes, le risque estimé est nul. Ainsi, les ressources ne sont pas exposées à un risque de pollution même s'ils représentent une forte vulnérabilité (figure 51).

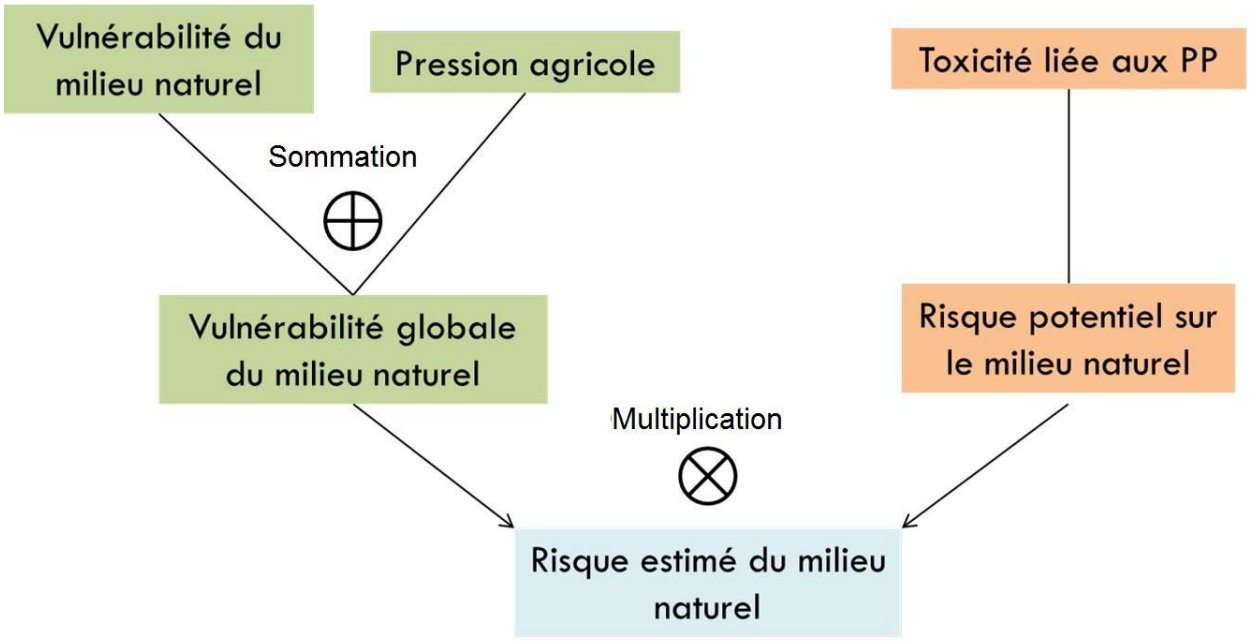
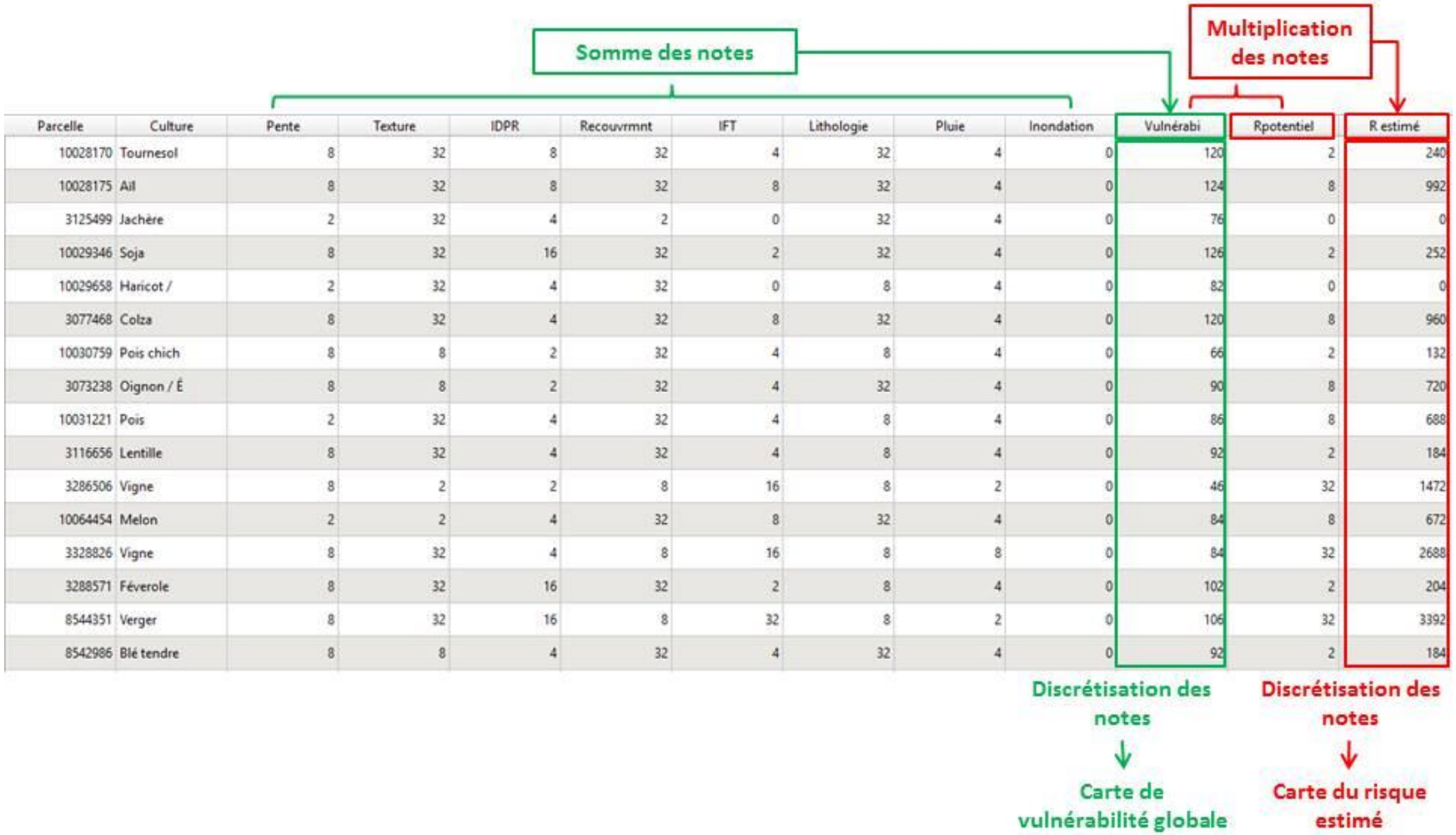


Figure 51. Principe de calcul des notes de risque estimé
(Source : Grimene, 2024)

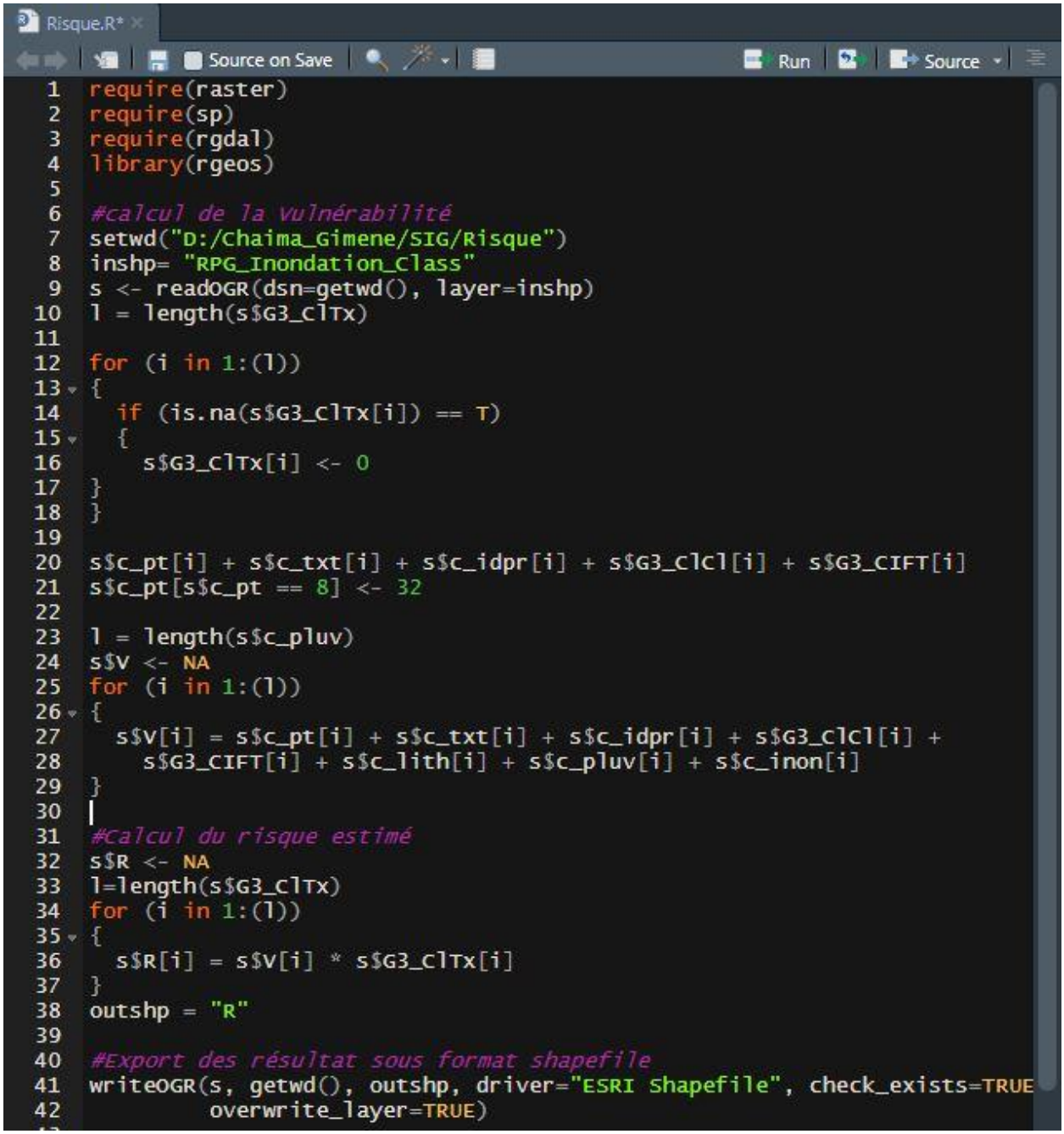
De même, les résultats de la multiplication permettent d'avoir des valeurs beaucoup plus élevées. Cela donne lieu à une distribution plus large des notes et également de mieux mettre en évidence la variabilité des niveaux du risque estimé sur notre zone d'étude, le bassin versant de la Gimone. Nous nous sommes servi d'une part des notes de la vulnérabilité globale obtenues suite à la sommation de tous les paramètres de vulnérabilité et d'autre part des notes du risque potentiel calculées à l'aide des moyennes des classes générées par la classification k-means.

Le croisement des deux notes a été fait pour chaque parcelle à part. Le calcul est fait via une ligne de commande R (figure 53), qui sert à traiter d'une manière rapide cette masse de données. Le résultat obtenu a été enregistré dans une colonne du même tableau de calcul.



Parcelle	Culture	Pente	Texture	IDPR	Recouvrmnt	IFT	Lithologie	Pluie	Inondation	Vulnérabi	Rpotentiel	R estimé
10028170	Tournesol	8	32	8	32	4	32	4	0	120	2	240
10028175	Ail	8	32	8	32	8	32	4	0	124	8	992
3125499	Jachère	2	32	4	2	0	32	4	0	76	0	0
10029346	Soja	8	32	16	32	2	32	4	0	126	2	252
10029658	Haricot /	2	32	4	32	0	8	4	0	82	0	0
3077468	Colza	8	32	4	32	8	32	4	0	120	8	960
10030759	Pois chich	8	8	2	32	4	8	4	0	66	2	132
3073238	Oignon / É	8	8	2	32	4	32	4	0	90	8	720
10031221	Pois	2	32	4	32	4	8	4	0	86	8	688
3116656	Lentille	8	32	4	32	4	8	4	0	92	2	184
3286506	Vigne	8	2	2	8	16	8	2	0	46	32	1472
10064454	Melon	2	2	4	32	8	32	4	0	84	8	672
3328826	Vigne	8	32	4	8	16	8	8	0	84	32	2688
3288571	Féverole	8	32	16	32	2	8	4	0	102	2	204
8544351	Verger	8	32	16	8	32	8	2	0	106	32	3392
8542986	Blé tendre	8	8	4	32	4	32	4	0	92	2	184

Figure 52. Méthode de calcul des notes du risque estimé
(Source : Capture d'écran de la table attirutaire de QGIS, Réalisation : Grimene, 2024)



```
Risque.R*
Source on Save | Run | Source
1  require(raster)
2  require(sp)
3  require(rgdal)
4  library(rgeos)
5
6  #calcul de la Vulnérabilité
7  setwd("D:/Chaima_Gimene/SIG/Risque")
8  inshp= "RPG_Inondation_Class"
9  s <- readOGR(dsn=getwd(), layer=inshp)
10 l = length(s$G3_ClTx)
11
12 for (i in 1:(l))
13 {
14   if (is.na(s$G3_ClTx[i]) == T)
15   {
16     s$G3_ClTx[i] <- 0
17 }
18 }
19
20 s$c_pt[i] + s$c_txt[i] + s$c_idpr[i] + s$G3_ClCl[i] + s$G3_CIFT[i]
21 s$c_pt[s$c_pt == 8] <- 32
22
23 l = length(s$c_pluv)
24 s$V <- NA
25 for (i in 1:(l))
26 {
27   s$V[i] = s$c_pt[i] + s$c_txt[i] + s$c_idpr[i] + s$G3_ClCl[i] +
28     s$G3_CIFT[i] + s$c_lith[i] + s$c_pluv[i] + s$c_inon[i]
29 }
30
31 #Calcul du risque estimé
32 s$R <- NA
33 l=length(s$G3_ClTx)
34 for (i in 1:(l))
35 {
36   s$R[i] = s$V[i] * s$G3_ClTx[i]
37 }
38 outshp = "R"
39
40 #Export des résultat sous format shapefile
41 writeOGR(s, getwd(), outshp, driver="ESRI Shapefile", check_exists=TRUE
42          overwrite_layer=TRUE)
```

Figure 53. Code R de calcul des notes du risque estimé et création du résultat sous format de couche géographique shapefile [25]
(Source : Grimene, 2024)

Le report des valeurs issues de calcul sous RStudio se fait sur les différents pixels de la carte qui constituent une maille carrée regroupant les différentes notes (figure 54).

[25] **Capture d'écran de code R :** Ce code résume la méthode et les étapes de calcul du risque estimé. Le reste des codes R sont présentés en annexes sous forme des captures d'écran.

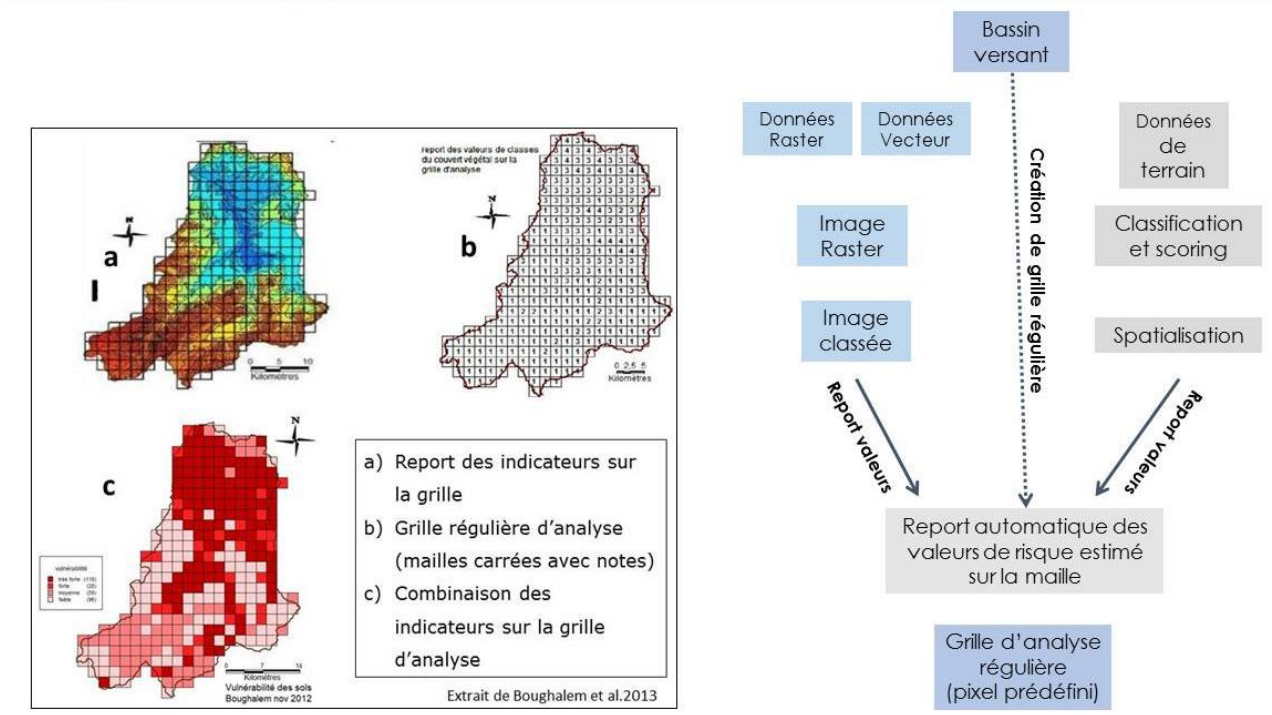


Figure 54. Report des notes de risque estimé sur la maille de la couche géographique du bassin versant de la Gimone
(Source : Adapté de Boughalem et al., 2013)

La grille d'analyse utilisée pour renseigner les notes de risque estimé est une maille de pixels de 10 mètres. Elle couvre le bassin versant de la Gimone et sert à conserver une échelle de précision très fine des notes calculées, précisément les notes de vulnérabilité puisqu'elles ont été établies en partant des données géographiques à haute résolution spatiale.

La superposition de la délimitation des parcelles agricoles de la Gimone avec la grille d'analyse régulière permet ainsi la lecture des notes de risque estimé directement sur chaque pixel inclus dans la délimitation d'une parcelle donnée. Ce qui fait que chaque pixel correspond à une note de vulnérabilité, une note de risque potentiel et une note de risque estimé.

Le changement d'échelle en passant d'une carte des notes calculées par pixel à une carte des notes calculées par parcelle est le résultat final souhaité pour faciliter la lecture et l'analyse des niveaux du risque et plus présicement pour s'en servir comme support de dialogue interactif avec l'agriculteur pour la proposition des solutions de gestion des pratiques phytosanitaires au niveau de la parcelle traitée.

En effet, l'identification des zones vulnérable et à risque va permettre (1) d'améliorer la gestion des pratiques phytosanitaires à l'échelle des parcelles en se basant sur les particularités des

traitements des cultures et la localisation/proximité des parcelles par rapport aux ressources naturelles, en particulier les ressources en eau (cours d'eau, surface en eau, ...), et ce en réduisant et évitant l'usage des produits à risque élevé sur le milieu aquatique et (2) de mettre en place des plans d'action spécifiques pour réduire la charge de la pollution phytosanitaire diffuse sur les ressources naturelles tels que la plantation des haies et la mise en place des aménagements d'hydraulique douce.

Conclusion du chapitre 3

Les composantes de la méthode exposée dans ce chapitre soulignent l'importance des indicateurs de toxicité et de pression en tant qu'outils de diagnostic et d'évaluation des pratiques phytosanitaires. En réalisant des enquêtes auprès des coopératives et des agriculteurs, la base de données des ITK de traitement et d'utilisation des pesticides a révélé la variété des stratégies de traitement parmi les agriculteurs et les cultures. L'évaluation des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et sur les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol) a été mise en œuvre grâce au calcul des indicateurs agro-environnementaux (IFT, IRSA, IRTE) et des sous-indicateurs (IRSA chronique, IRSA aigu, IRTE aquatique, IRTE terrestre, IRTE oiseaux).

En analysant ces indicateurs sur les parcelles agricoles, il sera possible de différencier les traitements phytosanitaires (produits utilisés et mode de production) qui sont respectueux de l'environnement et de la santé humaine et les traitements qui contribuent à la pollution diffuse et à la dégradation des ressources naturelles.

Ce chapitre s'articule autour de qutre parties qui nous a aidés à répondre à plusieurs questions : Sur quelle base de données l'analyse des pratiques phytosanitaires a été établie ? Quelles sont les indicateurs utilisés pour étudier le risque et la pression phytosanitaire et comment le calcul a été fait ? Quelle est l'approche utilisée pour analyser les pratiques de traitement phytosanitaire et comment peut-on inclure l'analyse spatiale pour mieux représenter les résultats sur le territoire du bassin versant de la Gimone ?

Dans ce chapitre nous nous sommes basés sur des méthodes d'analyse statistiques afin de mieux représenter la distribution et la variabilité des résultats. Nous avons également présenté l'approche d'analyse spatiale du risque potentiel et estimé global ainsi que la méthode d'attribution des notes sur la grille matricielle de définition de la zone d'étude.

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE

L'étude de la pollution phytosanitaire diffuse et l'évaluation du risque de pollution ont été réalisées dans le bassin versant de la Gimone. L'objectif de cette étude est d'examiner les possibilités de l'analyse spatiale et de la cartographie afin de les présenter comme des outils d'aide à la prise de décision pour une gestion plus rationnelle des pratiques phytosanitaires agricoles. Il se traduit aussi par des suggestions d'aménagement territorial qui peuvent être mises en œuvre. Afin d'atteindre cet objectif, un outil d'analyse spatiale « PixelPhytoRisk » a été développé. Les objectifs de cet outil se résument en deux principaux points : 1) Elaborer des cartes de spatialisation des zones vulérables et des parcelles à haut niveau de risque de pollution diffuse et 2) servir comme support d'analyse pour proposer de nouveaux leviers de réduction des risques liés à l'usage des pesticides et des mesures de gestion de leur transfert vers les ressources naturelles. En fonction des résultats d'analyse spatiale établis par l'outil PixelPhytoRisk, nous pouvons analyser la vulnérabilité des ressources naturelles face à la charge polluante issue des parcelles traitées en fonction du mode de production et des produits appliqués. L'enchainement entre le choix d'indicateurs de risque et de vulnérabilité, la conception de l'outil d'analyse spatiale et l'analyse des plans d'actions de gestion du risque de pollution diffuse permet d'aboutir à la conception d'une démarche systémique et multicritère pour la gestion des pratiques phytosanitaires.

Ce travail de recherche à la fois analytique et cartographique présente, malgré toutes contraintes, une démarche méthodologique claire pour une gestion plus efficace de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires. D'une part, notre démarche multicritère implique la création d'une base de données des pratiques phytosanitaires, la mise au point d'une méthode d'évaluation de la vulnérabilité et du risque et la représentation de la distribution spatiale à différentes échelles des résultats des indicateurs calculés. Le choix de l'introduction de cette dimension spatiale a permis d'identifier les zones vulnérables et celles qui sont caractérisées par un risque de toxicité élevé afin de déterminer l'origine de la pollution diffuse et ses impacts sur les ressources naturelles. En effet, les cartes produites seront utilisées comme un outil d'aide à la décision, un support de dialogue interactif avec les différents acteurs impliqués dans la gestion des ressources naturelles, notamment la qualité des ressources en eau, et l'usage des pesticides en agriculture. Cet échange permettra d'enrichir les réflexions autour des plans d'action mutualisés afin d'améliorer l'état des ressources naturelles.

TROISIEME PARTIE

ANALYSE DES PRATIQUES PHYTOSANITAIRES ET EVALUATION DE LA VULNERABILITE ET DU RISQUE DE POLLUTION DIFFUSE DANS LE CADRE D'UNE APPROCHE DE GESTION PARTICIPATIVE

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE

La troisième partie est consacrée aux résultats d'analyse spatiale du risque et de vulnérabilité. Les éléments présents dans cette partie sont généralement des cartes ou des calculs d'analyse statistique. L'objectif de cette partie est de présenter la distribution de l'usage des pesticides dans le bassin versant de la Gimone ainsi que le risque associé à cet effet.

Le chapitre 1 est dédié à l'analyse descriptive des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire. En se basant sur ces indicateurs, nous pouvons mener notre analyse du risque soit selon les cultures ou les modes de production. L'étude de ces indicateurs nous permet également de suivre les pics d'utilisation des pesticides, plus précisément des MA, et d'identifier les cultures les plus consommatrices en pesticides.

Le chapitre 2 illustre les résultats des cartes de vulnérabilité pour chaque indicateur à part puis leur combinaison afin d'avoir une représentation spatiale homogène des niveaux de vulnérabilité. Ces cartes sont traitées et analysées pour chaque enjeu à part, vulnérabilité des ressources en eaux superficielles, vulnérabilité des écosystèmes et de la biodiversité et vulnérabilité sanitaire et humaine.

Le chapitre 3 présente les résultats d'analyse spatiale du risque de pollution phytosanitaire diffuse au niveau des parcelles agricoles du bassin versant de la Gimone. Une première partie est dédiée à l'analyse des cartes de risque potentiel calculé à partir des indicateurs de risque par parcelle et par culture. La deuxième partie est consacrée à la présentation du risque estimé qui résulte d'un croisement de la vulnérabilité et du risque potentiel.

CHAPITRE 1. EVALUATION DE LA VULNERABILITE DES RESSOURCES NATURELLES : APPLICATION SUR LE BASSIN VERSANT DE LA GIMONE

1. Résultats de calcul des notes de vulnérabilité

Le calcul des notes de vulnérabilité se fait à travers des indicateurs de vulnérabilité prédéfinis précédement dans la partie méthode. La classification de chaque indicateur donne lieu à des notes variant de 2 à 32 (voir tableaux 9 p. 115 et 10 p. 117). Ainsi les notes de vulnérabilité globale sont issues de la somme des notes des différents indicateurs.

Le tableau 16 p. 149 présente un exemple de calcul des notes de vulnérabilité sur quelques parcelles du bassin versant de la Gimone. Le calcul des notes de vulnérabilité de chaque indicateur a été fait à part avant de procéder à la combinaison des différentes notes des différents indicateurs.

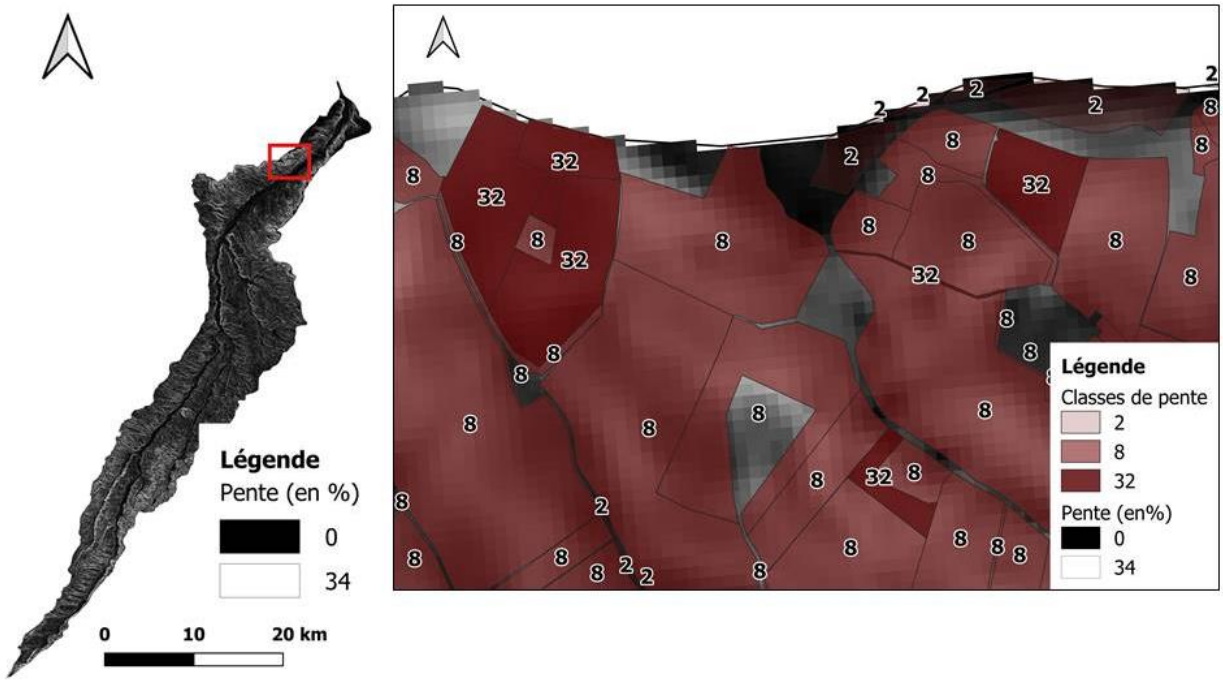


Figure 55. Exemple de calcul des notes de vulnérabilité de l'indicateur de pente sur des parcelles du bassin versant de la Gimone
(Source : Digital Elevation Model, RPG 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 55 présente un exemple de calcul des notes de vulnérabilité de l'indicateur de pente sur quelques parcelles du bassin versant de la Gimone. La couche géographique de pente est classée selon l'élévation du terrain de 0 à 34%. Les valeurs en pourcentage sont attribuées sur chaque

pixel de 25×25m. La première étape de travail sert à calculer la moyenne du pourcentage d'élévation par parcelle, sur la base des pixels inclus dans la délimitation de la même parcelle. La seconde étape sert à extraire cette moyenne et la modifier en note de vulnérabilité selon le barème de classification expliqué dans le tableau 9 et ceci à travers un découpage selon la couche géographique du parcellaire graphique RPG 2017.

Tableau 16. Résultats de calcul des notes de vulnérabilité sur quelques parcelles du bassin versant de la Gimone

Parcelle	Culture	Pente	Lithologie	Texture du sol	Couvert du sol	Pluvio-mètrie	IDPR	Inondation	IFT	Vulnérabilité globale
1	Blé tendre	2	8	2	32	2	2	0	4	52
2	Colza	8	8	2	32	4	4	0	8	66
3	Colza	2	8	32	32	4	16	0	8	102
4	Colza d'hiver	2	8	2	32	2	2	0	8	56
5	Féverole	2	32	2	32	8	4	0	2	82
6	Orge	2	8	2	32	2	2	0	4	52
7	Pois	8	32	2	32	2	2	0	4	82
8	Soja	2	8	2	32	2	4	0	2	52
9	Tournesol	8	8	8	32	8	16	0	4	84
10	Verger	8	8	8	8	4	16	0	16	76
11	Verger	2	32	2	8	4	2	0	32	124
12	Vigne	2	8	2	8	2	4	0	16	42
13	Vigne	2	8	32	8	8	8	0	16	128

2. Analyse spatiale des cartes de vulnérabilité

Les résultats du calcul des indicateurs de vulnérabilité des ressources en eau de surface ont été présentés en analysant les valeurs de vulnérabilité et les seuils pour chaque indicateur. Nous nous sommes également intéressés à l'évaluation de l'intérêt des indicateurs de vulnérabilité dans l'étude de la pollution diffuse et leur contribution à la vulnérabilité globale dans le cadre d'une étude multi-dimensionnelle et multicritère. Les résultats seront également discutés afin d'analyser la répartition spatiale des zones vulnérables et de mettre en œuvre des plans d'action et des solutions d'aménagement du territoire pour améliorer la gestion de la pollution phytosanitaire diffuse à différents niveaux.

L'étude de la vulnérabilité des eaux de surface a été déterminée à partir de la somme de 9 indicateurs : pente, lithologie, texture du sol, réseau hydrologique, pluviométrie, ruissellement, inondations, couverture du sol et pression phytosanitaire. Les indicateurs étaient représentés par des scores de vulnérabilité allant du score de vulnérabilité le plus bas 2 au score de vulnérabilité

le plus élevé 32. Les indicateurs de vulnérabilité ont été illustrés sous la forme de cartes de vulnérabilité individuelles illustrées à la figure 39 p. 110 de la section Méthodologie. Les scores enregistrés au niveau de la parcelle sont considérés comme le score de vulnérabilité d'une parcelle spécifique à la pollution phytosanitaire diffuse. La représentation des scores de vulnérabilité pour chaque indicateur couvre l'ensemble du territoire du bassin versant de Gimone. Afin d'illustrer la variabilité des niveaux de vulnérabilité d'un indicateur à l'autre, les scores ont été divisés en 3 catégories :

– Faible score de vulnérabilité

– Moyen score de vulnérabilité

–Fort score de vulnérabilité

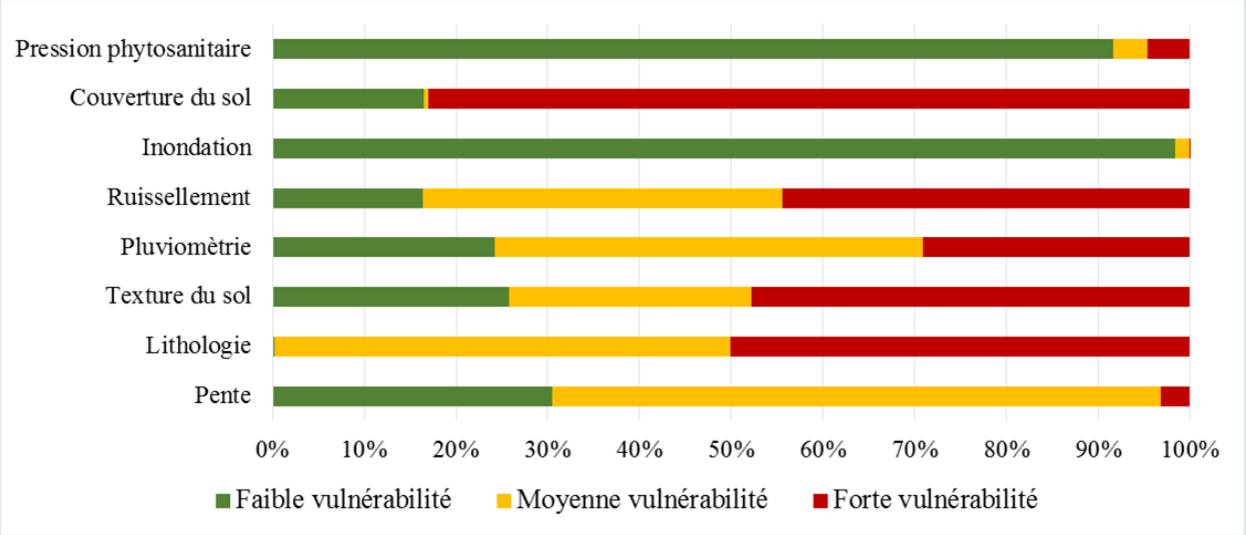


Figure 56. Distribution des classes de vulnérabilité en fonction des indicateurs calculés (Source : Calcul des pourcentages sur RStudio ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 56 montre cette distribution pour chacun des indicateurs calculés sur toute la superficie du bassin versant de Gimone. Les valeurs des indicateurs de vulnérabilité montrent une variation qui résulte des différentes caractéristiques qui existent entre les parcelles. Afin de mieux comprendre la distribution des niveaux de vulnérabilité pour les indicateurs utilisés dans l'étude de la vulnérabilité des eaux de surface, une interprétation des résultats de chaque indicateur a été effectuée comme suit.

La pente donne lieu à un niveau de vulnérabilité moyen à faible : 98% des scores calculés sont classés comme appartenant aux deux classes de vulnérabilité moyenne et faible. La zone d'étude est située sur une pente moyenne inférieure à 15 %. Par conséquent, la vulnérabilité de l'environnement est moins sensible à cet indicateur, d'où les faibles scores de vulnérabilité associés à cet indicateur dans presque toute la zone d'étude.

La lithologie des sols du Gimone montre une vulnérabilité élevée sur plus de la moitié du bassin versant. Les zones les plus vulnérables sont principalement représentées par les alluvions, les limons et les marnes qui sont très sensibles à l'érosion due au ruissellement. Cette structure du sol accentue le transport des polluants vers les cours d'eau. La représentation cartographique de la vulnérabilité associée à cet indicateur illustrée à la figure 39 montre que les zones les plus vulnérables sont situées dans les fonds de vallées où se développent les sols alluviaux. Ils se caractérisent par leur imperméabilité de surface qui fait stagner l'eau.

La texture du sol est généralement fine. Elle couvre 32 % de la surface totale du bassin hydrographique. Cette texture facilite la formation de croûtes de recouvrement du sol, d'où le ruissellement et le transport des polluants de la parcelle vers les cours d'eau. La carte de vulnérabilité associée à cet indicateur géolocalise les zones les plus sensibles au recouvrement du sol dans tout le centre du bassin versant de Gimone (figure 39).

La pluviométrie a légèrement contribué à la vulnérabilité de l'environnement compte tenu des scores de vulnérabilité faibles et moyens enregistrés sur la majeure partie du territoire. L'année 2017 n'a pas été trop pluvieuse sur le site d'étude, ce qui a affaibli le niveau de vulnérabilité associé à cet indicateur (moins de 900 mm d'accumulation annuelle dans la majeure partie du bassin versant). De plus, les zones les plus sensibles à cet indicateur se trouvent dans la partie amont du bassin versant (dans sa partie sud) avec des accumulations de pluie supérieures à 900 mm. Cela provoque le ruissellement des eaux de pluie de l'amont vers l'aval, qui peuvent être chargées de particules de pollution.

Le ruissellement potentiel calculé à l'aide de l'indicateur IDPR donne lieu à 45 % des scores de vulnérabilité élevée sur l'ensemble du territoire. Cet indicateur contribue à la vulnérabilité de l'environnement et à un impact direct sur la pollution des eaux de surface. La vulnérabilité élevée liée au potentiel de ruissellement est présente de façon discontinue dans l'ensemble du territoire du bassin hydrographique et est particulièrement située près des cours d'eau (figure 39). Cette observation permet de prédire le transfert rapide des polluants des parcelles traitées vers les cours d'eau.

L'inondation potentielle ne concerne que les parcelles agricoles situées à une certaine distance des cours d'eau. Le calcul a été effectué pour 2 % des parcelles du bassin versant où se trouvent des zones inondables. Les parcelles situées à proximité de ces zones sont responsables de la charge polluante qui est dispersée et transportée par les inondations saisonnières.

La couverture du sol représente plus de 80 % des scores de vulnérabilité élevés. Cet indicateur accentue la vulnérabilité de l'environnement tout en ayant de grandes surfaces cultivées en

grandes cultures. Il s'agit d'une couverture annuelle qui ne fixe pas le sol ou ne le couvre pas bien tout au long de l'année. Ces types de couverture végétale sont facilement inondés.

La pression phytosanitaire calculée sur la base de l'indicateur IFT montre une faible vulnérabilité pour plus de 90% des scores calculés. Cela est dû à la faible pression phytosanitaire exercée par les grandes cultures qui occupent presque toute la surface du bassin versant. Les pratiques phytosanitaires qui découlent des techniques de gestion des cultures qui comprennent des applications de traitement des cultures ne donnent pas lieu à une pression phytosanitaire élevée si nous les comparons à celles des vergers et des vignobles. Des parcelles soumises à une pression phytosanitaire élevée se trouvent souvent près des cours d'eau du bassin versant de Gimone (figure 39). Leur localisation est justifiée par la proximité d'une source d'irrigation; d'autre part, elle accentue la vulnérabilité de ces ressources à la pollution phytosanitaire diffuse.

La combinaison des scores de tous ces indicateurs permet d'étudier et de cartographier la vulnérabilité globale des ressources en eau de surface.

3. Evaluation de la vulnérabilité globale

L'étude de la vulnérabilité globale repose sur la combinaison des scores de vulnérabilité de tous les indicateurs prédéfinis face à la pollution diffuse des ressources en eau de surface par les pesticides. La distribution de ces scores a été effectuée de façon continue et homogène afin d'obtenir une carte représentative et facile à lire (figure 57 p. 154). La cartographie de la vulnérabilité globale a été faite au niveau de la parcelle seulement, car il est possible de lire les niveaux de vulnérabilité associés à chaque parcelle simplement en zoomant sur la carte. Le passage de ce niveau unique à un niveau plus large permet de donner un aperçu de la répartition de la vulnérabilité des ressources en eau de surface sur l'ensemble du territoire. À ce niveau, il sera possible de géolocaliser les zones à forte vulnérabilité et de les traiter en se référant aux cartes de vulnérabilité individuelles associées à chaque indicateur afin de connaître les facteurs qui ont contribué à cette vulnérabilité.

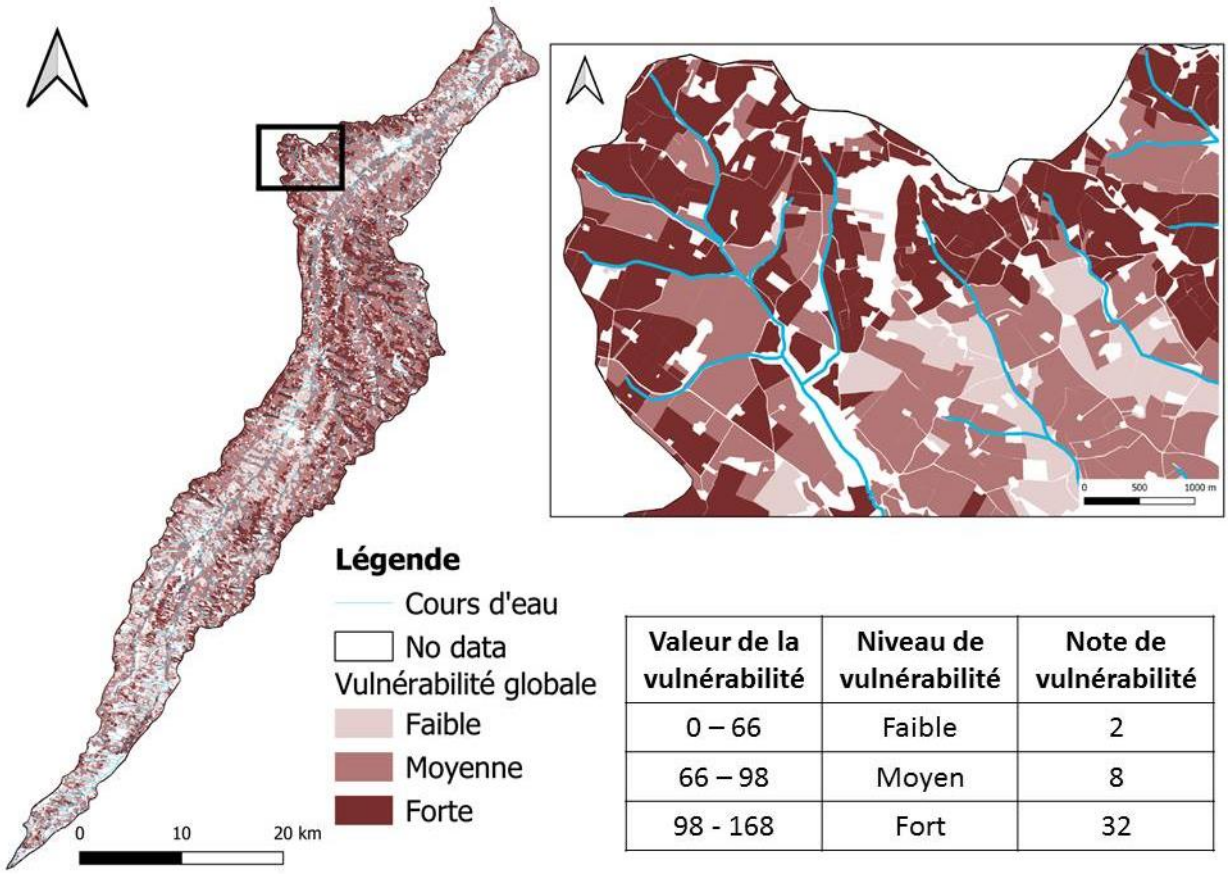
Les données utilisées pour le développement de cette carte sont des données quantitatives sous forme de scores de vulnérabilité. Afin d'améliorer la lisibilité des niveaux de vulnérabilité, ces scores ont été classés en 3 catégories qualitatives : faible, moyenne et élevée (figure 57). Les codes de couleur sur cette carte représentent les niveaux de vulnérabilité qui résultent de la discrétisation de tous les scores. La couleur rouge indique les zones les plus vulnérables. Ils sont principalement concentrés dans la partie aval du bassin versant (dans sa partie nord) dans les zones où la pente est très raide (> 15%). Ainsi, les parcelles qui exercent une pression phytosanitaire sur les cours d'eau sont situées au bord des étendues d'eau, contrairement à celles

qui sont relativement éloignées. Les parcelles adjacentes aux cours d'eau constituent alors la principale source de pollution. Un tiers de la superficie totale du bassin versant de Gimone est très vulnérable. Les zones les plus vulnérables couvrent 22 219 ha. La classe de vulnérabilité moyenne représente 50 % de la superficie totale du bassin versant, ce qui donne un total de 82 % des zones classées comme étant moyennement à fortement vulnérables. Les plages vides, sur la carte, représentent les terres non agricoles, telles que les zones d'habitation et les surface en eau.

Ces résultats soulèvent de nombreuses questions concernant l'état des ressources naturelles du bassin versant qui sont soumises à une forte vulnérabilité à la pollution phytosanitaire diffuse. Dans cette situation, seules les décisions des agriculteurs et leurs choix concernant les pratiques phytosanitaires peuvent contrôler la qualité des ressources et aider à les préserver.

La cartographie des niveaux de vulnérabilité par l'attribution d'un score à chaque parcelle constitue un outil de décision pertinent pour les agriculteurs et les gestionnaires territoriaux car elle offre des résultats plus lisibles et aide à la décision. La production a été faite au niveau des parcelles selon leur degré d'impact sur les ressources naturelles. Elle permettra également la spatialisation de ces indicateurs pour réaliser une analyse spatiale multicritère qui permettra à son tour d'évaluer la vulnérabilité associée à chaque indicateur. Ceci montre l'avantage de cette méthode de travail pour simplifier la représentation de l'interaction complexe de plusieurs facteurs. A un niveau plus large, la répartition spatiale des niveaux de vulnérabilité permet d'évaluer la vulnérabilité du territoire à diffuser la pollution issue de l'agriculture.

Cette représentation spatiale offre un aperçu général du niveau de vulnérabilité sur l'ensemble du bassin versant et assure également l'identification des zones les plus vulnérables afin de mettre en œuvre des solutions de gestion. Dans notre étude de cas, les résultats obtenus fournissent des informations au niveau de la parcelle et du territoire. Il est donc relativement facile de passer d'un niveau de précision à un autre sur la même carte.



Valeur de la vulnérabilité	Niveau de vulnérabilité	Note de vulnérabilité
0 – 66	Faible	2
66 – 98	Moyen	8
98 - 168	Fort	32

Figure 57. Carte de la vulnérabilité globale des ressources en eau de surface dans le bassin versant de Gimone
(Source : BD Carthage, RPG 2017 ; Réalisation : Grimene et al., 2022)

Afin d'étudier l'effet des différents indicateurs de vulnérabilité sur le comportement de l'indicateur de vulnérabilité global, nous avons calculé le pourcentage de contribution de chaque indicateur à la vulnérabilité globale. Ces travaux ont été menés en vue d'évaluer les facteurs qui jouent le rôle le plus important dans la vulnérabilité des ressources en eau à la pollution diffuse. Le graphique présente les résultats du calcul statistique de la part de vulnérabilité de chaque indicateur via le calcul de la somme de la superficie des parcelles qui montrent une vulnérabilité élevée (figure 58). L'observation des résultats révèle que la vulnérabilité globale est principalement sensible à la couverture du sol surtout mais aussi à la lithologie, la texture et le ruissellement. Ces deux indicateurs sont les principaux facteurs de conditionnement de la vulnérabilité globale de l'environnement. Ce constat est justifié par les scores de vulnérabilité élevés enregistrés au niveau des parcelles avec un couvert végétal annuel non protecteur et aussi des parcelles situées sur des sols facilement érodables. La sensibilité associée à ces deux indicateurs de vulnérabilité montre que la nature du couvert végétal impacte systématiquement la vulnérabilité d'un tel environnement physique à la pollution phytosanitaire diffuse. De même, la

nature des sols et leur niveau d'érodibilité sont considérés comme un facteur élémentaire dans la génération de vulnérabilité d'un milieu donné. La vulnérabilité du bassin versant de Gimone est également sensible à la texture du sol et au potentiel de ruissellement. Ces deux paramètres provoquent l'érosion hydrique ainsi que la conduite rapide des particules de pollution vers les cours d'eau.

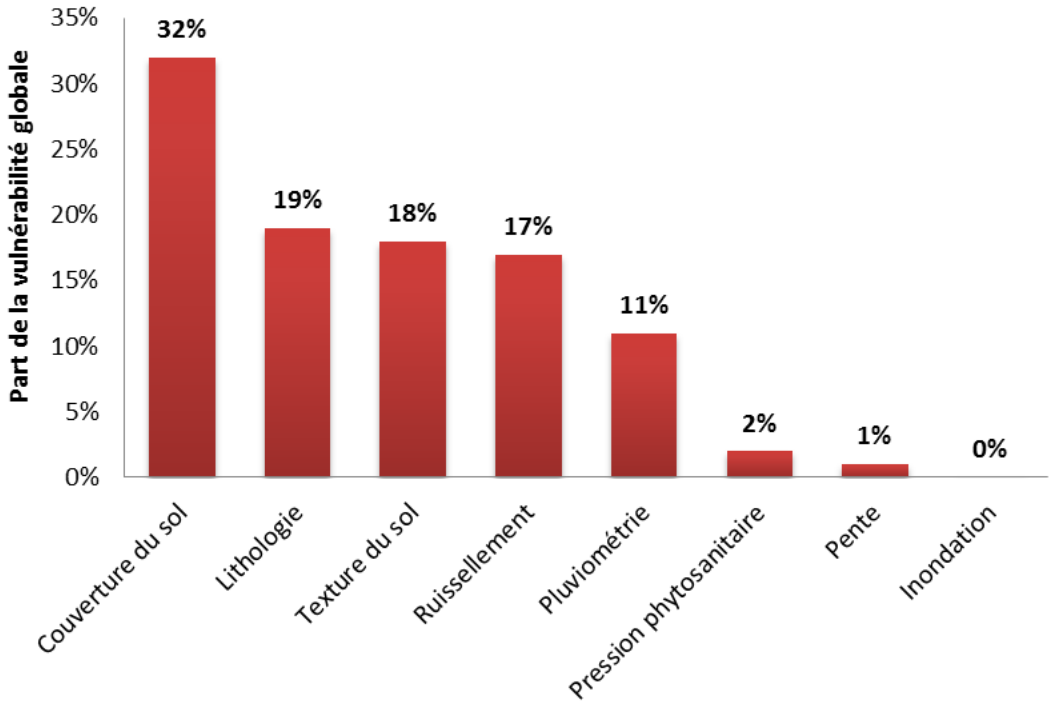


Figure 58. Contribution des différents indicateurs de vulnérabilité à la vulnérabilité globale des ressources en eau superficielles
(Source : Grimene et al., 2022)

Le graphique montre l'utilité des méthodes paramétriques dans l'étude des enjeux environnementaux. Grâce à l'indicateur de vulnérabilité global, qui provient en fait de la combinaison de plusieurs paramètres, nous avons pu évaluer la vulnérabilité des ressources en eau à la pollution diffuse et comprendre les relations de causalité qui existent entre les différents indicateurs et le potentiel de pollution pouvant être généré.

Conclusion du chapitre 1

Le défi majeur de cette étude réside dans la méthode de calcul adoptée pour l'obtention des scores de vulnérabilité globaux. Le choix a été inspiré par des systèmes paramétriques pour l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines (Vrba et Zaporozec, 1994 ; Murat, 2000) et des travaux de recherche sur la vulnérabilité des sols à l'érosion (Boughalem et al., 2013 ; Dumas, 2010). Dans notre étude de cas, nous avons défini un indicateur de vulnérabilité global qui

comprend 9 indicateurs de vulnérabilité simples et un indicateur de pression phytosanitaire qui décrit le potentiel de pollution pouvant être généré dans chaque parcelle. Trois éléments principaux sont ressortis de ces travaux :

– L'identification des paramètres qui contrôlent la vulnérabilité des ressources en eau de surface.

– L'identification des zones les plus vulnérables du bassin versant de la Gimone qui sont concentrées dans la partie aval du bassin versant près des cours d'eau.

– La spatialisation de la pression phytosanitaire via l'indicateur IFT au niveau des parcelles agricoles.

Au final, diverses observations nous ont permis de valider la pertinence et la contribution de la recherche multidisciplinaire qui intègre des approches d'analyse géographique et agronomique à la résolution d'un problème environnemental.

Une représentation spatiale des niveaux de vulnérabilité au niveau des parcelles agricoles

Le changement d'échelle a été un outil clé dans notre approche d'étude pour l'identification des parcelles qui représentent la principale source de pression phytosanitaire ainsi que les parcelles les plus sensibles à la pollution afin d'étudier leur proximité avec les cours d'eau. La représentation spatiale des résultats au niveau des parcelles est considérée comme un outil d'aide à la décision qui permet de classer les parcelles en fonction de leur niveau de contribution à la vulnérabilité des cours d'eau. Malgré les résultats de cette approche spatiale, l'identification des zones vulnérables reste limitée car la composante temporelle n'a pas été intégrée dans l'étude des différents indicateurs pouvant limiter la portée de cette étude. Il existe de fortes variations saisonnières qui pourraient être prises en compte pour certains paramètres tels que les précipitations et la pression phytosanitaire afin d'avoir des cartes dynamiques illustrant la variabilité spatio-temporelle de la vulnérabilité. Cette approche d'analyse temporelle est employée pour étudier seulement l'utilisation et le risque des matières actives employées en fonction des saisons, non associée aux paramètres de vulnérabilité du territoire étudié.

L'utilité des SIG et de la télédétection pour notre approche méthodologique

L'analyse spatiale de la vulnérabilité des eaux de surface permet de comprendre l'organisation spatiale de la zone d'étude et de déterminer les paramètres qui influencent sa vulnérabilité à la pollution diffuse. Cela a été fait grâce à la contribution technique de la cartographie et des éléments de télédétection afin d'obtenir des cartes lisibles avec une typologie bien définie des différents niveaux de vulnérabilité à travers le bassin versant.

Un outil d'aide à la décision pour la gestion de la pollution diffuse liée aux pratiques phytosanitaires

Ce travail a conduit à la conception d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité à la pollution diffuse et à l'identification subtile et spécifique des zones les plus vulnérables et des parcelles avec la pression phytosanitaire la plus élevée. Cela pourrait être transmis sous forme d'informations géolocalisées aux parties prenantes et gestionnaires du territoire afin de simuler des scénarios pour le choix des produits phytosanitaires les plus adaptés aux défis du milieu naturel qui permettent une minimisation des risques de pollution. Plusieurs améliorations peuvent être introduites afin d'enrichir la contribution scientifique de cette recherche et de rendre la méthodologie de travail plus générique :

- Identifier les cours d'eau les plus vulnérables à la pollution diffuse ;
- Intégrer une approche d'analyse spatio-temporelle pour étudier l'évolution de la vulnérabilité de l'environnement sur plusieurs années et fonction des saisons (été, automne, hiver, printemps).

CHAPITRE 2. ANALYSE GLOBALE D'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA GIMONE ET LES REGIONS BORDELAISE ET LANGUEDOC

1. Analyse statistique des pratiques phytosanitaires agricoles au sud de la France

L'analyse statistique descriptive de la pression phytosanitaire et du risque des pratiques phytosanitaires sur la santé humaine et l'environnement a été réalisée pour définir un ensemble de paramètres statistiques (minimum, maximum, moyenne, moyenne pondérée (MP) à la surface, écart type (STDEV) et coefficient de variation (CV)) afin d'évaluer la variabilité des pratiques phytosanitaires en fonction des cultures.

Tableau 17. Analyse statistique des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire sur quelques cultures du bassin versant de la Gimone
(Source : Enquêtes de terrain et résultat de calcul par Excel ; Réalisation : Grimene, 2024)

Cultures	Indicateurs	IRSA	IRTE	Tox.aigue	Tox. Chr.	IRTE T	IRTE B	IRTE A	IFT
Blé tendre d'hiver	**Min**	157	107	123	34	0	0	107	0,5
	Max	7095	2463	3946	3149	795	759	2078	7,5
	Moyenne	1801	1079	909	891	39	74	965	2,9
	MP/ha	1821	1108	919	901	44	83	981	3,0
	STDEV	843	374	444	466	132	93	300	1,0
	CV	0,47	0,35	0,49	0,52	3,40	1,24	0,31	0,34
Colza d'hiver	**Min**	959	648	641	318	151	0	346	1,7
	Max	8192	5205	5009	3719	2539	911	2032	13,4
	Moyenne	4489	2493	2490	1999	1030	201	1261	7,9
	MP/ha	4493	2552	2472	2021	1043	217	1291	7,9
	STDEV	1432	851	814	682	466	157	358	2,1
	CV	0,32	0,34	0,33	0,34	0,45	0,78	0,28	0,27
Pommier	**Min**	6761	3181	4463	2298	0	677	2158	14,2
	Max	22033	9458	14457	8008	1759	2639	5370	40,3
	Moyenne	12458	4939	7747	4711	418	1214	3296	25,0
	MP/ha	12966	5060	8016	4950	446	1243	3360	26,0
	STDEV	4799	1349	2640	2181	431	378	585	9,2
	CV	0,39	0,27	0,34	0,46	1,03	0,31	0,18	0,37
Ail	**Min**	489	222	199	290	0	0	222	1,7
	Max	4611	2029	2333	2278	265	285	1556	9,0
	Moyenne	2700	1184	1303	1397	34	119	1031	5,0
	MP/ha	2765	1199	1344	1422	30	122	1047	5,2
	STDEV	943	376	503	451	66	54	310	1,6
	CV	0,35	0,32	0,39	0,32	1,95	0,46	0,30	0,31

Ce tableau illustre les résultats issus de l'analyse faite sur les enquêtes de terrain des cultures de blé tendre d'hiver, colza d'hiver, pommier et ail. Le reste des résultats sur les autres cultures est présenté en annexe 2.

Le calcul de la moyenne pondérée par hectare de chaque indicateur de risque et de pression phytosanitaire nous a permis de créer un référentiel des indicateurs par culture.

Ce référentiel est établi en se basant sur les enquêtes de terrain collectées sur le bassin versant de la Gimone.

Tableau 18. Référentiel des indicateurs de risque et de pression phytosanitaire des cultures du bassin versant de la Gimone (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare)

(Source : Enquêtes de terrain 2012-2018; Réalisation : Grimene, 2024)

Grandes cultures

Cultures	IRSA	IRTE	Tox.aigue	Tox.chr.	IRTE T	IRTE B	IRTE A	IFT	Classe
Avoine	192	142	88	104	0	0	142	0,5	
Blé dur d'hiver	1416	947	788	628	12	57	877	3,4	
Blé tendre d'hiver	1821	1108	919	901	44	83	981	3,0	
Colza d'hiver	4493	2552	2472	2021	1043	217	1291	7,9	
Coriandre	1935	590	957	978	0	178	412	3,9	
Féverole d'hiver	3154	1314	1596	1558	166	150	999	3,1	
Lentilles	2094	928	1056	1038	246	108	575	2,8	
Lin oléagineux	2310	1093	1332	978	139	9	945	4,7	
Maïs ensilage-fourrage	1631	484	1071	560	0	109	373	2,1	
Maïs grain	2259	1095	1451	807	156	103	835	3,2	
Orge d'hiver	1374	607	691	683	2	73	532	2,1	
Pois chiche	2485	1104	1122	1363	167	190	746	3,1	
Pois protéagineux	5351	1635	2800	2551	130	115	1390	3,3	
Prairies	1100	492	858	242	0	141	351	1,3	
Ray-grass italien	395	176	326	70	0	7	169	0,9	
Soja	1031	601	668	363	0	75	525	1,8	
Sorgho	904	331	537	367	23	69	239	2,1	
Tournesol	1514	656	793	720	74	135	446	1,9	
Triticale	995	575	550	445	0	56	519	2,1	

Arboriculture

Cultures	IRSA	IRTE	Tox.aigue	Tox.chr.	IRTE T	IRTE B	IRTE A	IFT	Classe
Abricotier	4048	2094	2124	1924	533	534	1027	9,0	
Cerisier	4595	3049	2345	2250	1145	548	1357	9,0	
Kiwi	1158	464	1015	143	144	276	32	3,8	
Kiwi Bio	1591	734	1446	145	72	449	213	2,7	
Pêcher	7136	3699	3877	3259	1250	829	1619	18,0	
Poirier Bio	7883	3161	2730	5153	512	1565	1081	15,1	
Pommier	12966	5060	8016	4950	446	1243	3360	26,0	
Pommier Bio	5442	3830	4300	1142	405	1605	1812	20,3	
Prunier	7122	2216	3974	3148	419	497	1299	11,1	
Prunier Bio	5839	2085	2442	3397	28	1029	1014	12,7	

Maraîchage et vigne

Cultures	IRSA	IRTE	Tox.aigue	Tox.chr.	IRTE T	IRTE B	IRTE A	IFT	Classe
Ail	2765	1199	1344	1422	30	122	1047	5,2	
Carotte	11961	4791	6405	5556	151	1376	3264	14,7	
Oignons	3105	1425	1581	1524	112	109	1204	6,1	
Vigne	5999	4472	4027	1972	131	1359	2982	19,2	

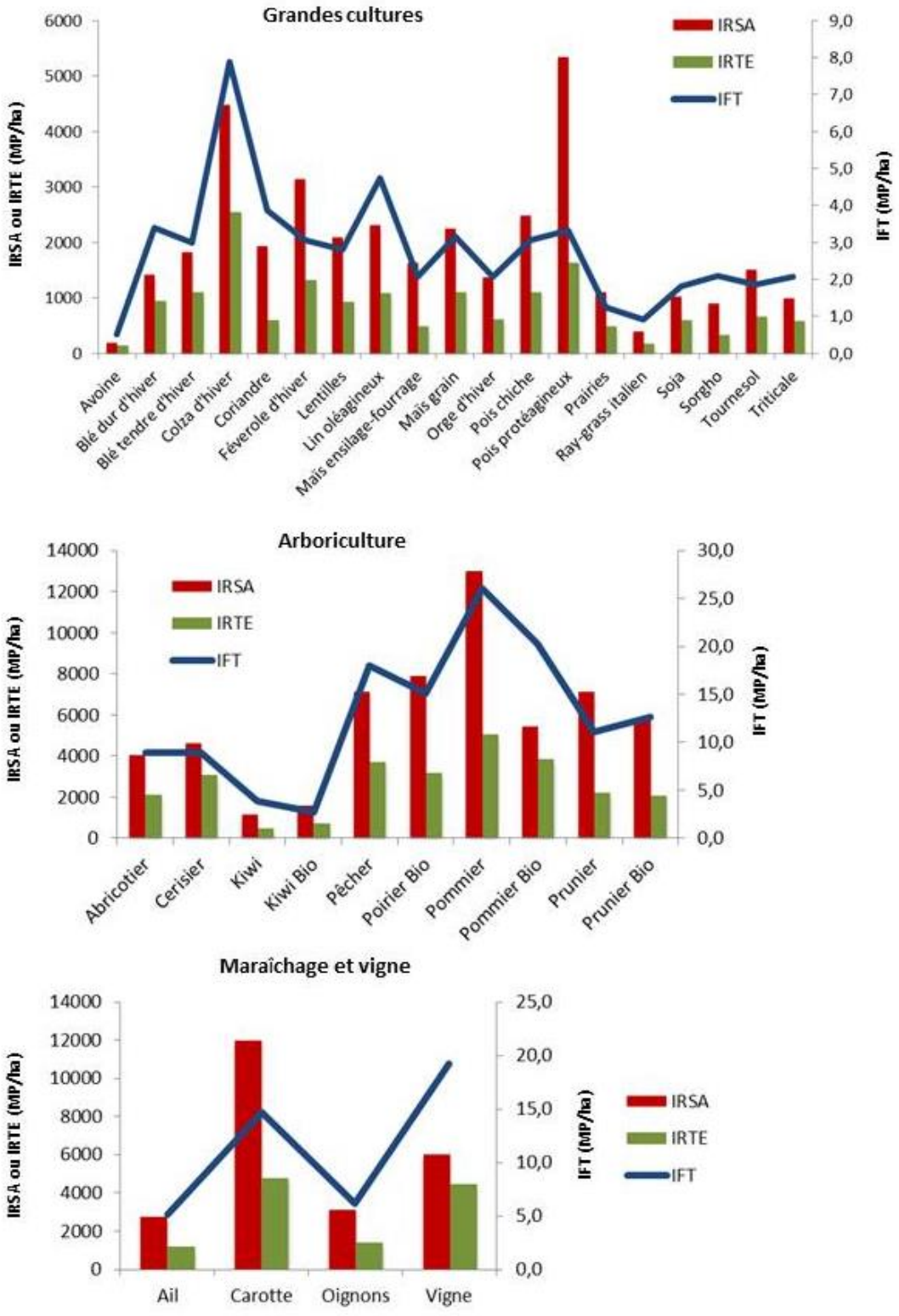


Figure 59. Variabilité des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire calculés sur les cultures du bassin versant de la Gimone (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) (Source : Enquêtes de terrain et calcul sur Excel ; Réalisation : Grimene, 2024)

Nous avons effectué également une analyse statistique sur des parcelles viticoles vu le manque de données sur cette culture sur le bassin versant de la Gimone. Nous avons analysé des

pratiques viticoles situées au niveau du département de la Gironde. Cette analyse a été réalisée pour chaque mode de production agricole (conventionnel/intégré et biologique) séparément afin de comparer l'impact sanitaire et environnemental des pratiques phytosanitaires. Le tableau 19 présente une analyse descriptive des indicateurs de pression phytosanitaire et de risque pour les parcelles en agriculture conventionnelle/intégrée.

Tableau 19. Analyse statistique de la pression phytosanitaire et indicateurs de risque des parcelles viticoles conventionnelles/intégrées en Gironde
(Source : Enquêtes de terrain 2016)

Indicateurs	Min.	Max.	Médiane	Moyenne	STDEV	CV
IRSA/ha	**2 274**	**18 097**	8 346	8 786	2 206	0,25
IRTE/ha	**1 693**	**8 983**	4 737	4 745	1 038	0,22
IRSA aigu/ha	1 463	11 730	5 766	5 853	1 423	0,24
IRSA chronique/ha	539	6 500	2 893	2 933	974	0,33
IRTE T/ha	0	1 494	559	512	278	0,54
IRTE B/ha	304	4 383	1 415	1 439	565	0,39
IRTE A/ha	938	6 661	2 772	2 789	645	0,23
IFT/ha	**4,3**	**34,9**	15,9	16,1	2,8	0,17

Les résultats montrent une grande variabilité entre les valeurs minimales et maximales des indicateurs de risque et de pression phytosanitaire. L'indicateur de risque pour la santé humaine varie de 2 274 à 18 097. De même, l'indicateur de risque environnemental varie de 1 693 à 8 983. L'indicateur de fréquence de traitement varie de 4,3 à 34,9 (tableau 19), sachant que l'IFT moyen dans la zone viticole bordelaise est de 17,2 en 2016 (Agreste, 2019). Ces résultats représentent les valeurs de risque de toxicité et de pression phytosanitaire calculées à l'échelle de la parcelle (pondérée par hectare) à l'aide du logiciel EToPhy. Bien que les parcelles traitées soient occupées avec la même culture et le même système agricole, les indicateurs sont très variables. Cette variabilité s'explique par la grande différence entre la stratégie de traitement des agriculteurs et le choix des produits phytopharmaceutiques.

Tableau 20. Analyse statistique des pressions phytosanitaires et indicatrices de risque des parcelles viticoles biologiques en Gironde
(Source : Enquêtes de terrain 2016)

Indicateurs	Min.	Max.	Médiane	Moyenne	STDEV	CV
IRSA/ha	8 065	14 669	11 048	11 469	3 047	0,26
IRTE/ha	6 256	10 273	9 289	8 227	1 426	0,17
IRSA aiguë/ha	6 677	12 920	9 403	9 839	2 848	0,29
IRSA chronique/ha	1 118	3 189	1 709	1 630	329	0,20
IRTE T/ha	0	890	415	294	218	0,74
IRTE B/ha	2 265	4 509	3 678	3 567	440	0,12
IRTE A/ha	3 242	5 684	5 111	4 343	980	0,22
IFT/ha	7,3	11,3	9,9	9,3	1,0	0,10

Le tableau 20 présente une analyse descriptive des indicateurs de pression phytosanitaire et de risque pour les parcelles en agriculture biologique.

Afin de mieux présenter la distribution des indicateurs de risque calculés sur notre échantillon, nous adoptons une présentation des boîtes à moustaches qui représentent la méthode la plus appropriée pour afficher nos données (figure 60).

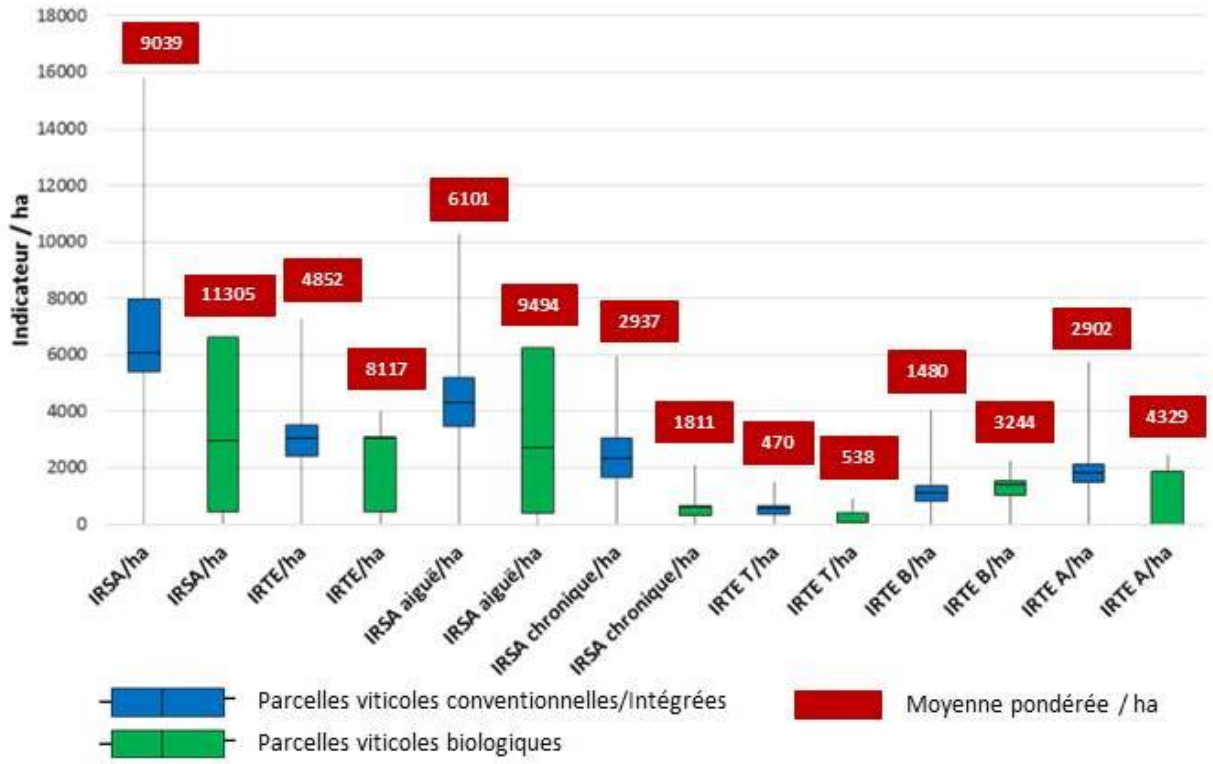


Figure 60. Analyse de la variabilité des indicateurs de risque pour les parcelles viticoles étudiées : agriculture conventionnelle/intégrée et biologique
(Source : Enquêtes de terrain, Réalisation : Grimene, 2024)

La plage de l'indicateur IRSA aigu montre une bonne symétrie, avec une large distribution présentée par la grande différence entre les valeurs de risque minum et maximum. En revanche, l'indicateur IRTE terrestre montre une distribution étroite des valeurs, ce qui indique que la variabilité de la toxicité du risque terrestre est très faible d'un mode de traitement de culture à l'autre. Les produits utilisés dans ce système agricole (conventionnel/intégré) présentent à peu près le même niveau de toxicité.

Les cases vertes indiquent la répartition des indicateurs de risque et des sous-indicateurs calculés pour les parcelles organiques en Gironde (figure 60). Les indicateurs de toxicité du risque sur l'environnement montrent une faible asymétrie avec une distribution étroite. Les valeurs de risque minimal et maximal ne sont pas trop éloignées, à l'exception du risque aigu et du risque pour la santé humaine (IRSA aigu et IRSA). Ainsi, le risque aigu représente l'indicateur avec le plus de variabilité entre les valeurs minimales et maximales. Le risque aigu dépend de la formulation des produits phytosanitaires appliqués, notamment des propriétés toxicologiques des matières actives. Cependant, l'atténuation du risque pour la santé humaine peut être obtenue en adaptant le choix d'une matière active moins toxique lors des traitements phytosanitaires.

La comparaison de la distribution des valeurs de risque des deux systèmes agricoles montre que la variabilité interne dans l'agriculture conventionnelle/intégrée est beaucoup plus élevée, car l'indicateur de risque aigu varie dans une fourchette de 10 000, tandis que dans l'agriculture biologique, elle ne dépasse pas 6 000.

2. Analyse des pratiques phytosanitaires selon les cultures et le mode de production

2.1 Analyse des pratiques phytosanitaires sur les cultures du bassin versant de la Gimone

L'analyse des pratiques phytosanitaires agricoles a permis d'établir des graphiques illustrant la variabilité des risques entre les différentes cultures (figure 61) et de comparer les risques entre les différents modes de production : conventionnelle/intégrée et biologique (figure 62).

Le graphique ci-après présente une analyse globale des indicateurs de risque et de pression entre certaines cultures de quatre catégories (grandes cultures, arboriculture, maraîchage et viticulture) afin de comparer l'impact sanitaire et environnemental des pratiques phytosanitaires selon les produits appliqués par les agriculteurs. Les résultats de l'analyse montrent une différence remarquable entre les risques liés aux différentes catégories de cultures. L'arboriculture présentait la fréquence et le risque de traitement les plus élevés, en particulier pour la santé humaine. Le risque est plus élevé dans les parcelles de pommiers avec une fréquence de traitement supérieure à 26. Les vergers ont une certaine sensibilité aux biaogresseurs ce qui nécessite une utilisation plus importante de produits par rapport aux autres cultures.

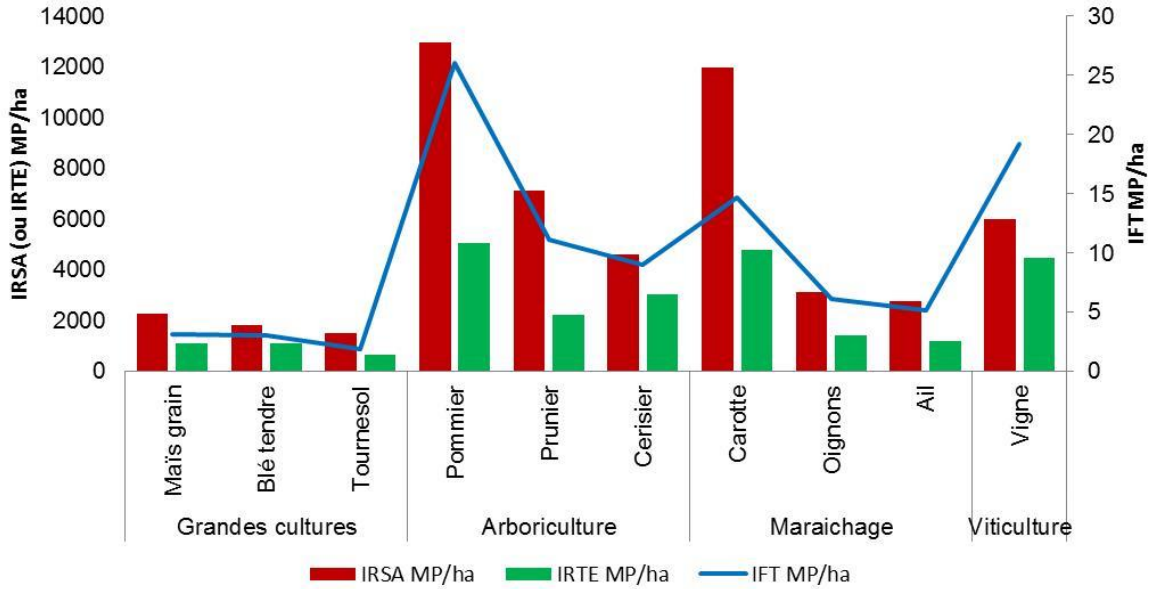


Figure 61. Variabilité des indicateurs selon les catégories de cultures de la production conventionnelle/intégrée (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare)
(Source : Enquêtes de terrain 2012-2018, Réalisation : Grimene et al., 2021)

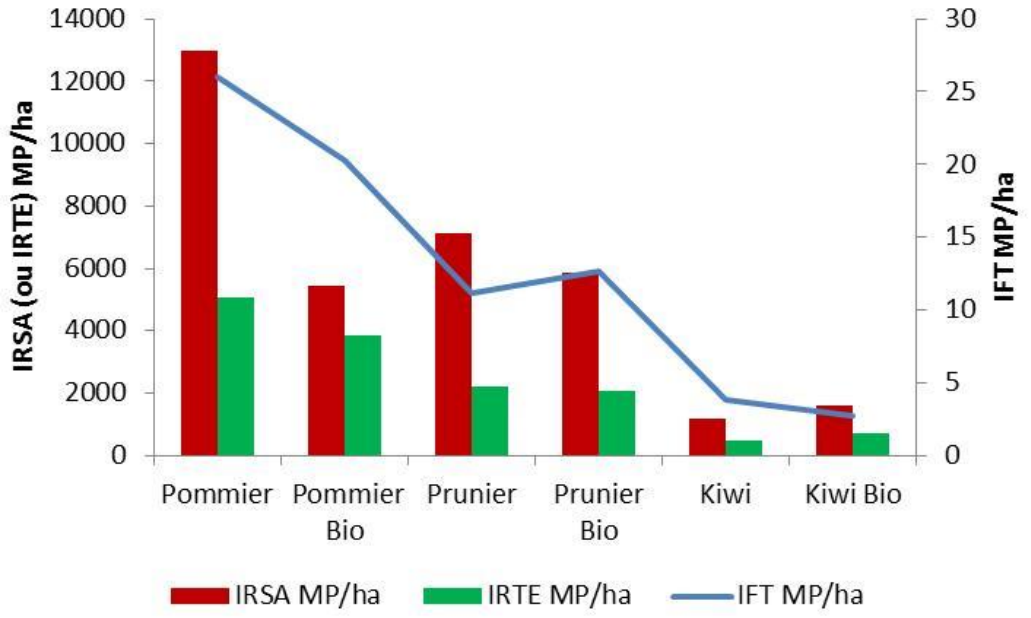


Figure 62. Variabilité des indicateurs selon le mode de production (conventionnel/intégré et biologique) entre les cultures d'arbres (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) (Source : Enquêtes de terrain 2012-2018, Réalisation : Grimene et al., 2021)

Selon le mode de production, l'IFT/ha moyen en agriculture biologique est inférieur à celui en agriculture conventionnelle/intégrée. Cela indique que la fréquence de traitement des cultures biologiques reste toujours inférieure à celle de la production conventionnelle. Le risque est plus faible dans les parcelles organiques, mais il n'est pas négligeable non plus.

L'utilisation de sous-indicateurs de risque pour la santé humaine et l'environnement permet d'affiner l'analyse du degré de toxicité des produits phytopharmaceutiques afin d'améliorer la gestion des pratiques phytosanitaires et le choix des pesticides. Les graphiques 63 et 64 montrent une comparaison de la part de toxicité entre différentes catégories de cultures.

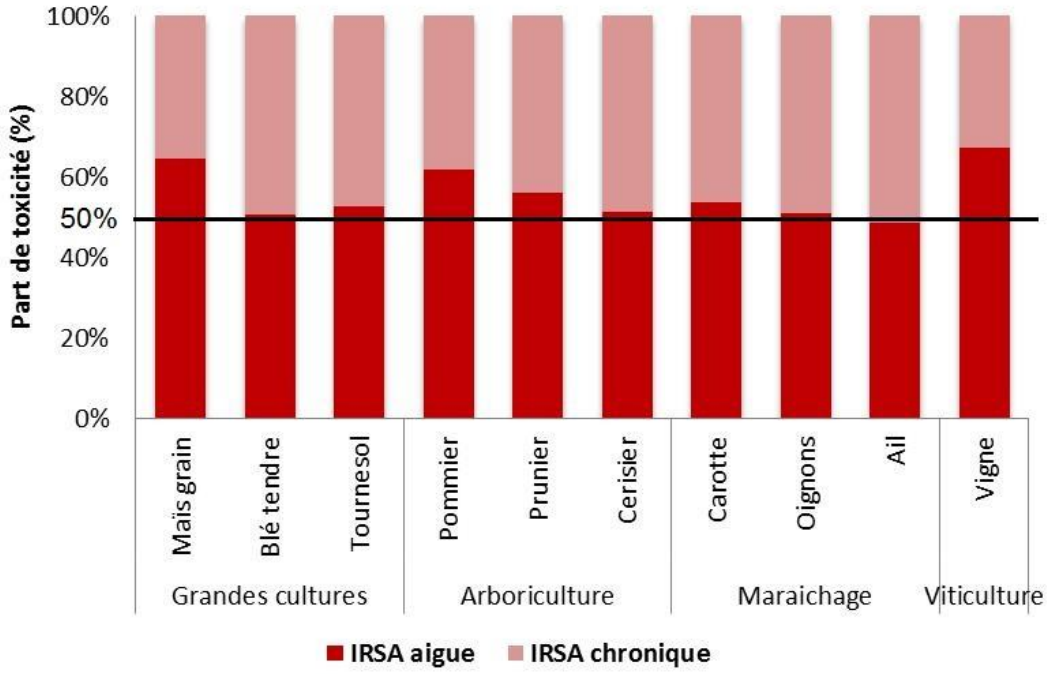


Figure 63. Comparaison de la part de toxicité aiguë et chronique des pratiques phytosanitaires entre les cultures
(Source : Enquêtes de terrain 2012-2018, Réalisation : Grimene et al., 2021)

Indépendamment de la culture, le risque de toxicité aiguë des pratiques phytosanitaires est supérieur à 50 %. La majorité des produits utilisés sur les parcelles étudiées présentent un risque plus aigu pour la santé (risque d'irritation et risque par inhalation, voie cutanée ou orale) que chronique (risque de CMR, neurotoxicité et effet perturbateur endocrinien).

Les sous-indicateurs de risque environnemental présentés dans la figure 64 montrent la partie toxicité des pratiques phytosanitaires pour chaque milieu: sol, air et eau (invertébrés terrestres de l'IRTE, oiseaux de l'IRTE et aquatiques) selon les cultures. Ces résultats serviront à identifier les cultures les plus toxiques pour chaque compartiment de l'environnement, et par la suite étudier les molécules responsables de cette toxicité afin de pouvoir orienter le choix de l'agriculteur en terme des matières actives appliquées selon leurs caractéristiques écotoxicologiques.

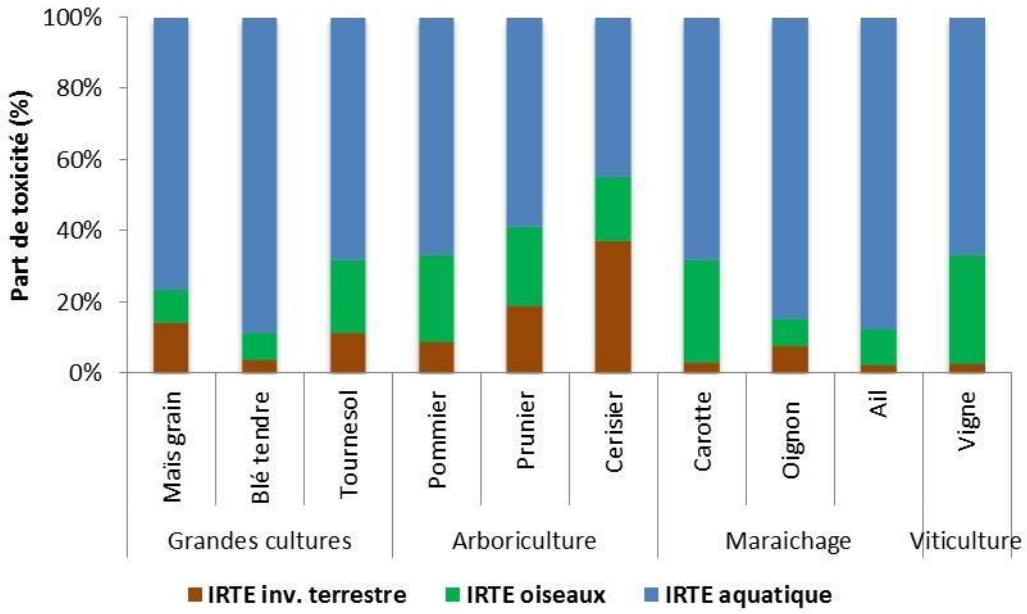


Figure 64. Comparaison de la toxicité des pratiques phytosanitaires pour chaque compartiment environnemental entre les cultures
(Source : Enquêtes de terrain 2012-2018, Réalisation : Grimene et., 2021)

La part du risque de toxicité pour le milieu aquatique est supérieure à 70% pour les grandes cultures, le maraîchage et la viticulture, ce qui nous amène à étudier plus en détail le risque de pollution phytosanitaire diffuse sur le milieu aquatique.

2.2 Analyse des pratiques phytosanitaires sur les vignobles des régions Bordelaise et Languedoc

Les résultats de l'analyse globale des pratiques phytosanitaires appliquées aux exploitations enquêtées dans les régions Bordelaise (département de la Gironde) et Languedoc (département de l'Hérault) sont illustrés dans la figure ci-dessous (figure 65).

Le graphique présente le résultat des indicateurs de pression phytosanitaire et de risque (IFT, IRSA et IRTE) dans les deux départements selon les systèmes d'agriculture conventionnelle/intégrée et biologique.

Cette illustration montre une différence entre les deux départements en termes de risque. Le risque pour la santé de l'applicateur et pour l'environnement est plus élevé en Gironde que dans l'Hérault. Cependant, il est important de garder à l'esprit que les données collectées dans le département de la Gironde ne concernent qu'une année (2015-2016), ce qui montre que l'effet climatique n'est pas négligeable. Il agit indirectement sur le choix des produits phytosanitaires en passant d'une année sèche à une année humide, ce qui nécessite plus d'interventions et des produits plus efficaces contre certaines maladies et certains ravageurs.

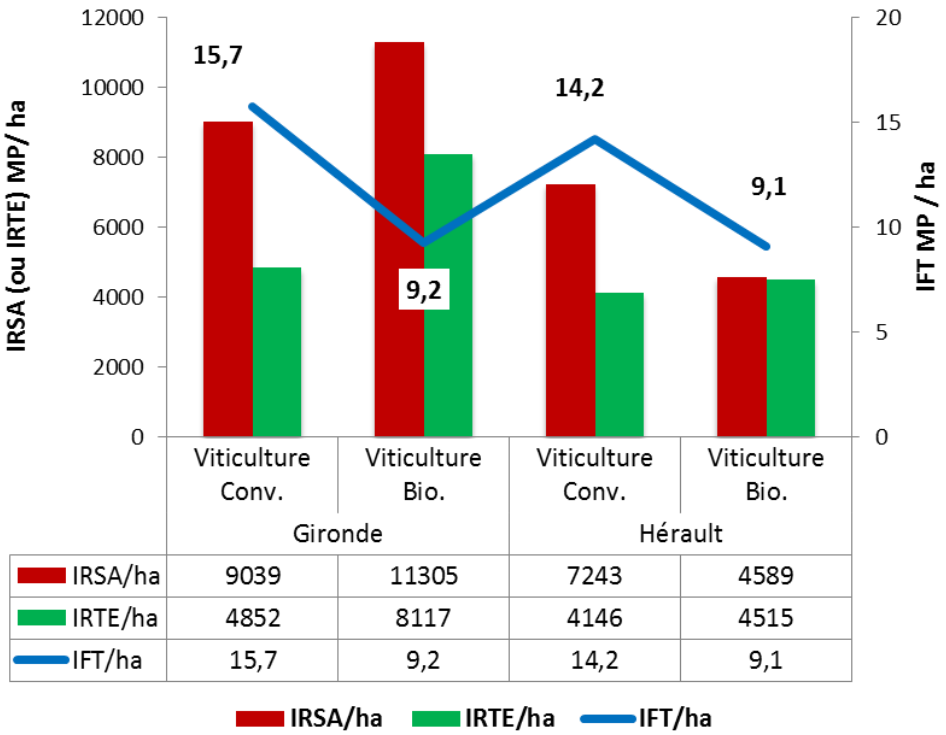
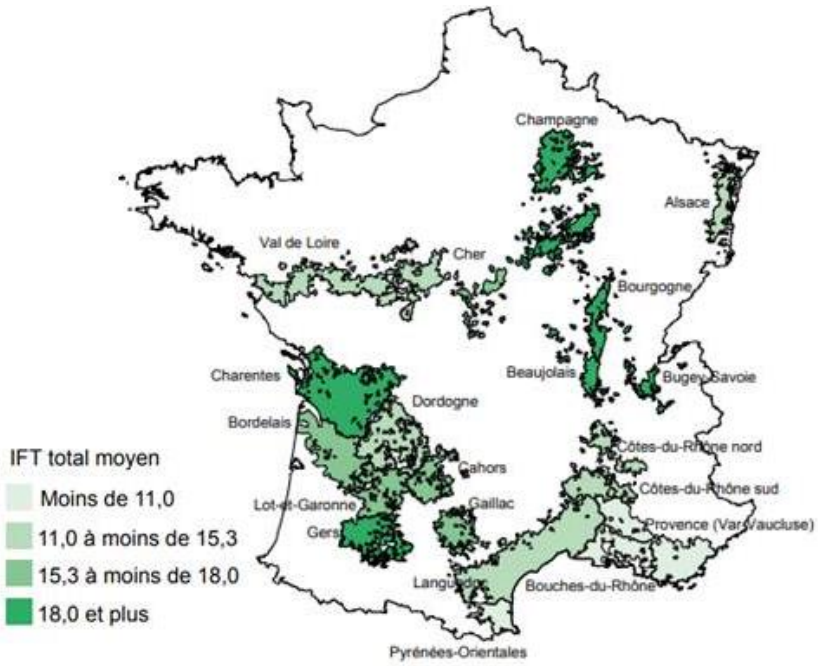


Figure 65. Variabilité des indicateurs selon les modes de culture conventionnelle/intégrée et biologique entre les départements (valeurs exprimées en moyenne pondérée par hectare) (Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Hérault 2009-2012 et 2018, Réalisation : Grimene, 2024)

Selon les systèmes agricoles, l'IFT/ha moyen en agriculture biologique est inférieur à celui de l'agriculture conventionnelle/intégrée (en Gironde : IFT conventionnelle/intégrée = 15,7 ; IFT biologique = 9,2). Cela explique pourquoi les agriculteurs ont tendance à diminuer la fréquence des traitements lorsqu'ils passent de l'agriculture conventionnelle/intégrée à l'agriculture biologique. En comparant les valeurs moyennes IFT/ha de notre échantillonnage avec les valeurs moyennes IFT calculées et publiées par Agreste en 2019 sur les différentes superficies viticoles en France à partir d'enquêtes sur les pratiques phytosanitaires viticoles au cours de l'année 2016, nous constatons que la valeur de l'IFT dans la zone viticole bordelaise est de 17,2 (figure 66) contre une valeur de 15,7 calculée sur notre échantillonnage. Dans la zone viticole languedocienne et durant l'année 2016, l'IFT/ha moyen de la viticulture est de 13,8 (figure 66) contre une valeur de 14,2 dans notre étude. Les valeurs sont proches, ce qui confirme que cette étude comparative (Simonovici, 2019) vise à analyser la variabilité de la pression phytosanitaire entre les différentes zones viticoles, mais sans prendre en compte les pratiques viticoles biologiques. Notre étude complète ces résultats tout en mettant l'accent sur la comparaison entre les systèmes agricoles (conventionnel/intégré et biologique).



Source : SSP – Agreste - Enquête sur les pratiques phytosanitaires en viticulture 2016

	2010	2013	2016
Alsace	10,4	11,1	14,9
Beaujolais	16,4	19,1	18,7
Bordelais	14,2	17,0	17,2
Bourgogne	15,2	20,0	19,4
Champagne	17,8	21,5	23,5
Charentes	15,3	18,1	18,1
Languedoc hors PO	11,8	13,5	13,8
Pyrénées-Orientales	8,9	9,3	10,1
Provence (Var-Vaucluse)	8,8	9,4	10,3
Val de Loire	11,3	13,7	15,1
Bouches-du-Rhône	8,9	9,3	9,4
Dordogne	12,4	15,0	15,1
Gers	17,2	19,7	18,9
Ensemble	**12,8**	**15,0**	**15,5**

Source : Agreste - Enquêtes sur les pratiques phytosanitaires (2010, 2016) et culturales (2013) en viticulture

Figure 66. IFT total moyen des superficies viticoles en France (Source: Simonovici, 2019)

Selon les résultats présentés sur la figure 65, le niveau de risque est beaucoup plus élevé pour l'agriculture biologique dans notre échantillon d'étude du département de la Gironde. Ce résultat montre, premièrement, qu'il n'y a pas de corrélation entre la fréquence des traitements et le risque. Le risque pour la santé de l'applicateur n'est pas corrélé avec l'indicateur IFT de pression

phytosanitaire. Par conséquent, une augmentation de l'IFT ne peut pas entraîner une augmentation directe du risque. Cependant, cette augmentation est principalement due aux produits utilisés et au degré de toxicité aiguë et chronique des ingrédients actifs choisis par les agriculteurs. Deuxièmement, même si les produits phytosanitaires en agriculture biologique ne sont pas utilisés très fréquemment, ils présentent un risque important pour la santé et l'environnement par rapport aux méthodes conventionnelles du département de la Gironde. Cela est donc dû à un mauvais choix de la part de l'agriculteur, un choix basé uniquement sur l'efficacité des produits, mais qui ne prend pas en compte leurs caractéristiques écotoxicologiques et toxicologiques.

Afin de tester la dépendance des indicateurs entre eux, une analyse de corrélation est effectuée afin de tester la forme de la courbe de corrélation entre deux indicateurs. Cette présentation illustre le diagramme de dispersion des valeurs des indicateurs afin d'analyser la corrélation entre la pression phytosanitaire et les indicateurs de risque.

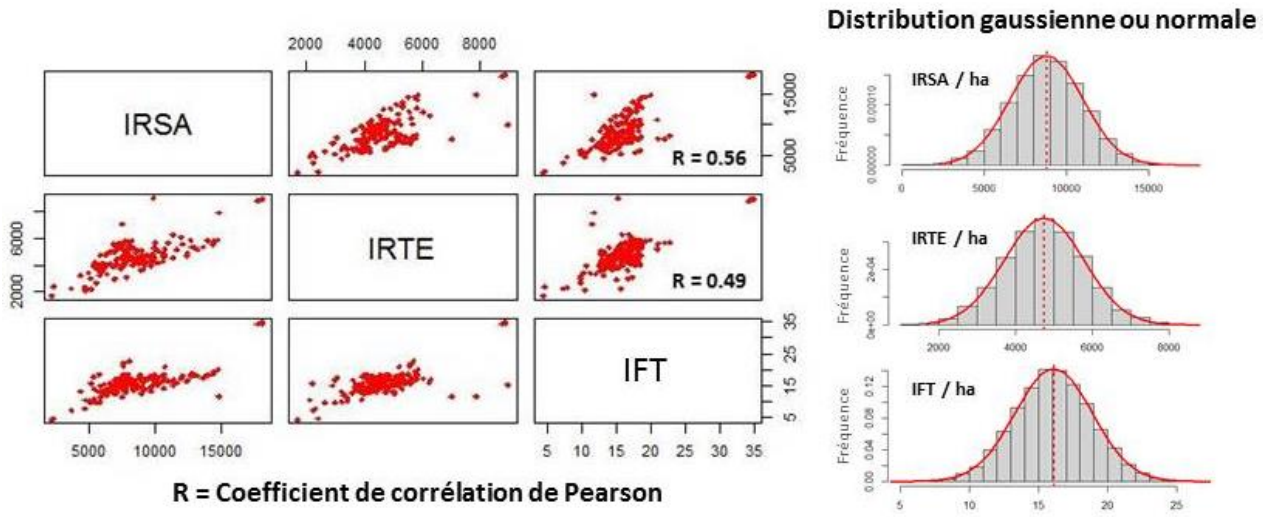


Figure 67. Analyse de corrélation et répartition gaussienne des indicateurs de pression phytosanitaire et de risque
(Source : Enquêtes de terrain et analyse par RStudio ; Réalisation : Grimene, 2024)

Les nuages de points dans le graphique de corrélation entre les deux indicateurs de risque (IRSA, IRTE) et l'IFT prennent à peine l'apparence d'une ligne droite à travers l'origine. Les points sont distribués au hasard. Par conséquent, l'indicateur de pression phytosanitaire (IFT) est modérément corrélé (la valeur R est comprise entre 0,4 et 0,6) avec les indicateurs de risque IRSA et IRTE. Ce résultat montre que la fréquence des traitements phytosanitaires ne permet pas d'indiquer la toxicité exprimée par les indicateurs de risque. Même à de faibles fréquences de traitement phytosanitaire, les indicateurs de risque apparaissent avec des valeurs très élevées. Ce

risque de toxicité élevé est lié aux caractéristiques écotoxicologiques des produits et des matières actives et n'est pas directement lié à la dose et à la fréquence du traitement appliqué. C'est parfois le cas des produits appliqués à faible dose mais qui induisent un risque de toxicité très élevé. Cette analyse montre clairement l'utilité des indicateurs de risque et de pression phytosanitaire et la complémentarité entre ces indicateurs afin de fournir aux différents acteurs une analyse exhaustive de l'impact sanitaire et environnemental des pratiques phytosanitaires agricoles qui participe à la gestion des pesticides. Une évaluation du degré de toxicité des pratiques phytosanitaires a été réalisée à l'aide de sous-indicateurs (IRSA aigu et chronique ; IRTE terrestre, oiseaux et aquatique) pour obtenir une analyse approfondie de l'impact sur la santé et l'environnement (figure 68). Le graphique ci-dessous montre une comparaison de la part de toxicité entre les deux systèmes viticoles (Conventionnel/Intégré et Biologique) et entre les deux départements (Gironde et Hérault). Les sous-indicateurs de risque pour la santé humaine sont présentés par la figure A, et les sous-indicateurs de risque pour l'environnement sont présentés par la figure B. Toutes les valeurs ont été exprimées en moyenne pondérée par hectare.

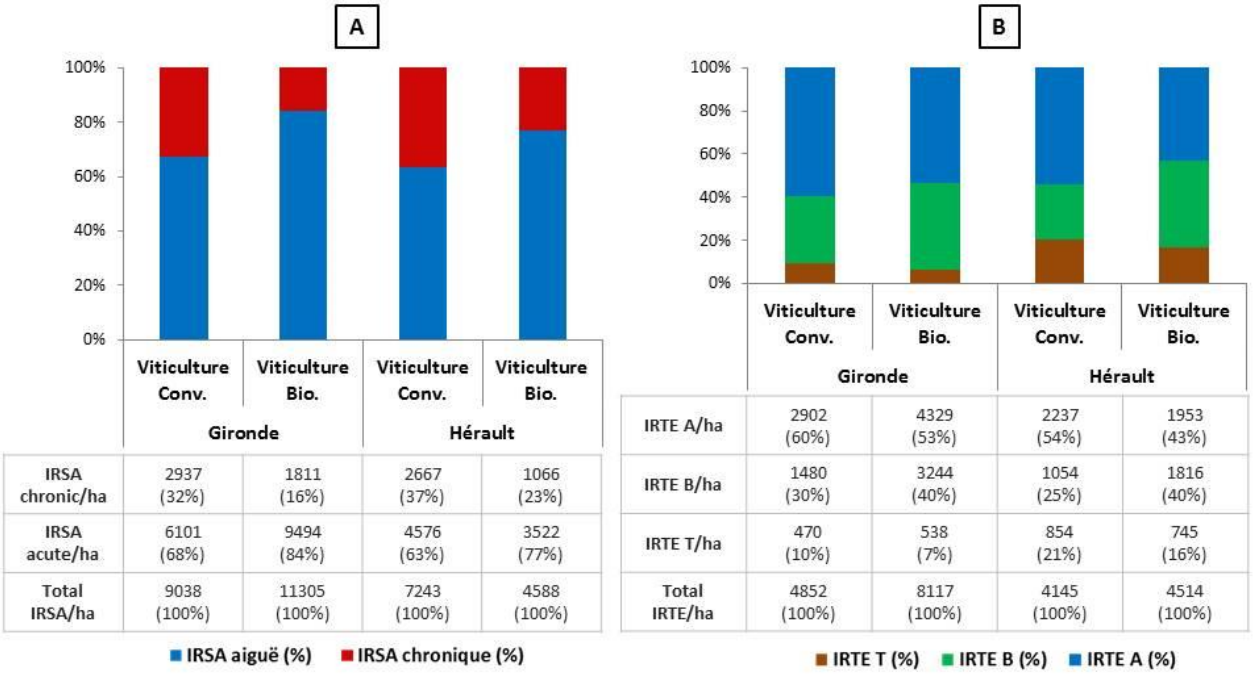


Figure 68. La part de toxicité des pratiques phytosanitaires entre vigne biologique et conventionnel et entre les départements (A : Part de toxicité aiguë et chronique; B : Part de toxicité pour chaque compartiment environnemental)
(Source : Enquêtes de terrain ; Réalisation : Grimene, 2024)

Peu importe le système agricole et le département, la part du risque de toxicité aiguë lié aux pratiques de protection des végétaux est supérieure à 60 % (figure 68A). La plupart des produits utilisés dans les exploitations viticoles étudiées présentent un risque pour la santé plus aigu

(risque d'irritation et risque d'exposition par inhalation, par peau ou par ingestion) que chronique (cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction, neurotoxique et perturbateur endocrinien).

La figure 68B illustre l'impact sur les organismes non ciblés des trois compartiments environnementaux : l'eau (IRTE aquatique), l'air (IRTE oiseaux) et le sol (IRTE terrestre). La part du risque de toxicité pour l'environnement aquatique et les oiseaux représente plus de 80 % du risque global, quel que soit le système agricole.

Afin de mieux comprendre les valeurs de risque calculées selon les deux systèmes agricoles, il est nécessaire d'analyser les produits phytopharmaceutiques utilisés qui sont responsables de cette toxicité, que ce soit pour la santé humaine ou pour l'environnement. Les tableaux suivants illustrent la plupart des produits et matières actives (MA) utilisées dans nos échantillons de traitements de parcelles viticoles en Gironde et dans l'Hérault, les matières actives qui présentent le risque le plus élevé pour la santé humaine, et les matières actives qui présentent le risque le plus élevé pour l'environnement (tableaux 21 et 22).

Les parcelles étudiées dans le département de la Gironde utilisaient 171 produits (avec 74 MA). Dans l'Hérault, 155 produits (avec 91 MA) ont été utilisés dans tous les traitements phytosanitaires analysés.

Tableau 21. Classification des produits phytopharmaceutiques et de la matière active (Top 5) utilisés dans les deux départements selon l'IFT et la quantité appliquée en kg/ha (Source : Enquêtes de terrain et analyse sur EToPhy et Excel ; Réalisation : Grimene, 2024)

Produits les plus utilisés (IFT/ ha les plus élevés)				MA les plus utilisées (Quantité / ha des MA les plus élevées)			
Gironde		Hérault		Gironde		Hérault	
Produit	MA	Produit	MA	MA	Qtité (kg/ha)	MA	Qtité (kg/ha)
Chaoline	Fosetyl-aluminium	Abilis	Triadimenol	Sulphur*	10	Sulphur*	10
Steward	Indoxacarb	Bouillie bordelaise RSR disperss	Copper sulphate	Potassium bicarbonates*	4,2	Potassium phosphonates*	2,9
Ysayo	Cyazofamid	Kavea DG	Mancozeb	Potassium phosphonates*	3	Oryzalin	2,9
Jokari	Acrinathrin	Turkoise	Fenazaquin	Copper sulphate*	3	Metiram	2,8
Consist	Trifloxystrobin	Clameur	Alpha-cypermethrin	Metiram*	2,8	Mancozeb	2,6

Fongicide | Insecticide | Acaricide

• MA utilisée dans les parcelles viticoles Bio

Les 5 produits avec l'IFT le plus élevé du département de la Gironde sont les fongicides et insecticides (tableau 21). Les 5 produits avec l'IFT le plus élevé du département de l'Hérault sont un mélange de fongicides, insecticides et acaricides. Ils sont totalement différents de ceux utilisés en Gironde.

Les MA les plus utilisées dans les deux départements sont les phosphonates de soufre et de potassium avec des quantités différentes par hectare (10 kg/ha en Gironde ; 3,2 kg/ha dans l'Hérault). Ces MA sont utilisées dans les parcelles viticoles conventionnelles et biologiques.

Dans l'ensemble, le résultat de ce tableau indique que la plupart des MA identifiées dans les deux départements avec des quantités élevées sont utilisées en agriculture biologique.

Tableau 22. Classification des produits phytopharmaceutiques (Top 5) utilisés dans les deux départements selon le niveau de risque
(Source : Enquêtes de terrain et analyse sur EToPhy et Excel ; Réalisation : Grimene, 2024)

MA avec le risque sanitaire le plus élevé (IRSA/ha les plus élevés)				MA avec le risque environnemental le plus élevé (IRTE/ha les plus élevés)			
Gironde		Hérault		Gironde		Hérault	
MA	IRSA/ha	MA	IRSA/ha	MA	IRTE/ha	MA	IRTE/ha
Diquat*	3 880	Copper oxychloride	1 768	Diquat*	900	Dimethoate	1 469
Fluazinam*	1 167	Chlorothalonil	1 353	Chlorpyrifos -methyl*	756	Chlorpyrifos	1 024
Maneb*	837	Fluazinam	1 247	Cyfluthrin	650	Chlorpyrifos-methyl*	711
Alpha-cypermethrin*	820	Chlorpyrifos	879	Sulphur*	506	Copper oxychloride	676
Meptyldinocap*	774	Meptyldinocap*	853	Emamectine benzoate*	473	Cyfluthrin	652

Fongicide | Insecticide | Herbicide | * Matière active utilisée dans les parcelles viticoles Bio

Les produits qui représentent le risque le plus élevé pour la santé humaine et l'environnement sont classés dans le tableau 22. Diquat représente la MA présentant le risque le plus élevé pour la santé humaine (IRSA/ha = 3880) et l'environnement (IRTE/ha = 900) dans le département de la Gironde.

Les MA utilisées dans le département de la Gironde et qui représentent la toxicité la plus à risque pour la santé humaine et l'environnement sont utilisées en agriculture biologique. L'oxychlorure de cuivre représente le risque le plus élevé pour la santé humaine dans l'Hérault (IRSA/ha = 1768).

2.2.1 Analyse des pratiques phytosanitaires en agriculture conventionnelle

L'étude de cas du traitement des parcelles viticoles nous permettra d'identifier les produits phytopharmaceutiques utilisés pendant la saison de culture, leur fréquence de traitement et le niveau de risque de toxicité associé à chaque produit. Il sera utilisé pour sélectionner les produits qui contribuent le plus au niveau de risque global du graphique.

La parcelle viticole conventionnelle/intégrée du département de la Gironde a été choisie dans le groupe de parcelles avec un apport moyen de traitement phytosanitaire, car elle représente des valeurs proches de la moyenne des valeurs de risque et de pression (au moyen d'une analyse par grappes "clustering CAH" des pratiques de protection des végétaux fondée sur des indicateurs de pression et de risque comme critères de classification). Cette parcelle viticole a une superficie de

85 ha. Sur cette parcelle, l'agriculteur a choisi de traiter son vignoble avec 22 produits (figure 69 et tableau de l'annexe 3).

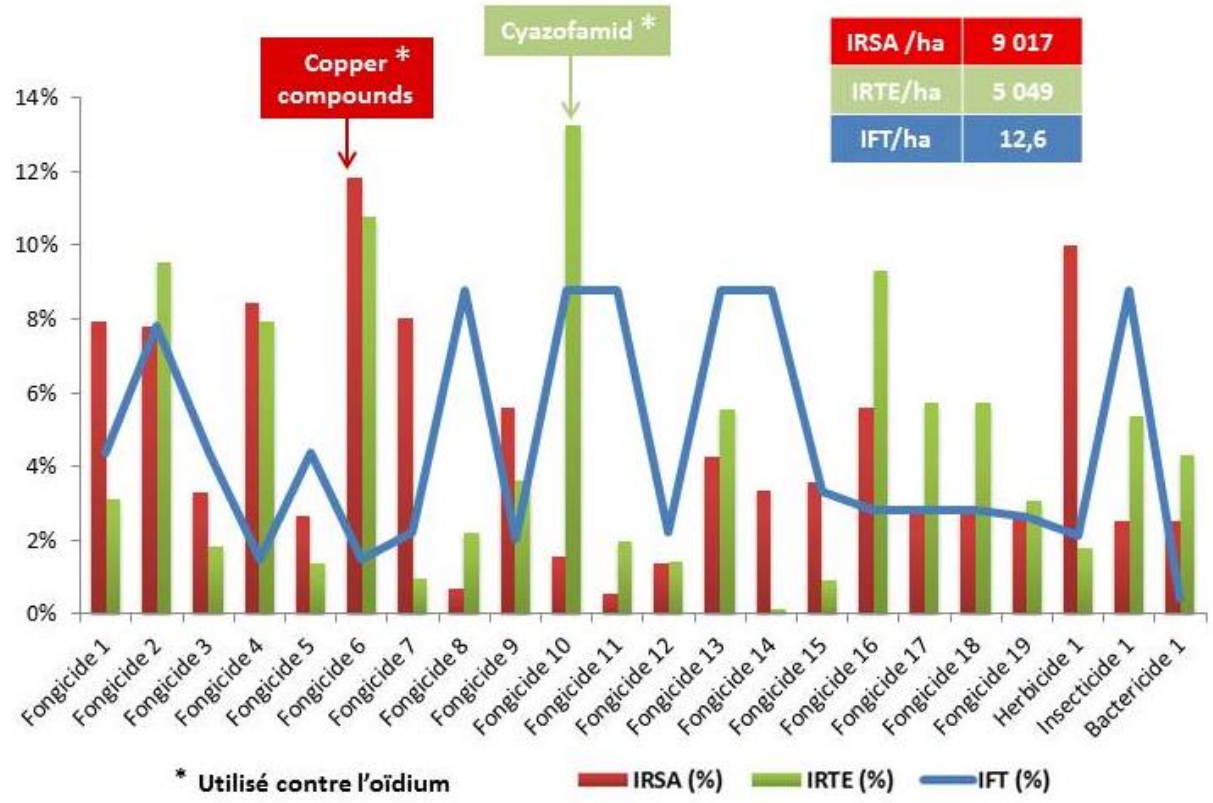


Figure 69. Contribution des produits phytosanitaires appliqués sur une parcelle viticole à la pression sanitaire et au risque (agriculture conventionnelle/intégrée)
(Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure montre les indicateurs de risque et l'IFT calculé pour chaque produit. Tout d'abord, on peut noter qu'il n'y a pas de corrélation entre la fréquence du traitement (IFT) et le risque (IRSA et IRTE). Le fongicide 6 contribue davantage au risque qu'à la pression (faible IFT), tandis que le fongicide 11 présente un IFT élevé et un faible niveau de risque pour la santé humaine et l'environnement. L'IFT/ha de cette parcelle est faible (12,6) si on le compare à la valeur moyenne IFT de la zone viticole bordelaise (Agreste, 2019).

Six des produits utilisés contribuent à plus de 50 % du risque global pour la santé humaine. Ces produits comprennent 5 fongicides utilisés contre le mildiou et un herbicide. L'herbicide 1 est fabriqué à partir de glufosinate d'ammonium retiré du marché français par l'Anses (Agence française pour l'alimentation, l'environnement et la sécurité au travail) en 2017, car les risques pour la santé humaine liés à l'exposition à ce produit n'ont pas pu être écartés pour les agriculteurs qui l'utilisent, ainsi que pour les personnes se trouvant à proximité des zones traitées.

En ce qui concerne le risque pour l'environnement, nous avons constaté que 4 fongicides (fongicide 2, 4, 6 et 10) utilisés contre le mildiou contribuent le plus au risque pour l'environnement. Le fongicide 10 (ingrédient actif : cyazofamide) présente le niveau de risque environnemental le plus élevé (14 % du niveau de risque global de la parcelle).

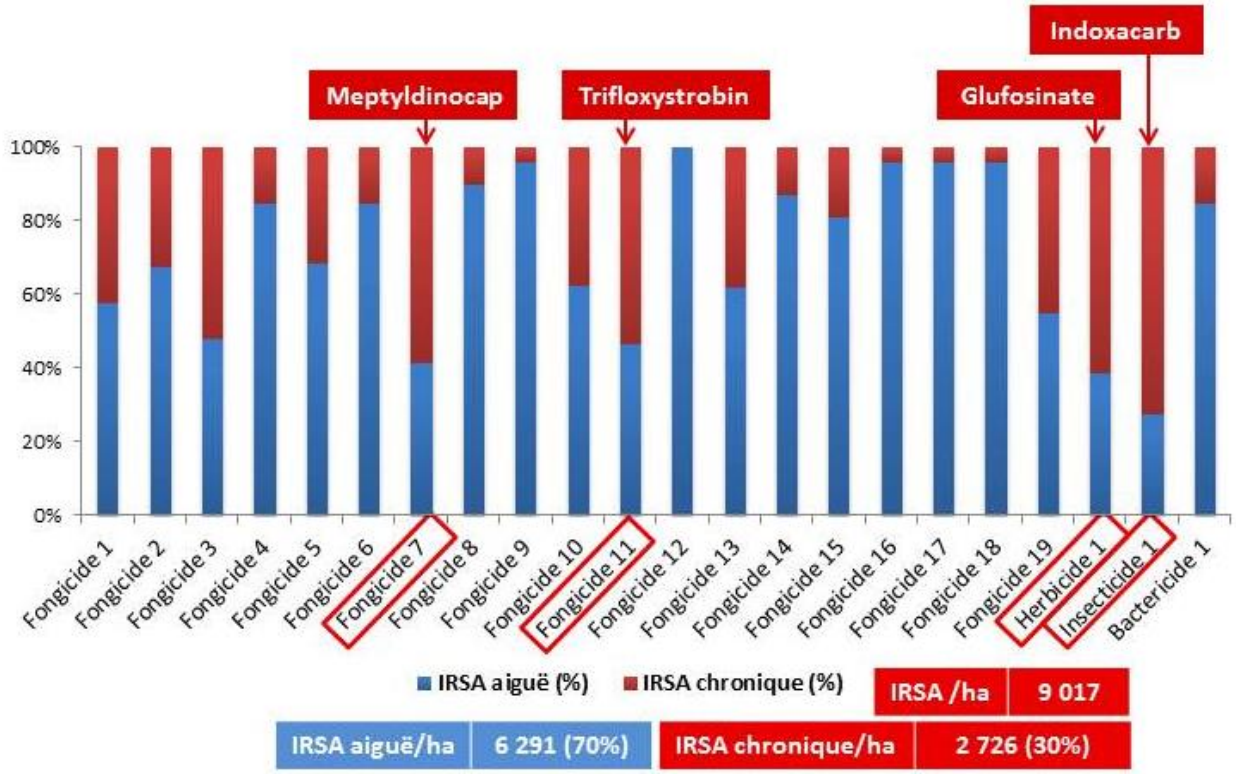


Figure 70. La part de toxicité aiguë et chronique des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole conventionnelle/intégrée
(Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 70 montre la part de toxicité aiguë et chronique pour chaque produit utilisé dans le traitement de la parcelle viticole étudiée dans le graphique précédent (figure 69). L'IRSA aiguë est égale à 6291 (70 % de l'IRSA total) et l'IRSA chronique est 2726 (30 % de l'IRSA total). Le risque de toxicité pour la santé humaine sur cette parcelle viticole implique principalement une toxicité aiguë, qui dépasse 50% du niveau de toxicité globale de tous les fongicides sauf les fongicides 7 et 11. D'autre part, la part de toxicité des seuls herbicide 1 et insecticide 1 présentés est plutôt plus chronique qu'aiguë. L'IRSA chronique de l'insecticide 1 représente 70% du risque global pour la santé de l'applicateur qui génère une neurotoxicité, un impact sur la reproduction et le développement des organes et un effet endocrinien. De plus, le fongicide 7 (MA = métyldinocap) et le fongicide 11 (MA = trifloxystrobine) présentent un risque chronique élevé.

La subdivsision de l'IRSA en deux sous-indicateurs (IRSA aigu et chronique) permet à l'agriculteur de mieux reconnaître les caractéristiques toxicologiques de chaque produit utilisé afin d'éviter les produits à toxicité chronique élevée et d'améliorer la gestion des pesticides avec un meilleur choix de produits phytosanitaires.

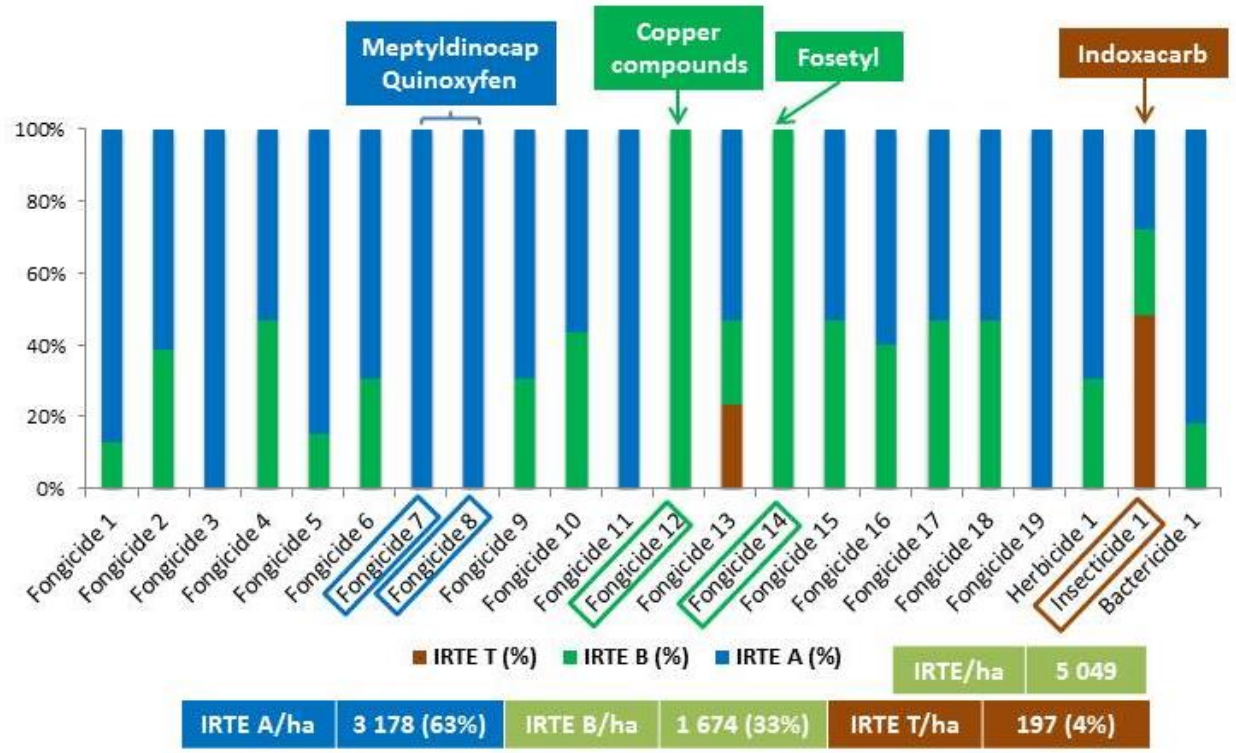


Figure 71. La part du risque de toxicité pour chaque compartiment environnemental des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole conventionnelle/intégrée (Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 71 présente la part du risque de toxicité de chaque produit utilisé pour les différents compartiments environnementaux : l'air (oiseaux), l'eau (organismes aquatiques) et le sol (organismes terrestres invertébrés). L'IRTE aquatique est égale à 3178 (63 % de l'IRTE totale), l'IRTE oiseaux est de 1674 (33 % de l'IRTE totale) et l'IRTE terrestre est de 197 (4 % de l'IRTE totale). La plupart des produits a un niveau de toxicité aquatique élevé qui peut représenter pour certains produits 100% de son IRTE, comme c'est le cas pour les deux fongicides 7 et 8 aux substances actives Meptyldinocap et Quinoxyfen.

Le fongicide 12 (MA = composés de cuivre) et le fongicide 14 (MA = fosétyl) représentent le risque le plus élevé pour le compartiment aérien. Le fongicide 12 est à base de cuivre, ce qui nous donne une indication de la toxicité des produits à base de cuivre sur l'environnement atmosphérique, en particulier les oiseaux.

Malgré le faible risque dans l'environnement terrestre de tous les produits utilisés, l'insecticide 1 (MA = indoxacarbe) représente plus de 50 % de l'IRTE totale. C'est un produit toxique pour les abeilles qui doit être utilisé en dehors du stade de floraison.

2.2.2 Analyse des pratiques phytosanitaires en agriculture biologique

Dans cette partie, nous présenterons les résultats du traitement phytosanitaire d'une parcelle viticole biologique du département de la Gironde. La parcelle a été choisie parmi le groupe de parcelles qui représente la moyenne des valeurs des indicateurs dans l'agriculture biologique (à travers une analyse par grappes "clustering" des pratiques de protection des plantes basée sur des indicateurs de pression et de risque comme critères de classification). La superficie de cette parcelle est de 3,59 ha. Sur cette parcelle, l'agriculteur a utilisé 5 produits phytosanitaires qui sont tous des fongicides à base de soufre et de cuivre (figure 72 et tableau de l'annexe 3).

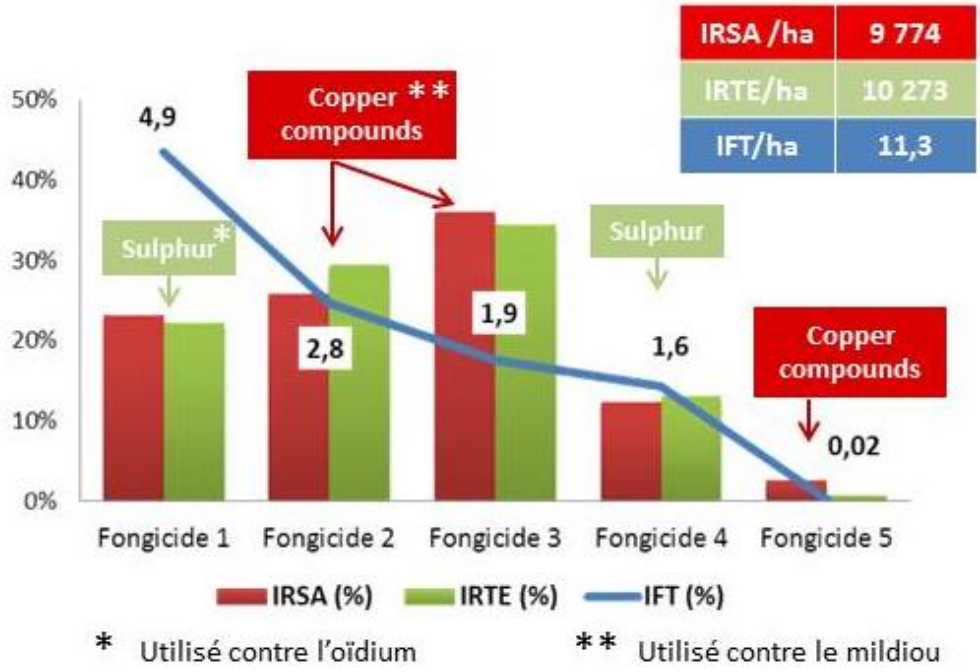


Figure 72. Contribution des produits phytopharmaceutiques appliqués sur une parcelle viticole au risque et à la pression phytosanitaire (agriculture biologique)
(Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

Ces illustrations montrent les indicateurs de risque et l'IFT calculé pour chaque produit utilisé dans cette parcelle viticole. Les valeurs des indicateurs de pression phytosanitaire (IFT) et de risque (IRSA et IRTE) ne montrent pas de corrélation comme dans le cas de la parcelle étudiée précédemment en agriculture conventionnelle/intégrée. En effet, la diminution du risque de

toxicité n'est pas associée à la réduction de la fréquence de traitement (IFT), comme le montre la comparaison entre le fongicide 1 et 3.

Tous les fongicides utilisés dans cette parcelle sont à base de soufre ou de cuivre qui présentent un risque pour la santé humaine et l'environnement, en particulier le fongicide 1, 2 et 3 (figure 72). Le fongicide 2 et le fongicide 3 contribuent le plus aux risques pour la santé humaine et l'environnement, mais ils ne sont pas utilisés avec les IFT les plus élevés. Ces deux fongicides sont basés sur le même principe actif « composés de cuivre » en cuivre et utilisés contre le mildiou. La contamination par le cuivre provenant des pesticides provoque une toxicité pour les organismes du sol et des ressources en eau (Neaman et al., 2024).

Le fongicide 1 à 80 % de soufre est utilisé avec l'IFT le plus élevé (4,9) pour lutter contre l'oïdium.

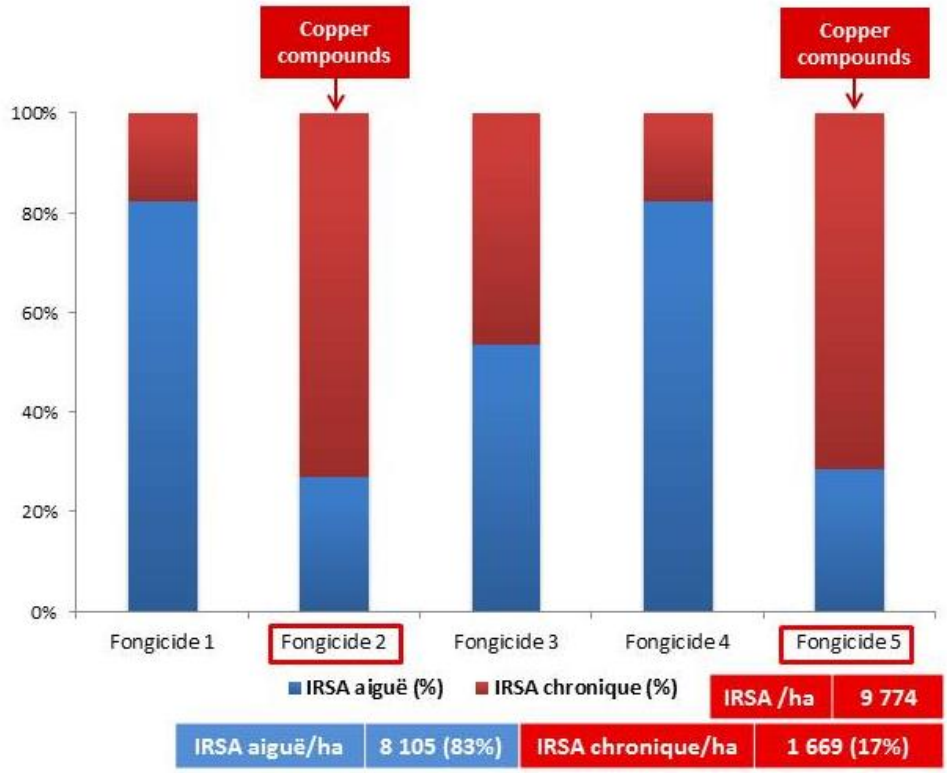


Figure 73. La part de toxicité aiguë et chronique des produits phytosanitaires utilisés dans le traitement de la parcelle viticole biologique
(Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 73 présente la part de toxicité aiguë et chronique pour chaque produit utilisé dans le traitement de la parcelle viticole biologique. L'IRSA par hectare est égal à 9774, l'IRSA aigu représente la partie la plus importante avec 83% au niveau de la parcelle. Une analyse plus détaillée montre que la part de toxicité varie d'un produit à l'autre. Les fongicides 2 et 5 (à base

de cuivre) représentent plus de 70 % du risque chronique pour la santé humaine. Ce type de risque est lié à des effets à long terme tels que la neurotoxicité, la reproduction et l'effet endocrinien. Ces deux fongicides sont utilisés contre le mildiou. Cependant, les fongicides 1 et 4 (à base de soufre) présentent un risque élevé de toxicité aiguë lié à des effets à court terme tels que l'irritation de la peau et des yeux et l'impact sur les voies respiratoires par inhalation.

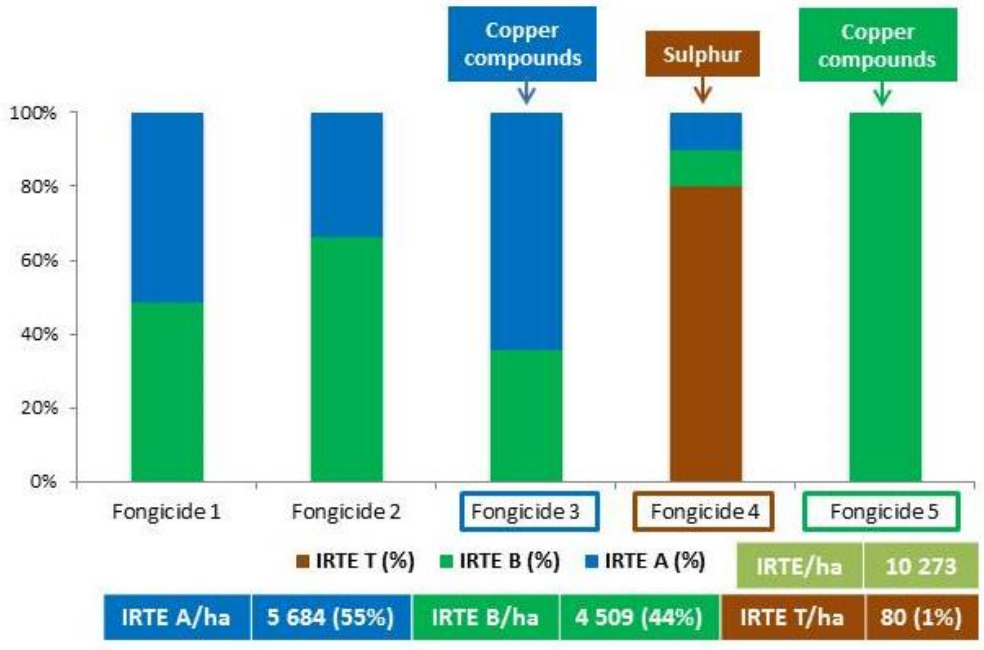


Figure 74. La part du risque de toxicité pour chaque compartiment environnemental des produits phytopharmaceutiques utilisés dans le traitement de la parcelle viticole biologique (Source : Enquêtes de terrain Gironde 2016 ; Réalisation : Grimene, 2024)

La figure 74 présente la part du risque de toxicité de chaque produit utilisé pour les différents compartiments environnementaux : l'air (oiseaux), l'eau (organismes aquatiques) et le sol (organismes terrestres invertébrés). L'IRTE aquatique est égale à 5684 (55 % de l'IRTE totale), l'IRTE oiseaux est de 509 (44 % de l'IRTE totale) et l'IRTE terrestre est de 80 (1 % de l'IRTE totale). Les produits à base de cuivre (fongicides 2, 3 et 5) sont toxiques sur les oiseaux et les organismes aquatiques comme le fongicide 2 et le fongicide 5. Le fongicide 3 contribue au risque de toxicité aquatique de plus de 60 % de l'IRTE totale. Il est composé de 35% de cuivre et est utilisé contre le mildiou.

L'analyse approfondie de l'impact environnemental des produits phytosanitaires à l'aide de sous-indicateurs peut aider les autorités de gestion des territoires à élaborer des plans d'action pour la protection de la biodiversité (faune et flore) et à mieux gérer la pollution des milieux naturels, en particulier aquatiques. De plus, selon le type de sol et l'emplacement de la parcelle par rapport

aux cours d'eau, les niveaux de risque peuvent être pondérés et des plans d'action plus appropriés et ciblés peuvent être élaborés afin de limiter l'impact de certains produits phytosanitaires potentiellement nocifs pour la santé humaine et l'environnement.

3. Analyse spatiale des cartes de risque potentiel sur le bassin versant de la Gimone

Le risque de toxicité sur la santé humaine peut être représenté par l'indicateur IRSA et les deux sous indicateurs IRSA aigu et IRSA chronique calculés à partir des enquêtes de terrain sur le bassin versant de la Gimone (figure 75). La représentation spatiale des résultats de calcul de ces indicateurs est faite à l'échelle de la parcelle agricole. Les parcelles sont classées en fonction des cultures, et chaque culture possède une note de risque potentiel. Les notes varient de 2 à 32, suivant une suite géométrique. L'attribution des notes a été faite avec la même méthode que la notation des indicateurs de la vulnérabilité. Afin de faciliter la lecture des cartes nous avons opté pour des classes qualitatives qui décrivent le niveau de risque de plus faible au plus élevé. En effet, la carte met en évidence le niveau de risque potentiel lié à chaque parcelle agricole. C'est une représentation graphique à une échelle précise qui permet de repérer avec précision les zones à haut risque. La mise en évidence des résultats à travers une représentation visuelle des données qualitatives simplifie l'analyse des résultats et la lecture de la carte.

Le risque potentiel sur la santé varie d'un niveau faible à élevé en suivant respectivement les couleurs gris clair, rouge et noir sur la carte ci-après. Sur l'ensemble du bassin versant, le risque potentiel ISRA se calcule pour les parcelles cultivées qui représentent 77 % du total des parcelles du bassin versant de la Gimone. Le risque potentiel IRSA est faible sur la moitié des parcelles du bassin versant de la Gimone (58%). Ce niveau de risque est lié aux parcelles des grandes cultures qui occupent le plus de surface sur le bassin versant de la Gimone. Ce sont des cultures non exigeantes en termes de pratiques phytosanitaires. Donc elles n'entrainent pas forcément une forte toxicité sur la santé humaine. Une multitude de parcelles ayant un risque potentiel IRSA moyen à élevé (41% des parcelles) se concentrent autour des habitations, représentées sur la carte par une entité en maille (figure 75 A). Cette représentation du risque nous donne une idée sur les enjeux sanitaires liés à la proximité des zones d'habitation avec les parcelles agricoles traitées. Une analyse plus détaillée de cet indicateur de risque est illustrée par les deux cartes B et C qui représentent respectivement le risque potentiel aigu et le risque potentiel chronique.

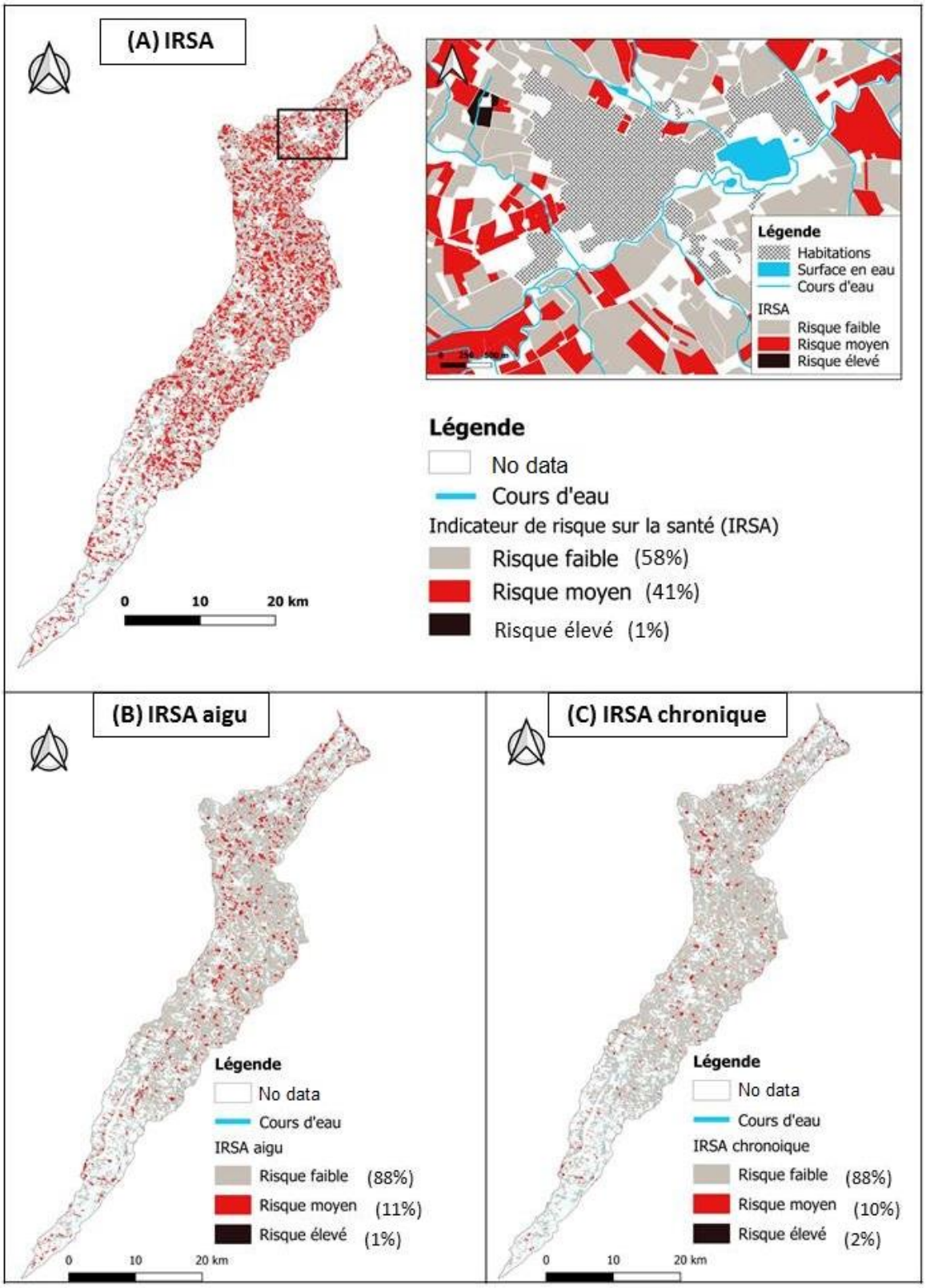


Figure 75. (A) Distribution spatiale du risque potentiel sur la santé humaine sur les parcelles du bassin versant de la Gimone ; (B) Distribution spatiale du risque potentiel aigu ; (C) Distribution spatiale du risque potentiel chronique
(Source : BD Carthage, RPG et OSC 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

Le risque de toxicité sur l'environnement peut être représenté par l'indicateur IRTE et les deux sous indicateurs IRTE terrestre (abeilles, vers de terre) et IRTE aquatique (plantes aquatiques, algues, poissons, daphnies) calculés à partir des enquêtes de terrain sur le bassin versant de la Gimone (figure 76 p. 186). De même que pour le risque sur la santé humaine, la représentation spatiale des résultats de calcul de ces indicateurs est faite à l'échelle de la parcelle agricole et les notes varient de 2 à 32. Le tableau ci-dessous présente l'exemple de résultat de calcul des notes de l'indicateur IRTE aquatique qui varient de 2 à 32 en se basant sur les valeurs de l'IRTE aquatique pondérée par hectare pour chaque culture sur le bassin versant de la Gimone.

Tableau 23. Exemple de calcul des notes de risque potentiel aquatique sur l'ensemble des cultures du bassin versant de la Gimone
(Source : Enquêtes de terrain 2012-2018; Réalisation : Grimene, 2024)

Cultures	Surface (ha)	IRTE A	Notes IRTE A	Niveau de risque
Ail	374	1047	8	Moyen
Avoine	129	142	2	Faible
Blé dur	4157	877	8	Moyen
Blé tendre	17790	981	8	Moyen
Colza	1414	1291	8	Moyen
Coriandre	78	412	2	Faible
Féverole	12	999	8	Moyen
Lentille	317	575	8	Moyen
Lin	189	945	8	Moyen
Maïs	2914	835	8	Moyen
Maïs ensilage	194	373	2	Faible
Melon	344	1465	8	Moyen
Oignon / Echalote	52	1204	8	Moyen
Orge	265	532	2	Faible
Pois	59	1390	8	Moyen
Pois chiche	582	746	8	Moyen
Ray-grass	407	169	2	Faible
Soja	3289	525	2	Faible
Sorgho	666	239	2	Faible
Tournesol	14463	446	2	Faible
Triticale	512	519	2	Faible
Verger	83	3360	32	Elevé
Vigne	51	2982	32	Elevé

Ainsi, la carte représente le niveau de risque potentiel sur l'environnement avec indication de la proximité des parcelles traitées des ressources naturelles. Les cartes illustrent la localisation des parcelles ayant des cultures consommatrices en produits phytosanitaires toxiques sur les milieux

terrestres et aquatiques. Il s'agit d'une représentation spatiale qui nous permet à la fois de lire la note de toxicité, d'identifier la culture asscocié au risque et de localiser la parcelle par rapport à son environnement physique.

Le risque potentiel varie d'un niveau faible à un niveau élevé en suivant respectivement la couleur gris clair, vert et noir sur la carte de la figure 76. Sur l'ensemble du bassin versant, le risque potentiel se calcule pour les parcelles cultivées, elles représentent 77 % du total des parcelles (figure 76 B).

Le risque potentiel sur l'environnement est majoritairement du niveau moyen (72%). Ce pourcentage est critique vu le nombre des parcelles élevé qui présentent une toxicité sur les milieux naturels (cours d'eau et forêts). Les forêts sont représentés sur la carte par une entité en pointillée de couleur marron. La carte zoomée de la figure 76 A permet de visualiser la localisation des parcelles à risque et leur proximité avec des zones forestières et des cours d'eau. Ce voisinage des milieux naturels remet en question la préservation de la biodiversité terrestre et aquatique.

Les parcelles ayant un risque potentiel aquatique moyen à élevé se concentrent plutôt autour du cours d'eau principal (figure 76 C). Il s'agit d'un risque lié à la toxicité aquatique, ce qui nécessite encore plus d'attention aux choix des molécules (produits phytosanitaires) à appliquer à cause de la proximité de la source de pollution (les parcelles agricoles) aux cours d'eau. Ce risque calculé n'est basé que sur les caractéristiques écotoxicologiques et les propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires, donc à ce niveau-là on ne peut pas estimer le risque croisé avec les caractéristiques physiques du milieu.

Il fallait donc calculer le risque estimé qui pourra nous donner une présentation plus nette sur les niveaux de risque et les zones les plus concernées.

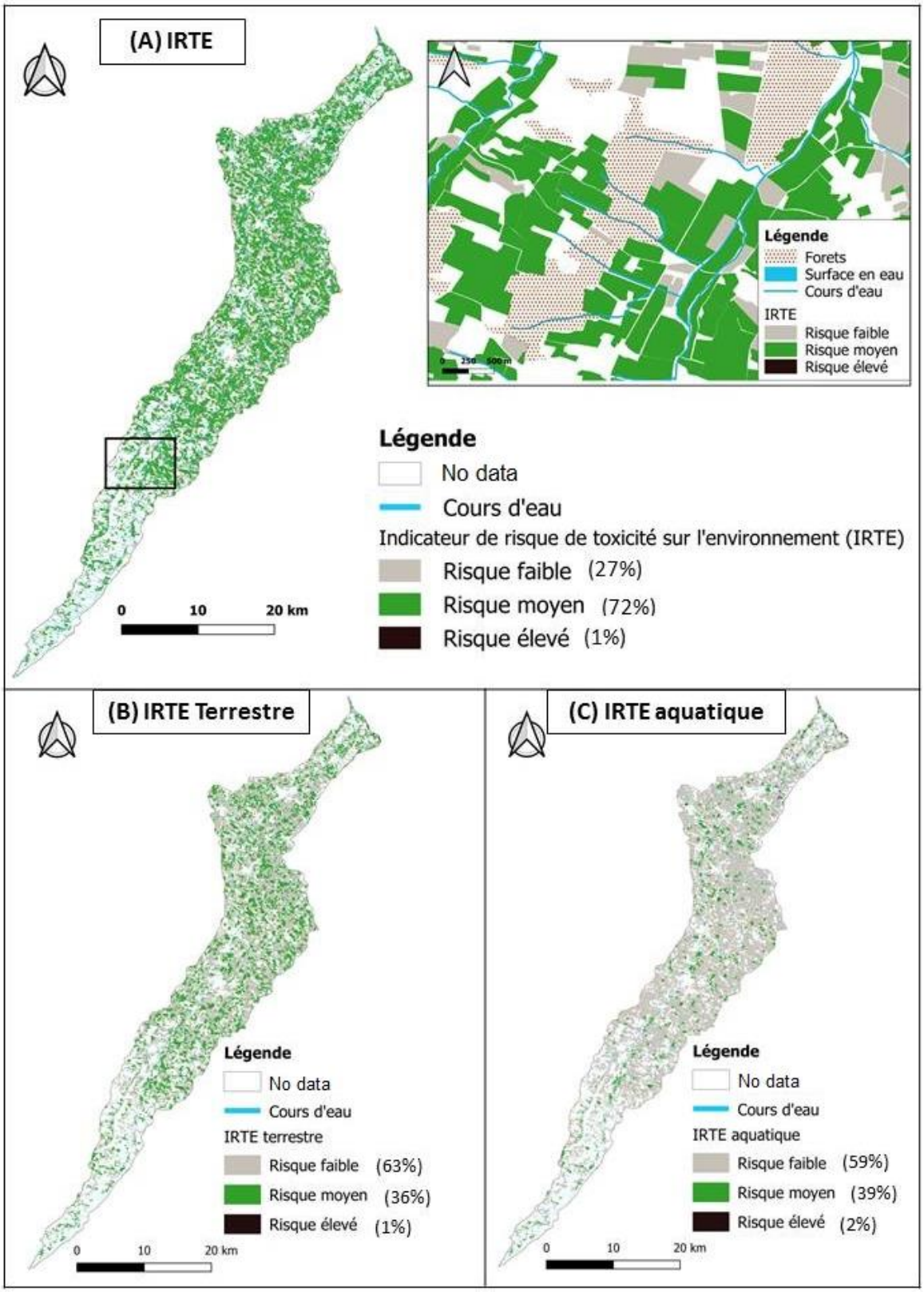


Figure 76. (A) Distribution spatiale du risque potentiel de toxicité sur l'environnement sur les parcelles du bassin versant de la Gimone ; (B) Distribution spatiale du risque potentiel terrestre ; (C) Distribution spatiale du risque potentiel aquatique
(Source : BD Carthage, RPG et OSC 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

Conclusion du chapitre 2

Ce travail montre l'utilité des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) et de l'indicateur de fréquence de traitement (IFT) comme outils d'aide à la décision pour l'évaluation et la gestion des pratiques phytosanitaires agricoles au niveau des parcelles. Les résultats obtenus visent à aider les agriculteurs à choisir des alternatives aux produits qui présentent le risque le plus élevé pour leur santé et l'environnement.

En effet, cette analyse nous a permis d'identifier une nouvelle approche pour la gestion du choix des produits phytopharmaceutiques en fonction de leur impact sur la santé humaine et sur les différentes composantes environnementales (sol et eau) en tenant compte des caractéristiques intrinsèques des parcelles agricoles et de leur milieu environnant.

L'analyse de la variabilité de ces indicateurs au niveau des parcelles a permis de montrer que le risque lié aux pratiques phytosanitaires est principalement lié à la formulation des produits utilisés. Cela signifie que le niveau de risque dépend du choix de la molécule appliquée (matière active) par l'agriculteur, quel que soit le système de culture et le mode de production adoptés.

La variabilité entre le mode de production (conventionnels/intégrés et biologiques) en termes de risque de toxicité pour la santé humaine et l'environnement est due à la différence de toxicité entre les produits utilisés (produits de synthèse utilisés en agriculture conventionnelle/intégrée et produits d'origine naturelle utilisés en agriculture biologique), ainsi que les quantités appliquées (dose/ha), qui sont souvent très élevées en agriculture biologique comme c'est le cas du soufre et du cuivre.

Les produits homologués en agriculture biologique le sont en raison de leur origine naturelle et/ou biologique, mais présentent également des niveaux de toxicité prouvés. Cependant, le risque de toxicité sur la santé humaine est généralement aigu et rarement chronique pour la plupart des produits utilisés en agriculture biologique, le niveau de toxicité environnementale peut être important, en particulier pour les produits à base de soufre et de cuivre. Cette analyse entre les différentes molécules utilisées par les agriculteurs et entre les différents systèmes agricoles peut être utile pour améliorer la gestion des traitements phytosanitaires au niveau de la parcelle. D'autre part, le résultat de l'analyse des molécules utilisées dans les parcelles viticoles permettra d'affiner le suivi des concentrations des molécules dans les rivières selon les analyses effectuées par les agences de l'eau en France. Plus précisément, c'est un résultat qui permet d'identifier les molécules les plus utilisées et qui ont le risque de toxicité environnemental le plus

élevé, donc probablement celles qui peuvent être trouvées dans les rivières aux concentrations les plus élevées. Il est également possible de développer cette approche à plus grande échelle afin d'analyser l'impact des pratiques phytosanitaires à l'échelle territoriale, tel que les résultats de notre travail de cartographie des notes de risque potentiel sur le bassin versant de la Gimone. Cela a été appliqué via des techniques d'analyse spatiale et de géographie. En effet, le risque lié aux produits appliqués sur les différentes parcelles a été cartographié au niveau du bassin versant afin d'identifier les parcelles présentant un risque potentiel élevé sur la santé humaine et l'environnement lié aux pratiques phytosanitaires.

CHAPITRE 3. EVALUATION DU RISQUE ESTIME GLOBAL DE POLLUTION PHYTOSANITAIRE DIFFUSE AU NIVEAU DES PARCELLES AGRICOLES DU BASSIN VERSANT DE LA GIMONE

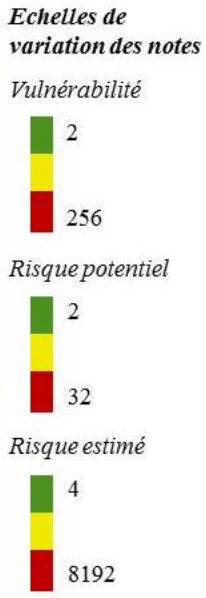
1. Résultats de calcul des notes du risque estimé global

Le calcul des notes de risque estimé a été fait via le logiciel R Studio, sur la table attributaire de la couche géographie risque estimé issue de QGIS. Cette table a comme données le risque potentiel et la vulnérabilité globale calculée via la sommation des notes de vulnérabilité des indicateurs de vulnérabilité prédéfinis dans la partie précédente.

Pour simplifier le calcul et faciliter la lecture des résultats, le calcul a été fait sur les notes de chaque indicateur, issues de sa hiérarchisation en fonction de sa contribution au risque et à la vulnérabilité. Les notes de risque potentiel varient de 2 à 32 (issues de la notation suivante et les notes de vulnérabilité globale varient de 2 à 256 (issues de la somme des notes des différents indicateurs de vulnérabilité). Le résultat de calcul de ces notes, sur quelques parcelles du bassin versant de la Gimone, est présenté dans le tableau suivant.

Tableau 24. Résultats de calcul des notes du risque estimé global de quelques parcelles sur le bassin versant de la Gimone

Parcelle	Culture	Vulnérabilité globale	Risque potentiel	Risque estimé
1	Blé tendre	52	8	416
2	Colza	66	8	528
3	Colza	102	8	816
4	Colza	56	8	448
5	Féverole	82	8	656
6	Orge	164	2	328
7	Pois	82	8	656
8	Soja	164	2	328
9	Tournesol	84	2	168
10	Verger	76	32	2432
11	Verger	124	32	3968
12	Vigne	42	32	1344
13	Vigne	128	32	4096



Sur les résultats de calcul de risque potentiel, les parcelles de même culture gardent la même note de risque potentiel calculée par pondération à l'hectare sur un échantillon des itinéraires techniques des pratiques phytosanitaires appliquées sur la même culture au niveau de la zone d'étude. En revanche, pour les résultats de risque estimé, les notes varient pour la même culture

en fonction de la localisation de la parcelle et de ses caractéristiques intrinsèques de vulnérabilité.

Au niveau de certaines parcelles, le risque potentiel aquatique est faible avec une note de 2, telle que les parcelles 6 d'orge et 8 de soja. La multiplication de ce risque potentiel avec la note de vulnérabilité globale pourra accentuer le niveau de risque de toxicité sur les parcelles très vulnérables, ayant une note globale de vulnérabilité élevée. En se référant à ces deux exemples, la relation de corrélation entre risque estimé et vulnérabilité est plus explicite à comprendre. L'analyse du risque estimé, en tant qu'indicateur isolé (non associé à la vulnérablité), donne une simple indication sur le niveau de risque de toxicité des prodtuits appliqués. L'intégration de la composante vulnérabilité permet de positionner ce risque par rapport à son contexte physique et d'évaluer si cette note de risque de toxicité présentera réellement un enjeu face aux ressources naturelles et à la santé humaine. Si la parcelle se trouve dans un environnement vulnérable, le risque estimé est plus élevé. On ne peut ainsi parler d'un risque estimé qu'à l'aide de sa multiplication avec la vulnérabilité dans le calcul des notes et la classification des parcelles entre parcelles à faible niveau de risque et parcelles à haut niveau de risque.

2. Analyse spatiale des cartes du risque estimé global

L'évaluation du risque lié à l'utilisation des produits phytosanitaires est un process qui nécessite à la fois l'étude des caractéristiques, écotoxicologiques et physicochimiques des matières actives utilisées et l'étude des caractéristiques intrinsèques de la parcelle sur lequel les produits sont appliqués. Ce processus se traduit par une approche d'analyse croisée entre risque potentiel de toxicité des produits et de la vulnérabilité du milieu. Sur notre cas d'étude, l'unité d'application des produits phytosanitaires est la parcelle agricole. De ce fait, il est nécessaire d'étudier le niveau de vulnérabilités des ressources naturelles afin d'estimer l'impact sanitaire et environnemental des pratiques phytosanitaires sur le milieu à proximité des parcelles agricoles (cours d'eau, habitations, forêt, …). Le résultat issu de l'analyse de ce croisement est le risque estimé global, qui a comme objectif de déterminer s'il y a vraiment un risque réel de pollution et de toxicité des milieux naturels et des micro-organismes.

Nous avons choisi de présenter les résultats d'étude du risque estimé global sur les ressources en eaux superficielles. Donc, il fallait récupérer les résultats de calcul de l'indicateur de risque potentiel aquatique et les résultats de calcul de la vulnérabilité globale. En effet, les notes du risque estimé global résultent de la multiplication des notes de risque potentiel aquatique et de vulnérabilité globale sur l'échelle de chaque parcelle agricole (figure 77).

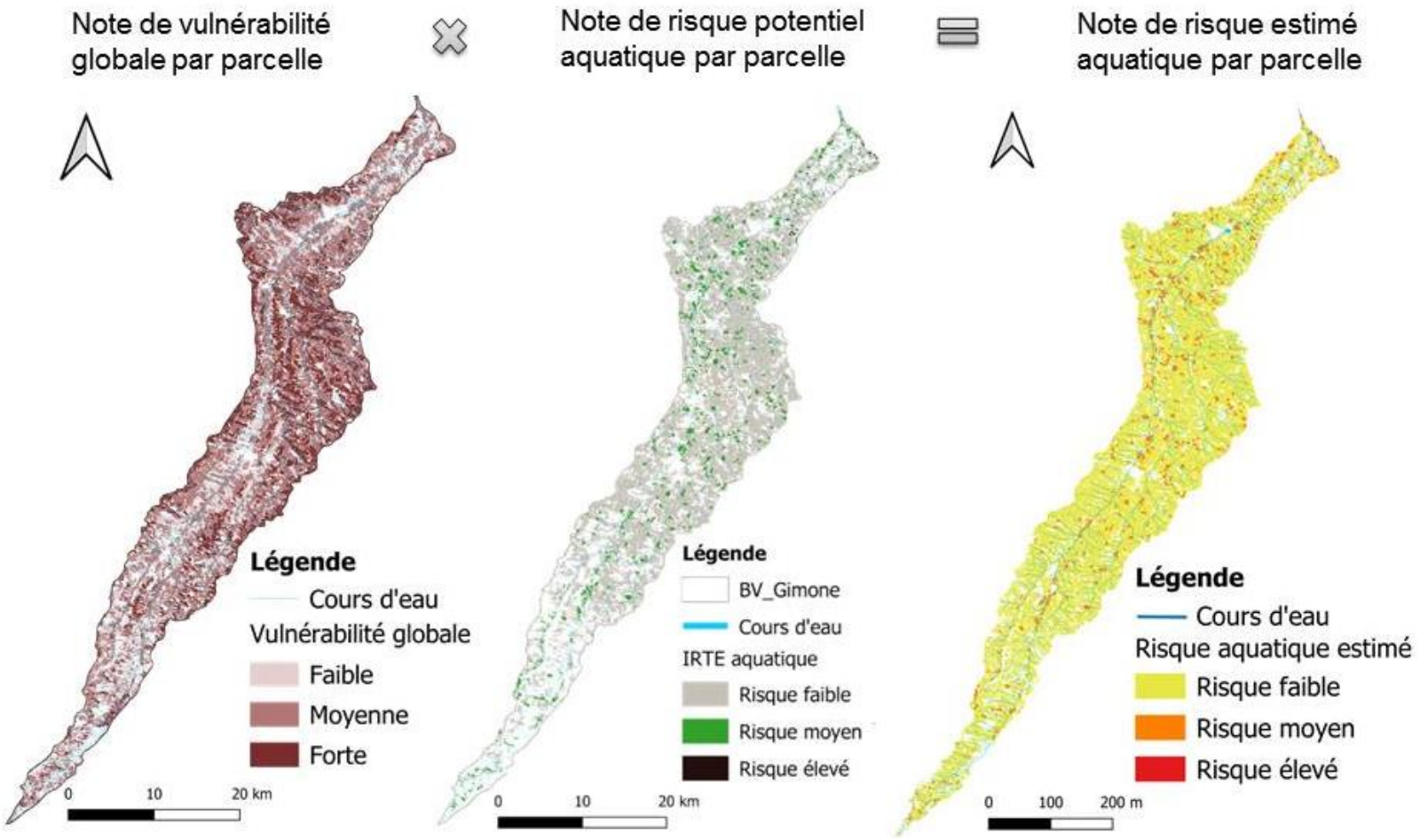


Figure 77. Croisement des cartes de vulnérabilité et du risque potentiel
(Source : Grimene et al., 2019)

Les notes calculées sont représentées sur une carte afin de repérer les parcelles et les cultures responsables de la pollution phytosanitaire diffuse des cours d'eau.

La carte 77 représente le croisement des deux cartes de risque potentiel et de vulnérabilité dans le but de créer une carte de risque estimé global. Afin de mieux présenter les résultats de cartographie du risque estimé sur les parcelles du bassin versant de la Gimone, il est nécessaire de comprendre tout d'abord la distribution spatiale des terres agricoles sur le bassin versant entre surfaces agricoles cultivées et surfaces agricoles non cultivées.

Le calcul de l'indicateur de risque aquatique estimé et le calcul des différentes surfaces associé à chaque niveau de risque est présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 25. La distribution spatiale des terres agricoles du bassin versant de la Gimone et les surfaces dédiées à chaque niveau de risque estimé

	Surface agricole non cultivée	**Surface agricole cultivée**		
		Risque estimé faible	**Risque estimé moyen**	**Risque estimé élevé**
Surface (en ha)	15 690 ha	46 163 ha	5 524 ha	134 ha
Surface (en %)	23 %	68 %	8 %	1 %

La représentation spatiale du risque estimé est illustrée par la carte 78. Elle présente un aperçu plus net et plus lisible des résultats de cartographie du risque estimé global sur les différentes parcelles du bassin versant de la Gimone, avec un zoom sur le cours d'eau principal et les parcelles adjacentes au nord du territoire. Les indicateurs de risque estimé sont classés en trois classes, allant de faible à élevé, de couleur jaune au rouge. Les pourcentages des surfaces de chaque niveau de risque sont calculés sur le totale des parcelles cultivées seulement sur lesquelles un calcul des indicateurs de toxicité a été fait (non compris les parcelles non cultivées).

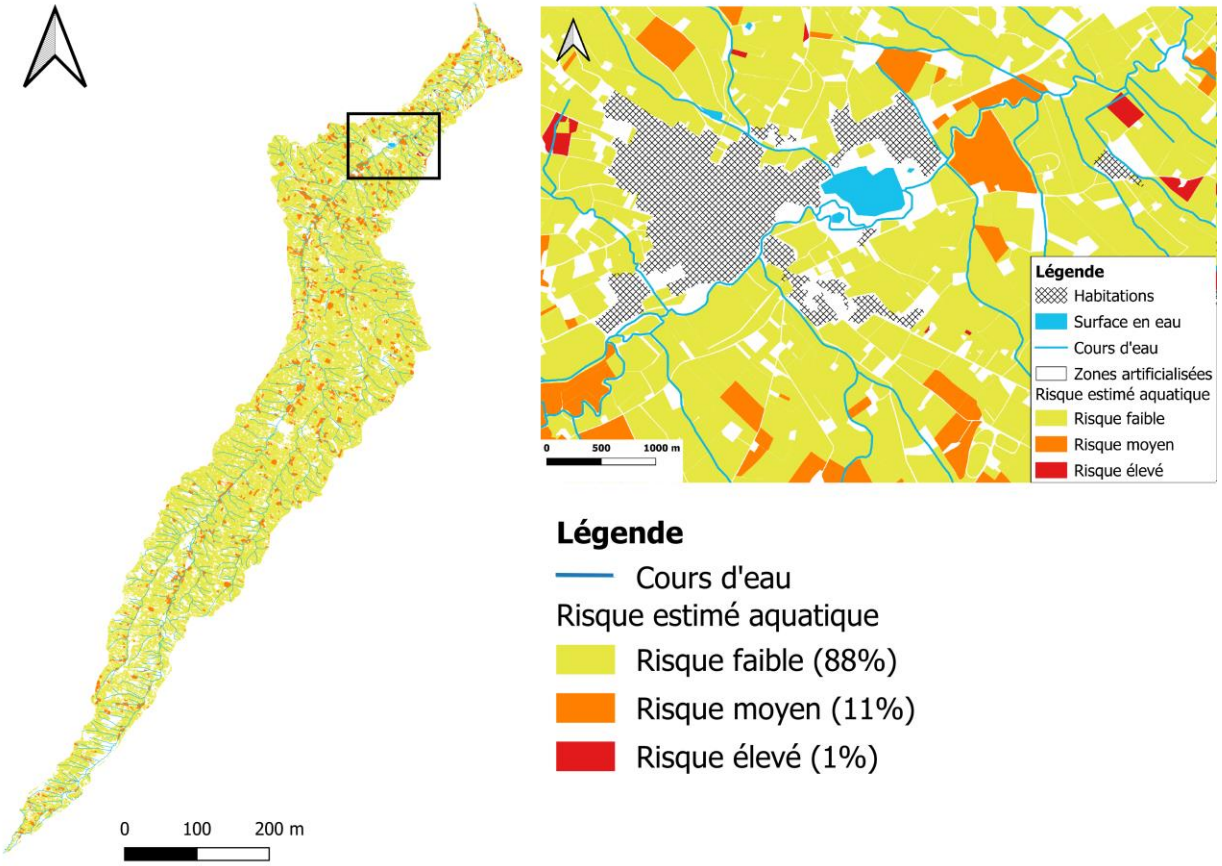


Figure 78. Carte du risque estimé de pollution phytosanitaire diffuse des ressources en eau superficielles au niveau des parcelles agricoles du bassin versant de la Gimone (Source : RPG 2017, BD Carthage ; Réalisation : Grimene, 2024)

Les résultats de l'analyse spatiale du risque aquatique estimé montrent que les parcelles présentant un risque sanitaire moyen à élevé représentent 12 % de la surface totale des parcelles cultivées (figure 78). Cette analyse met en évidence de manière évidente la problématique de la sécurité sanitaire pour les agriculteurs et leurs proches et notamment pour la toxicité des micro-organismes aquatiques existants dans les cours d'eau du bassin versant de la Gimone.

Environ 9 % (5 658 ha) de la SAU totale du bassin versant de la Gimone est exposée à un risque de toxicité aquatique, avec des scores moyens et élevés. Le souci lié à ce risque moyennement élevé de toxicité réside dans la proximité des parcelles traitées avec les cours d'eau, ce qui favorise un transfert direct de polluants vers l'environnement aquatique (figure 78). En utilisant cette analyse spatiale, nous sommes incités à prendre des mesures concernant les pratiques phytosanitaires en améliorant la sélection des matières actives/produits par les agriculteurs en fonction de la proximité des parcelles avec l'environnement naturel. Cette approche vise à

substituer les produits phytosanitaires présentant un risque élevé de toxicité pour l'environnement aquatique par des produits moins toxiques.

Selon l'analyse de la carte, nous constatons que les parcelles orange sont moins nombreuses que celles en jaunes. De plus, elles sont dispersées sur l'ensemble de l'espace du bassin versant. Ceci est lié au niveau de vulnérabilité des différentes parcelles qui varient considérablement d'une zone à l'autre, et également au risque potentiel de toxicité aquatique calculé sur la base des matières actives employées. Ces parcelles présentent un véritable danger pour les eaux de surface qui s'écoulent en bordure de terrains. Le carton[26] de la figure 78 met en évidence clairement la proximité de ces parcelles avec les cours d'eau.

La dépendance qui relie le risque potentiel et la vulnérabilité sert à définir le risque estimé. La superposition des deux couches géographiques risque potentiel et vulnérabilité permet de lire et de mieux comprendre cette relation, du fait que si le risque potentiel d'une telle parcelle est élevé et qu'elle présente à la fois un niveau de vulnérabilité faible ou nul, le risque estimé sur la même parcelle sera nul. De même, si on prend l'exemple d'une parcelle avec une vulnérabilité très élevée et un risque potentiel nul, le résultat de risque estimé sera également nul.

Les deux cartes ci-dessous prises sur les mêmes parcelles de la partie aval du bassin versant illustre cette dépendance qui relie les deux notions risque et vulnérabilité et explique au mieux le résultat de croisement des notes calculées afin d'avoir un résultat de risque estimé.

[26] **Le carton :** est une image supplémentaire, insérée dans la même page qui fournit une clarification de l'espace surchargé (Bord et Blin, 1995)

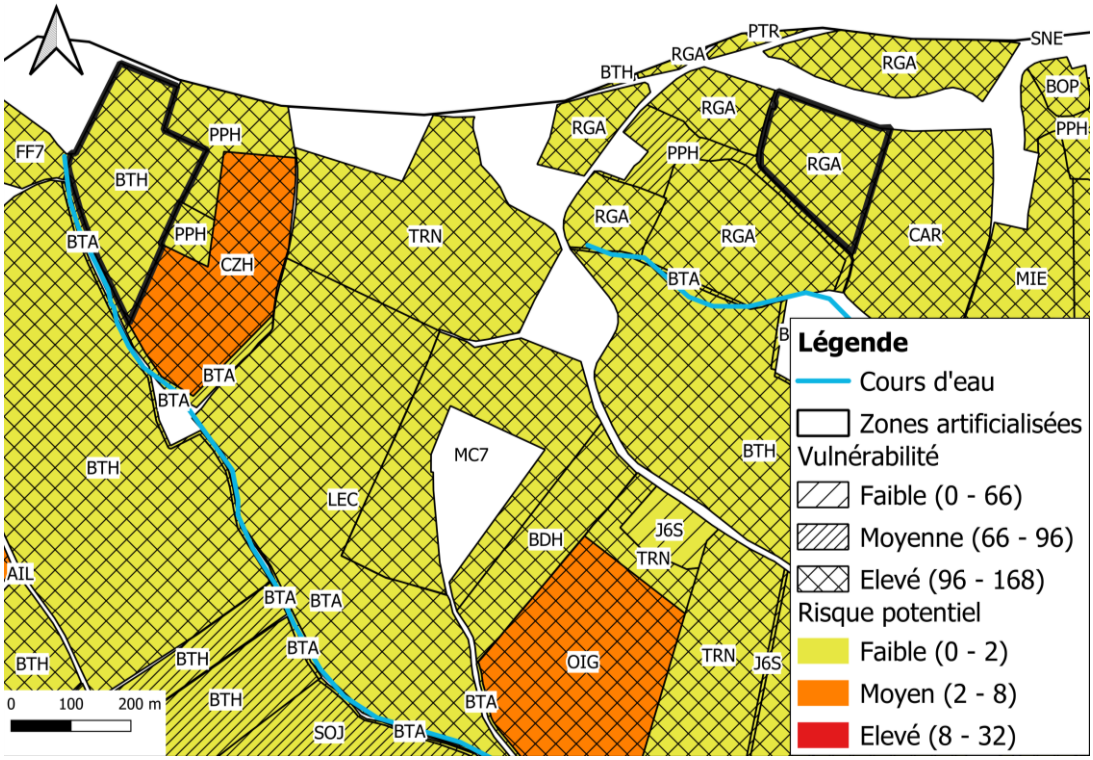


Figure 79. Superposition des deux cartes de risque potentiel et de vulnérabilité sur une zone de l'aval du bassin versant versant de la Gimone
(Source : BD Carthage, RPG 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

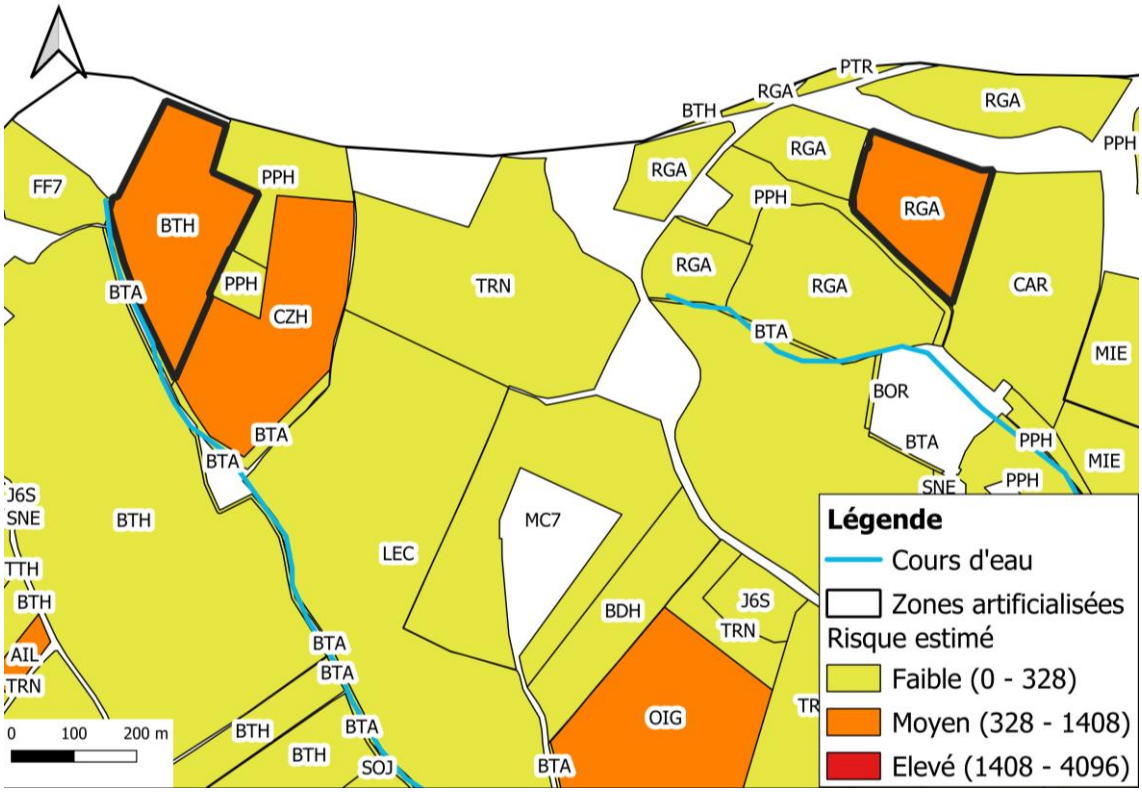


Figure 80. Carte de risque estimé global sur une zone de l'aval du bassin versant versant de la Gimone
(Source : BD Carthage, RPG 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

En comparant les deux cartes, on remarque que la parcelle du blé tendre (BTH), a un niveau de vulnérabilité élevé et un niveau de risque potentiel faible. Le résultat de croisement des deux notes induit à un niveau de risque estimé moyen. Donc, on peut dire que la vulnérabilité de la parcelle augmente le niveau de risque estimé, vu l'exposition plus élevée à la toxicité sur un milieu vulnérable. Dans le même sens, la parcelle du ray-grass (RGA) en haut de la carte, à droite, son risque estimé moyen résulte du croisement d'un risque potentiel faible et d'une vulnérabilité élevée. Le niveau de vulnérabilité des deux parcelles est dû à la fois à une pente élevée, une texture de sol fine, une lithologie caractérisé par d'alluvions et un couvert du sol non protecteur.

La texture fine du sol joue un rôle important dans le processus de transfert des matières actives toxiques en raison de sa faible capacité d'infiltration d'eau et donc l'augmentation du ruissellement surtout avec une telle parcelle adjacente au cours d'eau. Cette texture conditionne ainsi le temps et la vitesse du transfert de polluant.

La lithologie, qui nous permet de se renseigner sur les niveaux de friabilité et d'érodibilité du sol, joue également un rôle important dans le transfert potentiel de polluants vers les ressources naturelles. Ce paramètre impacte l'érosion hydrique au niveau de cette parcelle, située sur une pente élevée, ainsi que le transport de particules de sol chargées de polluant.

Pour notre méthode de travail, nous avons pris en compte la présence des bandes tampons et des bordures des champs en calculant l'indice de connexion hydrologique. De plus, il est estimé que 12 % des parcelles présentent encore un risque estimé de pollution aquatique. Cela nous conduit à penser d'agir également sur le choix des pratiques phytosanitaires et sur les substances actives utilisées à côté de la mise en place des stratégies d'action visant à créer les zones tampons. On peut ainsi garantir la gestion du risque via le choix des méthodes de traitement moins nocives.

La représentation des valeurs du risque potentiel aquatique pour chaque culture permet de mieux comprendre l'origine de la toxicité. Cela nous ramène à identifier les cultures sur lesquelles il faut urgemment intervenir. Les résultats sont représentés par la figure 81.

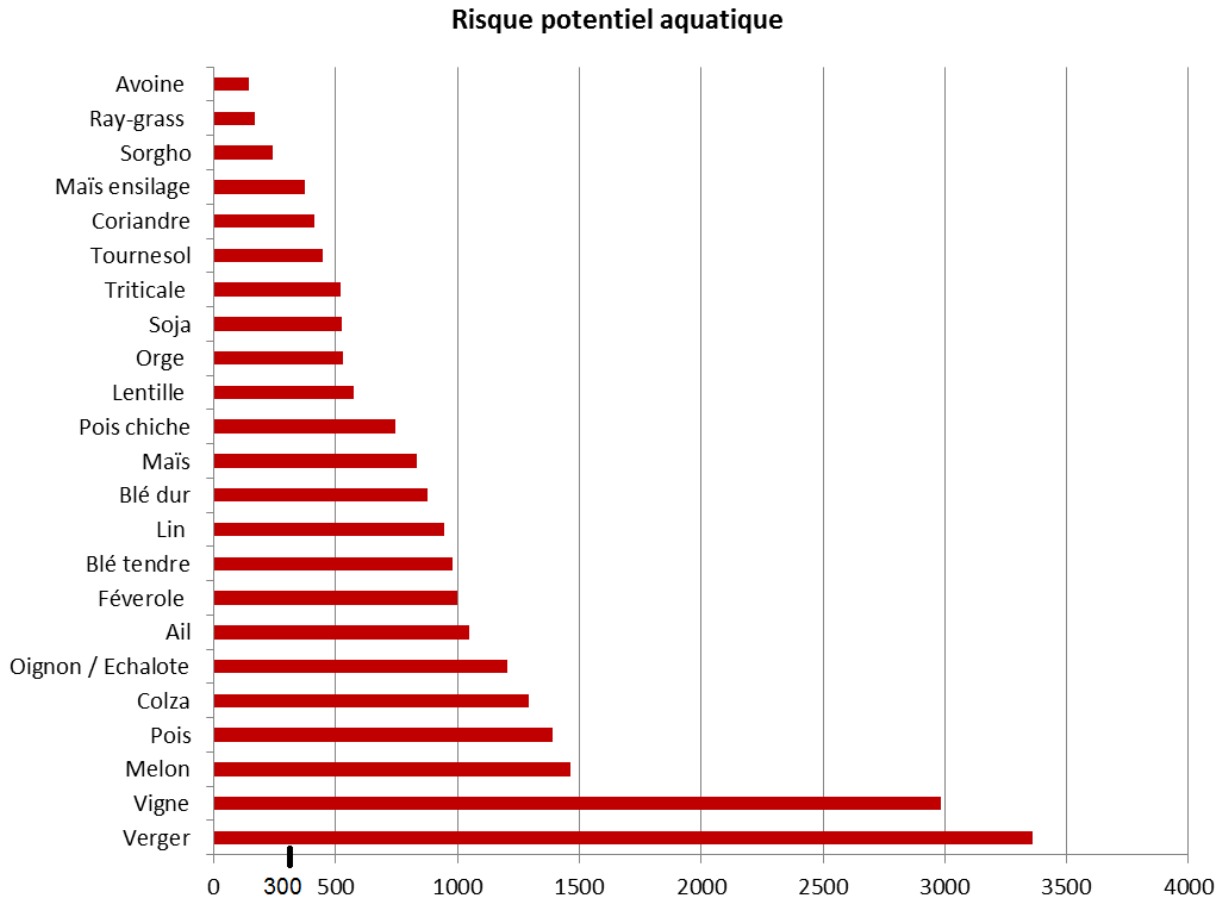


Figure 81. Risque potentiel aquatique par culture
(Source : Grimene, 2024)

Cette analyse a été réalisée sur les 23 cultures implantées en 2017 sur les parcelles du bassin versant de la Gimone. Par faute de temps et de moyens, les enquêtes de terrain et le calcul de risque de toxicité des pratiques phytosanitaires sur le bassin versant n'ont pas été réalisés pour quelques cultures. Les cultures avec un risque supérieur ou égal à 300 (risque élevé) représentent une superficie de 5 658 hectares, ce qui représente 9 % de la SAU totale du bassin versant. Ils s'agissent des cultures les plus polluantes. Les grandes cultures sont les cultures majoritairement présentes sur le bassin versant de la Gimone. On trouve ainsi pois, colza, blé tendre, blé dur et maïs. Elles sont mentionnées de manière respective en fonction de leur contribution à la pollution phytosanitaire diffuse des ressources en eau.

Le risque estimé, issu du croisement de risque potentiel et de vulnérabilité, est calculé uniquement à l'échelle de la parcelle, sans prendre en compte une note moyenne pondérée du risque par culture. Cela s'explique par le fait que les niveaux de vulnérabilité varient d'une parcelle à une autre, même si elles sont cultivées avec la même culture. Cela est dû à la position de la parcelle qui peut varier d'un milieu moins sensible à un autre plus sensible selon les

caractéristiques physiques du milieu. Les cultures pérennes, telles que les vignes et les vergers, sont toujours à haut risque de toxicité. Elles nécessitent un traitement phytosanitaire intensif, que ce soit en termes de fréquence de traitement ou de type de produits. Elles sont très peu présentes avec un pourcentage de SAU très faible et elles se localisent principalement à l'aval du bassin versant.

3. Analyse des plans d'action de gestion du risque estimé global à différentes échelles

La mise en œuvre de dispositifs de gestion de ces produits de synthèse est nécessaire pour protéger l'environnement et la santé humaine, en raison des enjeux environnementaux liés aux systèmes de gestion des pesticides et des effets et impacts liés à leur utilisation. Ces dispositifs se concentrent sur des actions visant à réduire les effets identifiés et celles liées à la gestion des risques et au suivi des conséquences.

Nous pouvons ainsi agir de deux façons en prenant deux types de mesures :

- **Des mesures de gestion :** gestion des risques et effets liés à l'utilisation des pesticides. Ces mesures concernent les principales opérations de gestion de ces produits (gestion du transfert, gestion de la dose appliquée, gestion du nombre de passage de traitement d'une façon plus raisonnée) ;
- **Des mesures de prévention :** proposition d'actions préventives pour une bonne gestion des pesticides. Elles portent sur les mesures de précaution et d'anticipation à prendre afin d'éviter la survenue de certains risques et pour garantir une manipulation plus consciente des pesticides.

Une seconde classification pourrait être envisageable pour décrire les plans d'actions possibles de gestion du risque estimé, celle qui se base sur les échelles d'intervention, et donc de gestion suivant l'échelle :

- **Gestion à l'échelle de la parcelle agricole :** cette échelle d'action est gérée en première position par l'agriculteur qui est l'acteur principal de cette unité spatiale. Il pourra agir sur les itinéraires techniques de traitement phytosanitaires, les quantités et les doses d'application, le choix des produits, la rotation des cultures et les mesures de protection individuelles (EPI), etc. ;
- **Gestion à l'échelle du territoire :** cette échelle est majoritairement gérée par les acteurs territoriaux et par les lois et réglementations de gestion et d'emploi des pesticides. À ce niveau, des mesures plus larges pourront être prises en compte dans une démarche de gestion de la pollution diffuse telle que la protection des zones de captages, le contrôle de

la qualité de l'eau, l'instauration des nouvelles réglementations et le suivi et la sensibilisation des agriculteurs, etc.

La réflexion sur les mesures et les plans d'action de réduction du risque de pollution diffuse sur le bassin versant de la Gimone est présentée comme suit, dans le tableau 26 ci-après.

Tableau 26. Plans d'actions de gestion du risque estimé global de pollution diffuse (Source : Grimene, 2024)

<table>
<tr><th colspan="4">Plans d'actions de gestion du risque estimé global de pollution diffuse</th></tr>
<tr><th colspan="2">Mesures de gestion</th><th colspan="2">Mesures de prévention</th></tr>
<tr><th>1- Limitation du transfert</th><th>2- Réduction des apports</th><th>3- Recours aux méthodes alternatives à l'usage des PP</th><th>4- Engagement des acteurs dans une démarche collective de réduction des PP</th></tr>
<tr><td rowspan="3">Tenir compte de la mobilité des molécules des MA: adapter le choix des PP selon les caractéristiques de mobilité des molécules.
Installer les zones tampons: respecter les distances de sécurité (DVP et ZNT) entre champs et cours d'eau, telle que la zone non traitée de 5m minimum à respecter aux bords des linéaires et plans d'eau (selon l'arrêté ministériel du 04 mai 2017).
Atténuer la vulnérabilité du milieu: en agissant sur les paramètres gérés par l'humain (adapter le couvert du sol, un sol plus protecteur contre l'érosion hydrique, améliorer la texture du sol par le labour pour avoir un sol plus infiltrant).</td><td rowspan="3">Diminuer les quantités: faire une étude sur l'apport optimal des PP pour chaque plante et pour chaque cible pour éviter les apports excessifs ; opter pour des produits à dose d'application réduite et d'efficacité plus importante.
Tenir compte des phrases de risque des PP: choisir les produits selon les risques sanitaires et environnementaux.
Contrôle génétique: choisir des variétés de cultures adaptées aux conditions climatiques.
Contrôle cultural: rotation des cultures et implantation de cultures intermédiaires pour diminuer la propagation des bio-agresseurs.</td><td>Agriculture biologique: privilégier l'AB afin de diminuer le risque de toxicité chronique pour l'utilisateur et son voisinage.
Lutte biologique: utiliser les auxiliaires de cultures pour prévenir les dégâts des ennemis.
Lutte physique: travail du sol destiné à lutter contre les mauvaises herbes (ex: binage du tournesol)</td><td>Formation continue des agents agricoles pour assurer une bonne transmission du conseil aux agriculteurs.
Accompagnement des agriculteurs dans leur choix des méthodes de traitements phytosanitaires.
Sensibilisation des agriculteurs autour des enjeux environnementaux de pollution diffuse et leur implication dans une démarche de gestion collective.</td></tr>
<tr><th>5- Usage des nouvelles technologies (agriculture de précision)</th><th>6- Révision et adaptation des lois et de la réglementation de contrôle d'usage des PP</th></tr>
<tr><td>Suivre l'état de culture et les stades de développement de la plante pour prédire les possibilité d'atteinte par des maladies.
Détecter d'une manière précoce l'infestation des champs et adapter le traitement phytosanitaire avant que le problème soit généralisé.
Suivre les aléas climatiques et les conditions météorologiques qui peuvent agir sur le fonctionnement des cultures et prévenir les risques des maladies telles que le mildiou et l'oïdium.</td><td>Exemples: la sortie du plan d'actions sur les produits phytopharmaceutiques en avril 2018 puis le plan d'actions spécifique pour la sortie du glyphosate en juin 2018 qui viennent enrichir le plan EcophytoII.</td></tr>
</table>

Après la présentation et la synthèse des différentes actions possibles de gestion du risque de la pollution diffuse, il est judicieux de partir sur une identification des zones prioritaires de limitation du transfert des produits phytosanitaires sur le bassin versant de la Gimone, via une représentation spatiale qui indique la localisation de ces zones vulnérables dans le but de mener à bien nos réflexions en fonction de leur positionnement et de leur proximité des ressources naturelles (ressources en eau et forêts) (figure 82).

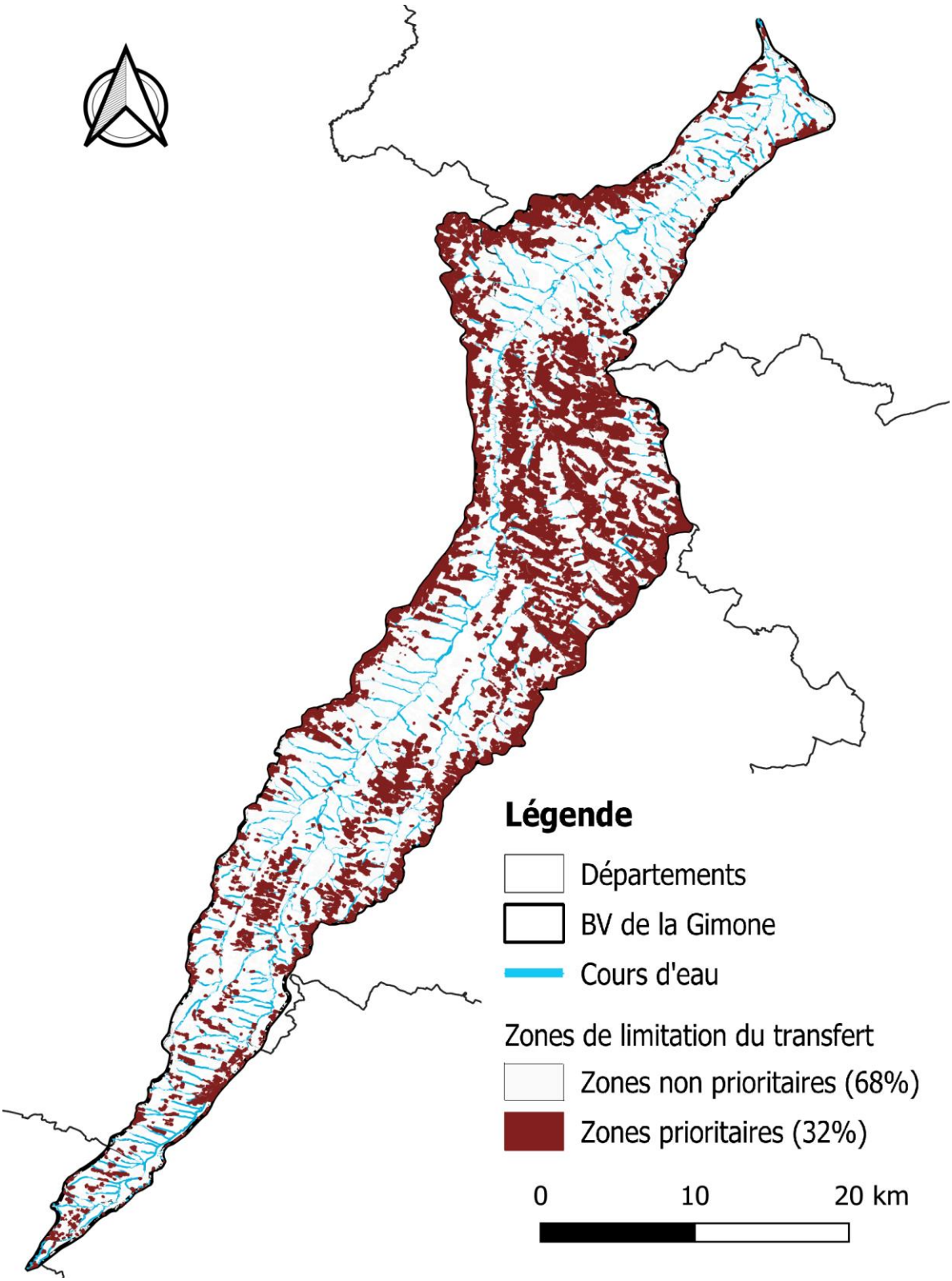


Figure 82. Identification des zones prioritaires de limitation du transfert des pesticides vers les cours d'eau sur le bassin versant de la Gimone
(Source : OpenStreetMap ; BD Carthage, RPG 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

Sur le bassin versant de la Gimone, une surface totale de 22 219 ha soit 32% est classée comme zone prioritaire de limitation du transfert. L'identification de cet espace a été faite en se basant sur l'indicateur de vulnérabilité globale. Cette zone prioritaire présente une vulnérabilité élevée, sur laquelle il faut intervenir de manière urgente afin de limiter le transfert des polluants vers les cours d'eau à proximité. Cette vulnérabilité est due principalement au type du couvert du sol non protecteur contre l'érosion hydrique et également aux caractéristiques pédoclimatiques du sol du bassin versant (la lithologie et la texture du sol) qui a une faible capacité d'infiltration, d'où la facilité du ruissellement et du transfert des particules polluantes vers les cours d'eau.

Les 10 cultures les plus présentes sur ces zones vulnérables sont classées par ordre de surface totale en ha dans le graphique suivant (figure 83). Les surfaces ont été calculées seulement sur les parcelles situées dans les zones prioritaires d'intervention mentionnées sur la figure 82.

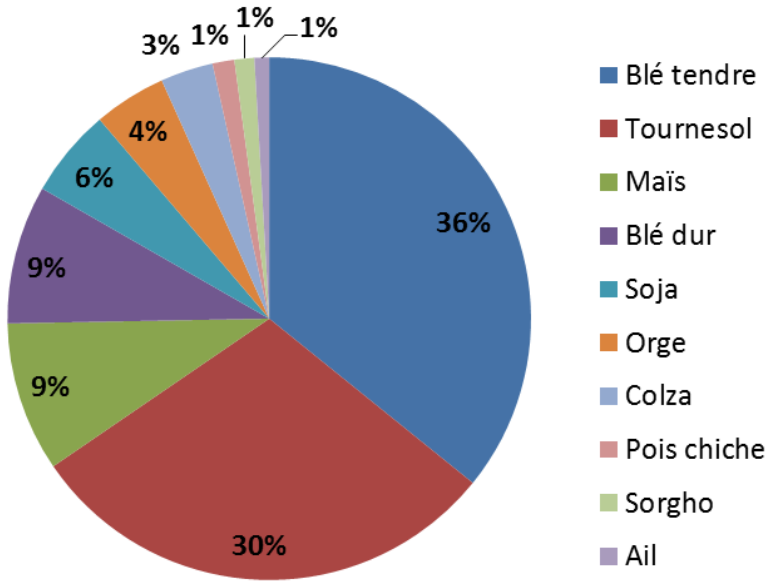


Figure 83. Répartition des cultures les plus présentes sur les zones prioritaires de limitation du transfert sur le bassin versant de la Gimone
(Source : RPG 2017 ; Réalisation : Grimene, 2024)

Les cultures les plus présentes sur les zones les plus vulnérables sont le blé tendre (36%) et le tournesol (30%) qui représentent à elles deux, les 2/3 des cultures. Elles sont suivies par le maïs, le blé dur et soja, etc. La classification de ces cultures en fonction de leur niveau de risque de toxicité aquatique et en fonction de leur fréquence de traitement nous permettra d'affiner nos recommandations d'intervention, en passant des cultures les plus polluantes et à haut niveau de risque jusqu'aux cultures les moins polluantes.

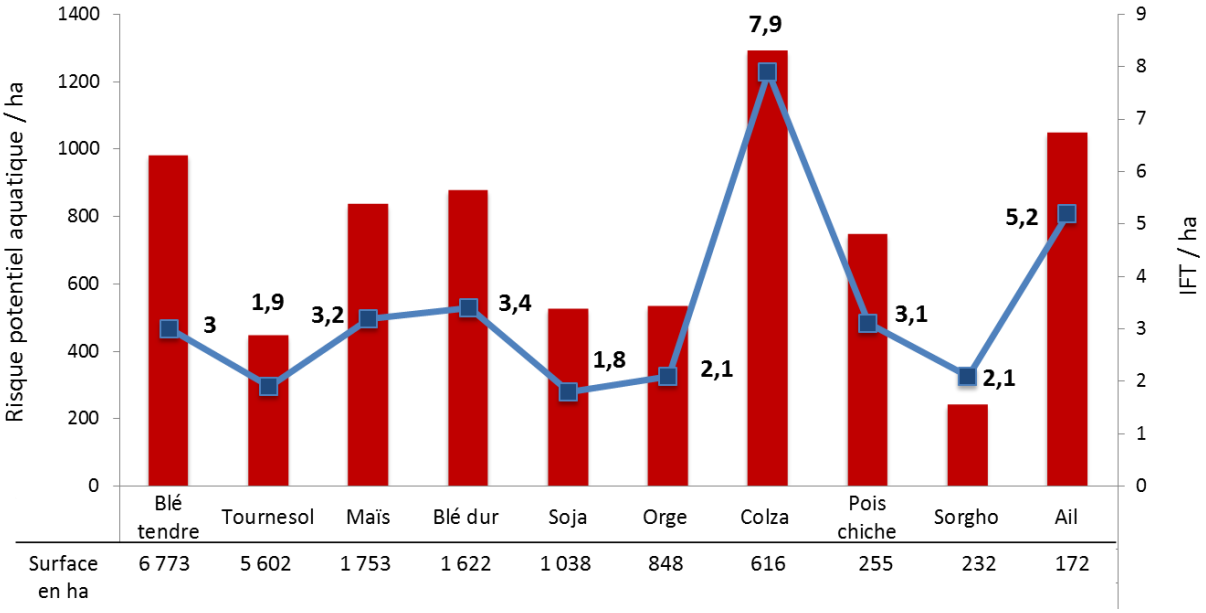


Figure 84. Le risque potentiel aquatique et l'IFT des 10 cultures les plus présentes sur les zones prioritaires de limitation du transfert sur le bassin versant de la Gimone
(Source : Grimene, 2024)

Sur ce graphique, les cultures sont représentées par ordre de surface, du blé tendre ayant une surface de 6 773 ha jusqu'à l'ail d'une surface de 172 ha. Les valeurs de risque potentiel aquatique varient largement d'une culture à une autre. Le trio, colza, ail et blé tendre, présente le plus de risque de toxicité sur les milieux aquatiques. Avec une surface aussi large dédiée à ces 3 cultures (7561 ha), il fallait penser à revoir les pratiques phytosanitaires appliquées et substituer les produits qui présentent un risque élevé pour les organismes aquatiques par des produits moins nocifs. A ce stade d'analyse, on peut guider l'agriculture vers les cultures prioritaires d'intervention en se servant de leur localisation sur les parcelles qui présentent le plus haut niveau de vulnérabilité.

L'indicateur de fréquence de traitement est également élevé pour ces 3 cultures (entre 3 et 7,9). Par conséquence, on est face à une forte pression phytosanitaire qui pourrait être adaptée d'une manière plus raisonnable pour éviter les passages de traitement les moins exigeants. La seconde solution que l'agriculteur pourra envisager est de planter des zones tampons sur les bordures des champs, tout au long des parcelles de maïs, colza et ail, adjacentes aux cours d'eau.

Les deux cultures les plus présentes sur les zones prioritaires d'interventions, blé tendre et tournesol, nécessitent également une bonne gestion de leurs pratiques de traitement phytosanitaire vu leur présence très importante sur ces zones vulnérables.

Selon les résultats de travail de Gasmi (2020), qui a étudié la répartition spatio-temporelle des quantités des MA utilisées sur le bassin versant de la Gimone, nous avons pu sélectionner la liste des matières actives les plus utilisées par culture. Nous nous intéressons, dans notre étude de gestion de la pollution diffuse, aux 3 cultures qui occupent des surfaces très importantes sur les zones prioritaires de limitation du transfert des pesticides. Le tableau ci-dessous illustre les tops 3 des MA actives les plus utilisées pour les 3 cultures sur lesquelles nous menons notre étude (blé tendre, tournesol et maïs).

Tableau 27. Les matières actives les plus consommées et leurs quantités par hectare pour les cultures de blé tendre, tournesol et maïs
(Source : Gasmi, 2020)

Culture	Matière active	Quantité/ha
Blé tendre	Chlortoluron	1,57 kg/ha
	Chlorméquat chlorure	0,85 kg/ha
	Bifénox	0,6 kg/ha
Tournesol	S-métolachlore	1,08 kg/ha
	Glyphosate	0,86 kg/ha
	Aclonifen	0,85 kg/ha
Maïs	S-métolachlore	1,04 kg/ha
	Glyphosate	0,87 kg/ha
	Pendiméthaline	0,82 kg/ha

Selon le tableau ci-dessus, les MA les plus consommées dans notre zone détude, le bassin versant de la Gimone et plus précisement dans les zones les plus vulnérables, sont au nombre de 7 : Chlortoluron, Chlorméquat chlorure, Bifénox, S-métolachlore, Glyphosate, Aclonifen, Pendiméthaline.

En se référant aux analyses des molécules phytosaniatires quantifiées dans les cours d'eau du bassin Adour Garonne, nous avons cherché la présence de ces matières actives les plus utilisées dans la rivière de la Gimone (voir annexe 4). Les analyses de la présence des molécules phytosanitaires ont été faites par l'agence de l'eau Adour Garonne, sur 3 stations de mesure : la Gimone à Lafitte, la Gimone de Touget et la Gimone à Boulogne sur Gesse (Voir les résultats d'analyse par station de mesure en annexe 4).

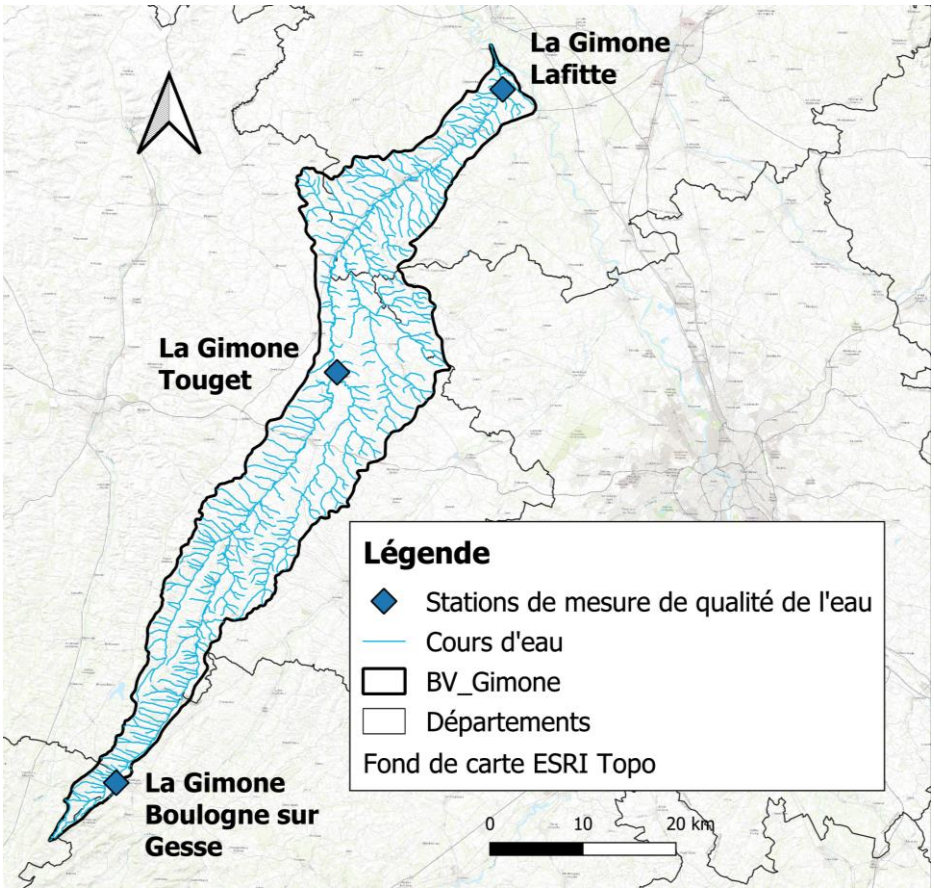


Figure 85. Localisation des stations de mesure de la qualité des eaux de surface du bassin versant de la Gimone
(Source : Données de SIE Adour Garonne ; Réalisation : Grimene, 2024)

La recherche de la présence des 7 MA les plus consommées, sur ces stations de mesure, durant l'année 2017 (l'année durant laquelle l'analyse spatiale du risque et de la vulnérabilité a été établie), montre la présence de 3 MA dans les cours d'eau de la Gimone : le Chlortoluron, le S-métolachlore et le Glyphosate (SIE Adour Garonne).

Pour le S-métolachlore, herbicide utilisé pour le désherbage du maïs et sorgho, son usage ne sera plus autorisé à partir du 20 octobre 2024, selon la décision prise par l'ANSES le 20 Avril 2023[27].

Le glyphosate, substance active de plusieurs herbicides, avait été classé en 2015 comme *« cancérogène probable »* par le Centre international de recherche sur le cancer de l'Organisation mondiale de la santé. Même si la substance active est approuvée au niveau de l'UE, chaque Etat reste chargé d'autoriser les produits contenant du glyphosate et pourrait donc adopter des restrictions selon les spécificités locales et les effets sur l'environnement. La France

[27] Anses, 2023. https://www.anses.fr/fr/content/s-metolachlor-preserver-qualite-eaux

« n'est pas contre le principe du renouvellement » du glyphosate, mais elle « veut réduire rapidement son usage ».

Ces constats nous amène à réfléchir sur les propriétés physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologique des ces molécules afin de pourvoir gérer leur emploi par l'agriculteur et gérer le risque associé à leur utilisation. La recherche des alternatives pour ces herbicides via des itinéraires techniques de traitement optimisés sous contraintes de risque sanitaire et environnemental pourra être faite en utilisant l'outil OptiPhy, développé par Mghirbi (2016). Il s'agit d'un modèle d'optimisation multicritère qui sert à proposer des scénarios de choix de produits phytosanitaires dans des itinéraires techniques en fonction de différents niveaux de contraintes et d'aspiration des différents acteurs. Le modèle permet donc de gérer les choix de produits en fonction des risques au niveau de la parcelle.

Conclusion du chapitre 3

Une fois le diagnostic établi, il convient de construire un plan d'actions. L'outil PixelPhytoRisk a été présenté comme outil d'analyse spatiale du risque estimé en se basant sur l'évaluation de la vulnérabilité du milieu. Cet outil est employé afin d'étudier le risque de toxicité par les produits phytosanitaires sur les parcelles agricoles d'un bassin versant et par la suite servira comme outil d'appui à la réflexion sur des plans d'actions de gestion de la pollution diffuse sur les zones les plus vulnérables. Suite à l'élaboration des cartes du risque et en s'appuyant sur les données des pratiques phytosanitaires des agriculteurs, on a pu constater que 9 % de la SAU totale du bassin versant de la Gimone est exposé à un risque sanitaire élevé. Il était alors nécessaire de prendre des mesures pour préserver les ressources naturelles et plus précisément les ressources en eau, comme interdire la plantation de vergers et de vignes sur les parcelles adjacentes des cours d'eau, la mise en place des bordures des champs avec des haies ou des prairies et le respect d'un espacement de 5 mètres minimum entre les champs et les cours d'eau afin de limiter le transfert des molécules polluantes.

Suite au choix des scénarios d'action les plus adaptés et efficaces et à la mise en œuvre du plan d'actions, il est nécessaire d'appliquer un suivi et une évaluation des réflexions menées sur le territoire en termes d'amélioration ou de préservation de la qualité des ressources en eau et de la biodiversité. Cependant l'évaluation de ces plans d'actions se heurte à différentes limites :

- Une grande variété d'actions possibles pour gérer la pollution diffuse ;

- Un manque d'interaction avec les différentes parties prenantes de la gestion de la pollution diffuse dans le but d'évaluer la faisabilité sur le plan réel de ces actions possibles : manque de discussion avec les agriculteurs afin de connaître leur feedback par rapport aux résultats d'analyse de leurs pratiques phytosanitaires et manque de discussion avec les gestionnaires locaux et les conseillers des collectivités territoriales sur les possibilités d'application de ces propositions ;
- Une négligence de la composante économique dans l'étude des plans d'actions de substitutions et/ou de diminution d'apport des produits phytosanitaires ;
- Une complexité de données employées qui rend difficile la manipulation de l'outil et son application dans un nouveau contexte.

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE

De manière générale, l'analyse des pratiques phytosanitaires des parcelles agricoles du bassin versant de la Gimone, à l'aide des indicateurs agro-environnementaux, nous a permis de mettre en évidence la différence entre la pression phytosanitaire et les risques (environnementaux et sanitaires) qui lui sont associés. De la même manière, il peut également y avoir une opposition entre les risques des pesticides pour l'environnement et ceux pour la santé humaine (de l'applicateur). En d'autres termes, un produit phytosanitaire peut présenter une toxicité élevée pour la santé de l'utilisateur, mais pas autant pour l'environnement, et vice versa. 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 le cadre de l'intégration des indicateurs dans des outils d'aide à la décision, une étude a été menée pour évaluer les résultats de l'intégration de ces indicateurs agro-environnementaux, en collaboration avec des indicateurs de vulnérabilité, dans un modèle géographique (PixelPhytoRisk). Grâce aux résultats de cet outil, de nouvelles stratégies de gestion ont été établies en sélectionnant les produits phytosanitaires en fonction de leurs effets sur la santé humaine et l'environnement, ainsi qu'en proposant des mesures de gestion pour le transfert des matières actives vers les ressources naturelles. La mise à disposition, pour les parties prenantes, en particulier agriculteurs et conseillers agricoles, de ce type d'outil, basé sur des indicateurs agro-environnementaux (de pression (IFT) et les indicateurs de risque) et des indicateurs de caractérisation spatiale de la vulnérabilité, permet de :

- Proposer des alternatives des produits phytosanitaires (substitution des produits les plus toxiques par d'autres moins toxiques), selon des caractéristiques toxicologiques et éco-toxicologiques des matières actives (action locale à l'échelle de la parcelle) ;

- Agir sur la limitation du transfert des particules polluantes vers les ressources naturelles (action territoriale au niveau du bassin versant).

Face à la multiplicité des intérêts (socio-économiques et environnementaux) dans le bassin versant de la Gimone, cet outil d'analyse spatiale est perçu comme un outil de prise de décision visant à trouver un compromis entre les différents acteurs. De façon générale, le modèle développé dans ce travail propose d'assurer :

- Une identification spatiale des parcelles à haut niveau de risque de pollution phytosanitaire et leur proximité des ressources naturelles ;

- Une identification des zones prioritaires d'intervention pour la limitation du transfert des pesticides vers les ressources naturelles.

Pour répondre à notre question de recherche : **comment peut-on caractériser, sur un territoire donné, la vulnérabilité des ressources naturelles aux risques de la pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles et estimer le risque de l'utilisation des pesticides sur la santé et l'environnement ?** L'analyse des pratiques phytosanitaires agricoles et la caractérisation physique du mileu nous a permis de comprendre la distribution spatiale du risque estimé de pollution diffuse en fonction des résultats des cartes géographiques produites par l'outil PixelPhytoRisk. En effet, le but de cette étude est de repérer les zones les plus vulnérables et d'accompagner les acteurs locaux dans la mise en œuvre de plans d'action de gestion participative des risques de pollution (par exemple : création de zones tampons, sélection adéquate de produits phytosanitaires en fonction du milieu et des conditions pédoclimatiques). Par conséquent, nous avons réussi à repérer les zones à risque et vulnérables en utilisant la combinaison des indicateurs agro-environnementaux (IRSA et IRTE) ainsi que des indicateurs de vulnérabilité provenant des cartes de sorties de l'outil développé PixelPhytoRisk.

L'ensemble des outils utilisés dans cette étude assurent le bon déroulement de l'analyse spatiale du risque et de la vulnérabilité des ressources naturelles. Dans cette situation, la cartographie offre une analyse supplémentaire pour évaluer les pratiques phytosanitaires des parcelles enquêtées et calculer les niveaux de risque, en utilisant la spatialisation des impacts de la pollution phytosanitaire diffuse en fonction de l'occupation du sol au niveau du bassin versant. De cette manière, l'étude spatiale des pratiques phytosanitaires permet de développer des stratégies de gestion intégrée et localisée des risques liés à la pollution sanitaire diffuse.Pour conclure, la présentation des résultats de ce travail de recherche aux différents acteurs du bassin versant de la Gimone, 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

La présente étude pose la problématique de la pollution diffuse des ressources naturelles à travers l'usage des produits phytosanitaires à risques toxicologique et écotoxicologique. Le questionnement sur lequel ce travail se fonde est : **comment peut-on caractériser, sur un territoire donné, la vulnérabilité des ressources naturelles aux risques de la pollution diffuse liés aux pratiques phytosanitaires agricoles et estimer le risque de l'utilisation des pesticides sur la santé et l'environnement ?**

En partant de cette problématique, l'objectif de cette thèse était de créer un cadre méthodologique et pratique pour 1) évaluer le risque de toxicité des produits phytosanitaires sur la santé humaine et sur les différents compartiments de l'environnement et 2) intégrer la composante de la vulnérabilité dans l'évaluation du risque de toxicité sur un territoire donné, tout en tenant compte des caractéristiques géographiques et agronomiques du milieu.

Il était judicieux de mener cette étude sur différentes échelles spatiales afin de formuler des propositions de gestion des pratiques phytosanitaires aux différentes parties prenantes des pesticides (agriculteurs et acteurs locaux), dans le but de mettre en place un outil de gestion participative.

Afin de répondre à ces objectifs, nous avons d'abord concentré notre réflexion sur l'étude des méthodes et des outils utilisés pour évaluer les risques liés à l'usage des produits phytosanitaires. En ce qui concerne la méthode d'évaluation du risque de toxicité, nous avons opté pour l'utilisation des indicateurs de risque IRSA et IRTE avec leurs sous-indicateurs. Par la suite nous avons procédé à l'analyse spatiale de la vulnérabilité en se référant à des indicateurs qui décrivent la sensibilité du milieu physique à la pollution diffuse.

Les principaux résultats…

Ce travail a permis de 1) constituer un référentiel des indicateurs de risque par culture qui sert à aider les agriculteurs à se positionner en vu de leurs pratiques phytosanitaires par rapport à la tendance moyenne des indicateurs de risque sur le bassin versant de la Gimone ; 2) identifier les zones les plus vulnérables sur le bassin versant et par la suite définir les zones prioritaires d'intervention pour la limitation du transfert des pesticides vers les cours d'eau ; 3) identifier les zones à risque de toxicité sur la santé humaine et sur l'environnement et plus spécifiquement les ressources en eau superficielles ; 4) évaluer le risque estimé des pratiques phytosanitaires agricoles sur les parcelles du bassin versant de la Gimone, qui résultent de la multiplication de la

vulnérabilité et du risque potentiel, dans le but de localiser les parcelles et les cultures ayant un impact sanitaire élevé et par la suite aider les agriculteurs à gérer leurs pratiques sur ces zones à risque et mettre en place des plans de gestion bien ciblés.

Les conclusions à retenir…

A partir de l'analyse des résultats développée dans notre travail de recherche, les 5 principales conclusions à retenir sont les suivantes :

- Les indicateurs agri-environnementaux de risque et de pression phytosanitaire (IFT, IRSA, IRTE et les sous indicateurs) jouent un rôle important dans l'évaluation des impacts des pratiques phytosanitaires agricoles et dans la mise en place des plans d'actions de gestion de la pollution diffuse.
- La conception du modèle PixelPhytoRisk, d'analyse spatiale de la vulnérabilité et du risque de pollution diffuse, permet de produire des cartes géographiques d'analyse des zones à risque et des zones vulnérables à différentes échelles spatiales. Ces cartes serviront comme support d'aide à la décision pour la réflexion des méthodes de gestion des pratiques phytosanitaires par l'agriculteur à l'échelle de la parcelle et par les acteurs locaux à l'échelle du bassin versant. Ce modèle est considéré comme un outil qui sert à établir une approche de gestion participative des produits phytosanitaires agricoles. Il assure une meilleure stratégie de choix des zones d'intervention pour la gestion des pesticides et la limitation du transfert des matières actives.
- L'analyse de la vulnérabilité du milieu physique assure une meilleure compréhension des caractéristiques physiques de la zone agricole en question et une connaissance de son niveau de sensibilité face au risque de pollution phytosanitaire.
- Le croisement (par multiplication des notes) de la vulnérabilité et du risque potentiel, afin d'étudier le risque estimé de pollution diffuse, permet d'évaluer le risque sur les parcelles agricoles tout en prenant en considération leur vulnérabilité intrinsèque, c'est-à-dire prendre en compte leur caractéristiques pédoclimatiques et agronomiques qui peuvent jouer un rôle sur l'accentuation du potentiel de transfert des particules polluantes vers les ressources naturelles.
- L'analyse spatiale des pratiques phytosanitaires au niveau du bassin versant de la Gimone indique la contribution de chaque parcelle, au regard de son type d'occupation du sol, à la pollution phytosanitaire diffuse. Cette analyse permet de préciser l'origine de la pollution, les cultures et plus précisèment les produits et les matières actives employés. 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.

Pour faire face à la préoccupation sociale concernant la contamination des ressources naturelles par les pesticides, les substances les plus couramment observées dans les eaux ont été interdites en France. En même temps, des indicateurs de qualité des eaux ont été instaurés pour définir de nouvelles normes qui respectent au mieux la préservation des ressources en eau.

En raison de leur variété d'actions et de leurs propriétés physiques et chimiques, aucun environnement n'est exempt. Les substances chimiques les plus solubles seront absorbées par les eaux de surface et souterraines, tandis que les substances chimiques les plus volatiles seront émises dans l'atmosphère et transportées à de grandes distances. Les substances qui peuvent s'accumuler dans les tissus, telles que les organochlorés, ont été progressivement proscrites. Le lindane, par exemple, est parfois encore retrouvé dans les sols ou les sédiments et constitue un stock qui peut être réutilisé.

Ces observations confirment pleinement l'importance de mettre en œuvre des plans d'action visant à réduire l'utilisation des pesticides, ce qui conduit à se focaliser à la fois sur la détection des pesticides, sur l'identification des usages et sur le suivi de leur impact sur l'environnement. Dans le but de réduire les conséquences néfastes de l'agriculture sur l'environnement et la santé, il est alors essentiel de diminuer la dépendance des exploitations agricoles aux pesticides.

Les finalités des résultats…

De manière concrète, l'évaluation des risques est l'étape initiale requise pour proposer des stratégies de gestion des risques de pollution. Il est possible de proposer trois types de mesures de gestion du risque :

- Des mesures de gestion des pesticides qui servent à réduire le transfert de matières actives vers les ressources en eaux (pratiques agricoles, aménagements du paysage) ;
- Des pratiques agronomiques qui favorisent la gestion et la diminution de l'utilisation des pesticides en mieux définissant les critères de traitement et de dosage des applications ;
- Des mesures qui réduisent l'épandage des pesticides par l'emploi des méthodes alternatives non chimiques et l'adoption de systèmes de culture moins dépendants aux pesticides.

Face à ces difficultés, causées par les atteintes à l'environnement, il est possible de mettre en œuvre diverses mesures et actions afin d'éviter, de réduire ou de compenser les dégâts causés, de faire évoluer les pratiques culturales et de mieux définir le risque d'exposition. Il existe des solutions qui permettent de réduire la pollution du milieu naturel par les pesticides, mais il est

rare de trouver des solutions économiquement rentables. Lorsque certaines matières actives ont été interdites, la nécessité de préserver les rendements agricoles a conduit à la création de nouvelles molécules. L'émergence de l'agriculture biologique ou intégrée répond en partie à la volonté d'agir en utilisant des méthodes alternatives, même si l'agriculture raisonnée permet d'optimiser les traitements et de réduire les intrants phytosanitaires. D'autres solutions sont envisageables, comme les mesures agroécologiques telles que l'implantation de bandes enherbées et la valorisation des zones humides dans l'épuration des eaux de drainage agricole.

Cependant, l'impact concret de ces pratiques, tant sur la santé humaine que sur les écosystèmes, reste encore difficile à mesurer. La définition des usages, le suivi du transfert dans les divers compartiments de l'environnement et l'identification des impacts restent des lacunes. Le principal obstacle à une compréhension des méthodes d'utilisation des pesticides réside dans le manque de données disponibles. Le deuxième défi réside dans la sélection adéquate des indicateurs qui permettent d'avoir une idée de l'utilisation des pesticides et de son évolution. La construction de l'indicateur choisi doit inclure des variables liées aux caractéristiques des produits utilisés ainsi qu'aux milieux appliqués.

L'originalité et l'apport de ce travail…

Dans ce contexte, notre thématique de recherche est venue compléter les travaux scientifiques déjà réalisés sur les risques provoqués par les produits phytosanitaires avec apport d'un aspect innovant tout en combinant l'analyse agronomique et géomatique pour élargir les échelles d'étude et d'intervention dans l'objectif de réduire les risques sur la santé publique et l'environnement. D'une façon plus précise, notre travail de recherche s'est basé sur la notion d'intelligence territoriale. Une approche qui se base sur la combinaison d'usage de plusieurs outils géographiques et agronomiques dans le but de créer un système d'information territorial qui regroupe tous les acteurs autour de la même thématique traitée et de faciliter l'accès à l'information par les différentes parties prenantes d'une telle préoccupation. Nous avons ainsi traité une problématique très complexe. Cette complexité est due à la pluridisciplinarité, la multi fonctionnalité et la multi dimensionnalité des données.

Ainsi pour assurer la bonne conduite de cette multidisciplinarité de travail et pour se servir des données agronomiques et géographiques, nous avons choisi de travailler avec une échelle qui regroupe tout type d'information quelle que soit son origine : le pixel. L'adoption de cette unité, à la plus petite résolution possible, nous a permis de conserver l'information la plus détaillée quelle que soit l'échelle traitée. Chaque pixel portera la valeur attribuée à l'indicateur à partir des

informations relatives aux indicateurs simples calculés par nos différents outils. Cette méthode de travail nous a donné la possibilité de se positionner sur plusieurs échelles spatiales tout en gardant le même niveau de précision de la vulnérabilité. Il était alors possible de fournir des résultats à l'échelle de la parcelle, à l'échelle de l'exploitation agricole et à toute autre échelle territoriale. Grâce à cette approche spatiale, nous avons pu approfondir notre réflexion sur les différentes mesures à prendre dans les zones vulnérables géo-localisées en utilisant des techniques de cartographie des risques. L'autre apport original de notre projet de recherche réside dans la gestion spatiale de risque des produits phytosanitaires à l'aide des indicateurs de risque (IRSA et IRTE) développés par l'équipe de recherche du CIHEAM-IAMM (Le Grusse et al., 2014, Logiciel EToPhy référencé par l'AFB en 2018) tout en les agrégeant sur une échelle plus large que la parcelle agricole, tel que le bassin versant de la Gimone sur notre cas d'étude. Nous avons ainsi abouti à la détermination de la vulnérabilité des ressources naturelles en fonction du niveau de risque des pratiques phytosanitaire sur l'environnement à l'échelle du bassin versant ou d'une région agricole. L'utilité de ce travail se traduit par la possibilité de l'application de notre modèle d'analyse spatiale (PixelPhytoRisk) sur n'importe quel territoire en France tout en gardant le même principe d'étude et en jouant sur la modification des données de caractérisation de l'espace.

En outre, notre recherche a permis d'offrir la possibilité d'anticipation des risques de pollution puisqu'elle s'est basée sur des techniques de télédétection servant à identifier les cultures mises en place le plus tôt possible pendant la campagne agricole et avec une très haute précision. De ce fait on sera capable d'appliquer le modèle de caractérisation spatiale de la vulnérabilité d'une manière rapide pour que les plans d'action proposés soient effectifs et efficaces sur les plans agro-environnemental et spatio-temporel.

Les perspectives d'amélioration des résultats…

Plusieurs améliorations peuvent être introduites en vue d'enrichir les apports scientifiques de cette thèse et rendre l'outil PixelPhytoRisk développé dans ce travail plus fiable et générique :

- L'augmentation du nombre d'enquêtes de terrain sur le bassin versant de la Gimone, surtout pour l'arboriculture et la viticulture.
- Faire une classification des indicateurs du risque pour chaque catégorie de culture et ne pas fusionner toutes les cultures ensemble vu la grande variabilité du risque entre les cultures des grandes cultures et les cultures pérennes (abroriculture et viticulture). Cette fusion de

classification masque le niveau de risque élevé engendré par les grandes cultures qui occupent une grande supeficie sur le bassin versant de la Gimone.

- Tenir compte du mode de production (biologique ou conventionnel) dans l'attribution des notes de risque par culture sur l'ensemble du bassin versant afin d'obtenir une répartition spatiale des niveaux de risque qui inclue les modes de production et ne pas se limiter à étudier cette différence en viticulture et en arboriculture.
- Etudier le transfert des matières actives les plus présentes sur le bassin versant et qui représente le plus du risque de toxicité.
- Faire l'étude spatio-temporelle du risque des pratiques phytosanires afin d'identifier les moments d'intervention pour la gestion des pesticides.
- Discuter nos résultats d'analyse du risque et de vulnérabilité autour d'une table qui regroupe des agriculteurs du bassin versant de la Gimone et des acteurs locaux afin de voir leurs perceptions par rapport à notre outil et nos résultats.

De ces perspectives de recherche résulte une interrogation plus générale : **comment mettre en œuvre une stratégie d'intelligence territoriale qui sert à gérer au mieux les risques de pollution diffuse tout en prenant en considération tous les acteurs intervenant dans le processus de production des cultures, au niveau du bassin versant de la Gimone et à celui d'autres bassins versants à l'échelle de la France et de la Méditerranée ?**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agathokleous E, Feng Z, Iavicoli I, Calabrese E.J. (2020). Nano-pesticides: A great challenge for biodiversity? The need for a broader perspective, Nano Today, Volume 30, 100808, ISSN 1748-0132, https://doi.org/10.1016/j.nantod.2019.100808

Agreste (2019). Agreste les dossiers. Enquêtes pratiques phytosanitaires en viticulture en 2016 : Nombre de traitement et indicateurs de fréquence de traitement. N° 2019-2 - Février 2019.

Agreste (2022). Primeur 2022 Numéro 13 : Recensement agricole 2020. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Pri2213/Primeur%202022-13_RA2020_%20VersionD%C3%A9finitive.pdf

Amharref, M., & Bernoussi, A. (2007). Vulnérabilité et risque de pollution des eaux souterraines. *Actes des JSIRAUF, Hanoi*, *10*.

Amharref, M., Aassine, S., Bernoussi, A. S., & Haddouchi, B. Y. (2007). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines: Application à la plaine du Gharb (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, *20*(2), 185-199.

Amraoui Y., & Aziz S. (2023). Participative decision-making in territorial intelligence. *Journal of Theoretical and Applied Information Technology*, *101*(4), 1311-1321.

Anses (2013). Substances cancérogènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR). https://www.anses.fr/fr/content/substances-canc%C3%A9rog%C3%A8nes-mutag%C3%A8nes-et-toxiques-pour-la-reproduction-cmr

Aschan-Leygonie, C., Baudet-Michel, S., Harpet, C., Augendre, M., Lavie, E., Grésillon, E., Hechinger, M. (2015). Comment évaluer l'exposition aux pesticides de l'air en population générale ? Enseignements d'une revue bibliographique. *Cybergeo : European Journal of Geography*.

Atlas des Pesticides. (2023). Faits et chiffres sur les substances chimiques toxiques dans l'agriculture 2023. Heinrich-Böll-Stiftung Paris & La Fabrique écologique. https://fr.boell.org/sites/default/files/2023-05/atlas-des-pesticides-2023.pdf

Auber, A., Waldock, C., Maire, A., Goberville, E., Albouy, C., Algar, A. C., ... & Mouillot, D. (2022). A functional vulnerability framework for biodiversity conservation. *Nature Communications*, *13*(1), 4774.

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

Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Squividant, H. (1998). Élément pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Étude et gestion des sols, 5, (3), p. 143-156.

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.

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. 283p. Thèse soutenue en co-tutelle : CEDoc-IAV Hassan II Rabat (Maroc) et Ecole Doctorale ED 60 Unité de Recherche GRED / LAMES du CIHEAM-IAMM.

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

Bah A., Camara I., Noblet M. (2019). Evaluation de la vulnérabilité du secteur ressources en eau à la variabilité et aux changements climatiques dans la région de Fatick. Report produced under the project "Projet d'Appui Scientifique aux processus de Plans Nationaux d'Adaptation dans les pays francophones les moins avancés d'Afrique subsaharienne", Climate Analytics gGmbH, Berlin.

Baki S., Hilali M., Kacimi I., Mahboub A., Kassou N., Nouiyti, N. (2016). Etude de la vulnérabilité intrinsèque à la pollution et qualité des eaux de surface dans les zones arides : cas du bassin versant de l'oued Rhéris (Sud-Est du Maroc). *Journal of Materials and Environmental Science*, septembre 2016, vol. 7, n. 11, p. 3961-3972.

Ballet J. (2007). La gestion en commun des ressources naturelles : une perspective critique. *Développement durable et territoires Économie, géographie, politique, droit, sociologie*. Varia (2004-2010). https://doi.org/10.4000/developpementdurable.3961

Banton, O., Lafrance, P., & Villeneuve, J.-P. (1989). Evaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. Une Application du Logiciel VULPEST dans la Région de Portneuf (Québec, Canada). *Water Quality Research Journal*, *24*(1), 163-178.

Barriuso E. (2003). Estimation des risques environnementaux des pesticides. Versailles (France): Editions Quae. 132 p.

Barriuso E., Koskinen W.C., Sadowsky M.J. (2004). Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils. Journal of Agricultural and Food Chemistry, vol. 52, n. 21. p. 6552-6556. https://doi.org/10.1021/jf040245l.

Batsch D. (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse de doctorat en pharmacie : Université Henri Poincaré, Nancy. 165 p.

Bavous J.-J. (2016). *La géographie* - 3e éd. : Objet, méthodes, débats, Editions Armand Colin. https://books.google.fr/books?id=zYamCwAAQBAJ&pg=PT141&lpg=PT141&dq=l%27information1+g%C3%A9ographique+revue&source=bl&ots=LJpy9cFEaY&sig=oJUemuy2PcTKw9tLpZqvQTL948&hl=fr&sa=X&ved=0ahUKEwiZrrK_mYbMAhUKcRQKHWJXDwc4ChDoAQhEMAc#v=onepage&q&f=false

Beltrando G., 2010. « Les géographes - climatologues français et le changement climatique aux échelles régionales », *EchoGéo*, Sur le Vif, mis en ligne le 12 avril 2010.

Benoit M., Rizzo D., Marraccini E., Moonen A.C., Galli M., Lardon S., Rapey H., Thenail C., Bonari E. (2009). Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. Landscape Ecol., 27, 1385-1394.

Bertacchini, Y., Pennalva, J.M. (2006). L'intelligence territoriale : posture théorique, hypothèses, définition. *Intelligence collective*, 9-17.

Blöschl G., Sivapalan M. (1995). Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Process*, vol 9, p. 251-290.

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.

Boeuf G. (2012). Qu'est-ce que la biodiversité ? Quels sont les mécanismes de son érosion ?. *Responsabilité et environnement*, (4), 9-14.

Bord J.-P. (2012). *L'univers des cartes*. La carte et le cartographe. Paris: Belin. 207 p.

Bord J-P et Blin E. (1995). Initiation Géo-graphique ou comment visualiser son infomation, Ed. SEDES-CDU, Paris, 284 p.

Bouabdi, O. (2024). Conception d'un dispositif d'intelligence territoriale: levier pour des territoires intelligents et attractifs. *Revue Internationale du Chercheur*, *5*(2).

Boughalem M., Mazour M., Grecu F., Abdellaoui A., & Hamimed A. (2013). *Evaluation par analyse multicritères de la vulnérabilité des sols a l'érosion : cas du bassin versant de l'Isser–Tlemcen–Algérie*. Analele Universităţii Bucureşti, 5-26p.

Boulanger-Fassier S. (2008). La viticulture durable, une démarche en faveur de la pérennisation des territoires viticoles français ? Géocarrefour, vol. 83, n. 3, p 181-190.

Brans J.-P. et Mareschal B. (1994). The PROMCALC & GAIA decision support system for multicriteria decision aid. *Decision support systems*, *12*(4-5), 297-310.

Brunet N., Guichard L., Omon B., Pingault N., Pley-Ber E., & Seiler, A. (2008). L'indicateur de fréquence de traitements (IFT): un indicateur pour une utilisation durable des pesticides. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, *56*(56), 131-141.

Bukalasa J.-S., Brunekreef B., Brouwer M. et al. (2017). Proximity to agricultural fields as proxy for environmental exposure to pesticides among children: The PIAMA birth cohort. Sci Total Environ 595, pp.515-520. doi:10.1016/j.scitotenv. 2017.03.269

Burrough P.A. (1986). Principles of geographical information systems for land resources assessment. Oxford : Oxford University Press. 193 p.

Caloz R., Collet C. (2011). *Analyse spatiale de l'information géographique*, Presse Polytechniques Romandes, p. 2. https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=2VyA1uCBraIC&oi=fnd&pg=PR5&dq=l%27information+g%C3%A9ographique+d%C3%A9finition&ots=c_TsLUOi2-&sig=4aXkVFTlkybWXbSVetYLI-BQzIw#v=onepage&q&f=false

Calvet R. (1995). Modelling pesticide leaching in soils; main aspects and main difficulties. European Journal of Agronomy, vol. 4, n. 4. p. 473-484. https://doi.org/10.1016/S1161-0301(14)80099-3

Calvet R., Barruisso E., Bedos C., Benoit P., Charmay M.P., Coquet Y. (2005). *Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales*. France Agricole Editions 5. 637 p., 2005, 2-85557-119-7. https://hal.inrae.fr/hal-02834096

Caquard S. (2001). Des cartes multimédias dans le débat public – pour une nouvelle conception de la cartographie appliquée à la gestion de l'eau. Thèse de Doctorat, Université de Saint-Etienne, 278 pages.

Caquel F., Hurtevent J., Ruperd Y., Eisenlohr L., Esnault P. (2007). Méthode de hiérarchisation de la vulnérabilité de la ressource en eau. Note d'information du Sétra – Economie Environnement Conception n° 80.

Carles C., Bouvier G., Esquirol Y. et al. (2017). Residential proximity to agricultural land and risk of brain tumor in the general population. Environmental research, 159, pp.321-330.

Carluer N., Noll D., Bernard K., Fontaine A. et Lauvernet C. (2014). Dimensionner les zones tampons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrique des produits phytosanitaires. *Techniques Sciences Méthodes*, (12), 101-120.

Cauvin C. (1999). Propositions pour une approche de la cognition spatiale intra-urbaine. Cybergéo, Politique, Culture, Représentations, article 72, mis en ligne le 27 janvier 1999, modifié le 14 mars 2007. URL : http://www.cybergeo.eu/index5043.html.

Cauvin C., Chernai Z. et Daniilidis K. (1998). Usagers et représentations cognitives de la ville: exemples à Strasbourg. In Reymond H., Cauvin C., Kleinschmager R. (coord.). L'espace géographique des villes. Pour une synergie multistrate, Economica-Anthropos Coll. Villes, Paris, pp. 301-346

CFBR. (2022). Comité Français des Barrages et Réservoirs. Barrage de la Gimone. https://www.barrages-cfbr.eu/IMG/pdf/monobar_gimone.pdf

Chambre d'agriculture Midi-Pyrénées (2014). Colza : bilan 2014 - Campagne 2013-2014. Bulletin de Santé du Végétal. https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/ FAL_commun/publications/Occitanie/BSV_BILAN_Colza_2014. Pdf

Champollion P., Legardez A. (2008). L'intelligence territoriale à l'œuvre : une démarche coopérative et partenariale de diagnostic territorial rassemblant acteurs et chercheurs. In: 6. International Conference of Territorial Intelligence 'Tools and methods of Territorial Intelligence', Besançon (France), 2008/10/15-18. p 10. https:// halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00984343/

Chapuis A. et de Golbéry L. (2000). Aux cartes citoyens. La démocratie par les cartes. Cybergeo, Colloque "3O ans de sémiologie graphique", article 150, mis en ligne le 17 novembre 2000, modifié le 08 juin 2007. URL : http://www.cybergeo.eu/index5494.html.

Chiron J., Hattenberger A.-M. (2009). Mortalités, effondrements et affaiblissements des colonies d'abeilles. Maisons-Alfort (France) : AFSSA. 218 p. https://www.anses.fr/sites/default/files/documents/SANT-Ra-MortaliteAbeilles.pdf

Chun Wei Choo (1999). Le traitement de l'information par les individus. Article paru dans le supplément des Echos : L'art du management de l'information, 1-2 octobre 1999, 6 pages. URL : http://www.lesechos.fr/formations/manag_info/articles/article_8_11.htm

Civita M. (1994). Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. *Teoria e practica [Aquifer vulnerability map to pollution. Theory and application]*. *Pitagora, Bologna*, *13*.

Cohen J. (1988). Statistical Power Analysis for the behavioral sciences, *Psychology Press*. 567p. https://doi.org/10.4324/9780203771587

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.

Cornélis B., Billen R. (2001). La cartographie des risques et les risques de la cartographie. *Risque et systèmes complexes: les enjeux de la communication.* 207-222.

CORPEN (2003). *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 des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement). 120 p.

Coste A., Goujon S., Faure L. et al (2020). Agricultural crop density in the municipalities of France and incidence of childhood leukemia: An ecological study. Environ Res 187:109517. doi: 10.1016/j.envres.2020.109517

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.

De Rosnay J. (**1975).** Le Macroscope, vers une vision globale, Points, Seuil. 32-6. p. 1319

Debarbieux B. (1998). Les problématiques de l'image et de la représentation en géographie. In Bailly, A. (sous la dir.) Les concepts de la géographie humaine. Armand Colin, coll. U, pp. 199-211.

Debarbieux B. (2003). Neuf enjeux de l'iconographie de projet et de prospective du territoire. In Debarbieux B. et S. Lardon (2003). Les figures du projet territorial. Paris, l'Aube, coll. Bibliothèque des Territoires, pp.13-36.

Debarbieux B. et Vanier M. (2002). Ces territorialités qui se dessinent. Paris, l'Aube, coll. Bibliothèque des Territoires, 267 pages.

Deffontaines J.-P. (2004). L'objet dans l'espace agricole. Le regard d'un géoagronome. *Natures Sciences Sociétés*, vol. 12, n. 3, p. 299-304.

Devillers J., Farret R., Girardin P., Riviere J.-L., Soulas G. (2007). *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides*. Paris : Tec et Doc. 278p.

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.

Doerfliger N. (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerabilty mapping (EPIK Method). Thèse de doctorat : Université de Neuchâtel, Suisse.

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.acversailles.fr/IMG/pdf/Colloque_edd_intervention_m_domange.pdf

Ducommun R. (2010). *Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain.* Thèse de doctorat : Université de Neuchâtel, Suisse.

Dumas P. (2010). Méthodologie de cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion appliquée à la région de Dumbéa à Païta-Bouloupari (Nouvelle-Calédonie). Les Cahiers d'Outre-Mer. *Revue de géographie de Bordeaux*, 63(252), 567-584.

Duong, V. L. (1999). *Evaluation du risque potentiel sur l'environnement lors de la réhabilitation d'un site pollué* (Doctoral dissertation, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne; INSA de Lyon).

Dusseux P. (2014). *Exploitation de séries temporelles d'images satellites à haute résolution spatiale pour le suivi des prairies en milieu agricole*. Thèse de Doctorat en Géographie. Université Rennes 2.

Eba A. E., Kouame K. J., Jourda J. P., Saley M. B., Anoh K. A., Deh S. K., Touré M., Balliet R. (2016). Évaluation de la vulnérabilité à la pollution d'une eau de surface destinée à l'adduction d'eau potable d'une métropole. Cas de la Lagune Aghien à Abidjan, (Sud de la Côte d'Ivoire). European Scientific Journal, 12: 1857- 7431.

Eijsackers H., Beneke P., Maboeta M., Louw J.P.E., Reinecke A.J. (2005). The implications of copper Fongicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 62, n. 1. p. 99-111. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017

El Merabet Y. (2013). Segmentation d'images couleur par combinaison LPE-régions/LPE-contours et fusion de régions. Application à la segmentation de toitures à partir d'orthophotoplans (Doctoral dissertation, Université de Technologie de Belfort-Montbeliard; Université Ibn Tofail. Faculté des sciences de Kénitra).

Elbouqdaoui, K., Ezzine, H., Badrahoui, M., Rouchdi, M., Zahraoui, M., & Ozer, A. (2005). Approche méthodologique par télédétection et SIG de l'évaluation du risque potentiel d'érosion hydrique dans le bassin versant de l'Oued Srou (Moyen Atlas, Maroc). *Geo-Eco-Trop: Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, *29*(1-2).

Elyakime B. (2008). Développement environnemental et agriculture. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 773-790. https://doi.org/10.3917/reru.085.0773

European Soil Data Centre (1999). Soil Profile Analytical Database of Europa (SPADBE) version 2.1.0.0, 29/03/1999. European Commission, DG JRC, Bruxelles. https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ ESDB_Archive/ESDBV2/popup/sp_meta.htm; https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB2/fr_advan.htm.

Eurostat (2020). Sales of pesticides, EU, 2011-2020 (tonnes). https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Fig1_Sales_of_pesticides,_EU,_2011-2020_(tonnes).png

Eurostat (2023). EU sales of pesticides rebounded in 2021. https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/w/ddn-20230510-1

Ezzedine H. (2018). *Construction d'une méthode d'évaluation du risque de pollution diffuse d'origine agricole des ressources naturelles : Application au risque phytosanitaire*. Mémoire de Master of Science en Gestion Agricole et Territoires. CIHEAM-IAMM. (France). 162 p.

Fagnan N. (1998). *Cartographie hydrogéologique régionale et vulnérabilité des aquifères de la MRC de Portneuf.* Mémoire de maîtrise : Université du Québec, INRS-Géoressources. 215 p.

Faye, C., Dièye, S., Fall, A., & Solly, B. (2021). Cartographie des risques d'inondation à l'échelle du bassin fluvial à l'aide de l'indice de potentiel d'inondation: Cas du sous-bassin du Niéri-Ko (Bassin de la Gambie). *Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement*, Vol. (vi), No. 1, Avril 2021, pp. 40-51.

Ferland Y. (2000). Les défis théoriques posés à la cartographie mènent à la cognition. Cybergeo, Colloque "3O ans de sémiologie graphique", article 148, mis en ligne le 17 novembre 2000, modifié le 15 février 2007. URL : http://www.cybergeo.eu/index499.html.

Fiandino M. (2007). Cartographie des zones potentiellement érodables dans trois bassins versants méditerranéens (étang de Berre, Bouches-du-Rhône, France). *Etude de géographie physique*, 15-26.

Foissac X., Loc N. T., Christou P., Gatehouse A.-M. et Gatehouse J.-A. (2000). Resistance to green leafhopper (Nephotettix virescens) and brown planthopper (Nilaparvata lugens) in transgenic rice expressing snowdrop lectin (Galanthus nivalis agglutinin; GNA). *Journal of Insect Physiology*, *46*(4), 573-583.

Frapna (2013). Le Réseau Agriculture Régional de la FRAPNA : F4, Les impacts des pesticides sur la biodiversité liée aux milieux agricoles ½. https://www.fne-aura.org/uploads/2018/11/f4-les-impacts-des-pesticides-sur-la-biodiversite.pdf

Frémont A., Chevalier J., Hérin R., Renard, J. (1984). Géographie sociale. Paris, Masson, 387 p.

Gaillet B. (2020). Infographie « L'eau et les milieux aquatiques en quelques chiffres ». Eau et milieux aquatiques - Les chiffres clés - Édition 2020 – SDES. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2020-12/datalab_80_chiffres_cles_eau_edition_2020_infographie.pdf

Gasmi S. (2020). Caractérisation spatio-temporelle du risque des pratiques phytosanitaires agricoles sur le bassin versant de la Gimone en France. Mémoire de master 2. Institut Agronomique Méditérranéen de Montpellier. 152p . https://www.iamm.ciheam.org/ress_doc/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=42772

Gassiat A., Zahm F. (2010). Mobiliser des indicateurs pour évaluer les effets propres des mesures agro-environnementales en France. *Revue dEconomie Regionale Urbaine*, (3), 439-471.

Gatignol C, Etienne J.-C (2010). Pesticides et Santé. http://www.assembleenationale.fr/13/pdf/rap-off/i2463.pdf.

Girardin P., Bockstaller C., Van der Werf H. (1999). Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of sustainable agriculture*, vol. 13, n. 4, p. 5-21.

Girardot J.-J. (2004). Intelligence territoriale et participation. In "Tic & Territoires : quels développements", Lille. *Isdm*, *16*, 1-13.

Gomez E. (2002). Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Gould P.-R. (1973). On Mental Maps. In Downs, R.M. et STEA, B.D. (Ed) : Image and Environment, Chicago, Aldine, p. 182-220.

Gourlay-Francé C., Delmas F., Mazzella N. et Tusseau-Vuillemin M.-H. (2010). Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique ? *Sciences Eaux & Territoires*, (1), 6-11.

Graillot D., Londiche H., Dechomets R., Batton-Hubert M. (2001). Analyse multicritère spatiale pour l'identification de la vulnérabilité aux inondations, Ecole Normale Supérieure des Mines de Saint Etienne, 12 p.

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.

Gressel J., Hanafi A., Head G. Marasas W., Obilana A. B., Ochanda J., & Tzotzos G. (2004). Major heretofore intractable biotic constraints to African food security that may be amenable to novel biotechnological solutions. *Crop protection*, *23*(8), 661-689.

Grimene C., Mghirbi O., Le Grusse P., Bord J.-P. (2021). Risk spatialization of agricultural phytosanitary practices: case study in south-west France. Conference: XII International Scientific Agricultural Symposium "Agrosym 2021"At: Jahorina, Bosnia and Herzegovina, pp 817-824.

Grimene C., Mghirbi O., Louvet S., Bord J.-P., Le Grusse P. (2022). Spatial characterization of surface water vulnerability to diffuse pollution related to pesticide contamination: case of the Gimone watershed in France. *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(1), 17-39.

Grimene C., Mghirbi O., Louvet S., Le Grusse P. (2019). Caractérisation spatiale de la vulnérabilité des ressources naturelles et gestion des risques de pollution diffuse liés aux

pratiques phytosanitaires agricoles. 49. Congrès du Groupe Français des Pesticides : Pesticides et Transition Agroécologique : Enjeux et Avancées, May 2019, Montpellier, France. pp.103-105.

Guérin J-P. (1989). Géographie et représentations : introduction. In André Y. et al. « Représenter l'espace : l'imaginaire spatial à l'école », Paris, Anthropos, pp.3-5.

Guichard L., Dedieu F., Jeuffroy M-H., Reau R., Savini I. (2017). Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. *Cah. Agric.* 26 : 14002.

Guichard L., Real B., Desvignes P., Wissocq A., Zavagli F., Bertrand S., Morin C., Morison M., Reau R., Schmid A., Bouveris N., Cariolle M. (2010). Caractérisation des pratiques de protection des cultures et de leur évolution : méthodologie de diagnostic et propositions visant à améliorer l'impact environnemental des systèmes de culture et d'élevage. Grignon (France) : AgroParisTech, INRA .77 p. http://isidoredd.documentation.developpementdurable.gouv.fr/documents/Temis/0083/Temis-0083501/22331_Rapport.pdf

Harrison S., McAree C., Mulville W., Sullivan T. (2019). The problem of agricultural 'diffuse'pollution: Getting to the point. Science of the Total Environment, 677, pp.700-717. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.169

Houdart M., Bonin M. et Temple L. (2009). Dynamique d'acteurs (agriculteurs et institutions) et innovation agro-écologique pour la gestion des risques environnementaux en Guadeloupe. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, *9*(1).

Huston J.-L., et Wagenet R.-J. (1992). Leaching estimation and chemistry model: a process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum vol.2, version 3. Water Resources Inst., Ed. Department of Agronomy, Cornell University, Ithaca, NY. 148p.

Inserm (2021). Expertise collective : Pesticides et effets sur la santé (Nouvelles données). https://www.inserm.fr/wp-content/uploads/2021-07/inserm-expertisecollective-pesticides2021-rapportcomplet-0.pdf

Jarvis N.J., Hollis J.M., Nicholls P.H., Mayr T., Evans S.P. (1997). MACRO—DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils, Environmental Modelling & Software, Volume 12, Issues 2–3, Pages 251-265, ISSN 1364-8152, https://doi.org/10.1016/S1364-8152(97)00147-3

Jauffret S. (2001). Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes méditerranéens arides : application au suivi de la désertification dans le Sud tunisien. Thèse de doctorat en écologie : Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille, Marseille (France). 371 p. https://catalogue.unccd.int/622_JAUFFRET_Thesis.pdf

Johnson R.M., Ellis M.D., Mullin C.A., Frazier M. (2010). Pesticides and honey bee toxicity – USA. Apidologie, vol. 41, n. 3. p. 312-331. https://doi.org/10.1051/apido/2010018

Kanj F. (2018). *Outils et méthodes pour une politique territoriale de gestion raisonnée des pratiques agricoles : Cas d'application dans la région de la Béquaa au Liban*. Thèse de doctorat en Géographie et Aménagement de l'espace. Université Paul Valéry Montpellier 3 (France). 378 p.

Karimi B., Cahurel J.Y., Gontier L., Charlier L., Chovelon M., Mahé H., Ranjard L. (2020). A meta-analysis of the ecotoxicological impact of viticultural practices on soil biodiversity. Environmental Chemistry Letters, pp.1-20.

Karsenty A. (2004). Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en développement*. https://doi.org/10.3917/med.127.0061

Khouma M., Bock L., Mathieu L., Engels P. (1997). Système d'information géographique et gestion des données de sol. In : Escadafal R. (ed.), Mulders M.A. (ed.), Thiombiano L. (ed.): Surveillance des sols dans l'environnement par télédétection et systèmes d'information géographiques. Paris (France): ORSTOM. p. 35-51. Symposium international AISS, 1995/02/06-10, Ouagadougou (Burkina Faso).

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

Lammoglia S.K, Makowski D., Moeys J., Justes E., Barriuso E. et Mamy L. (2017). Sensitivity annlysis of the STICS-MACRO model to identify cropping practices pesticides losses. *Science of the total environment*, p. 117-129.

Lamy I., Faburé J., Mougin C., Morin S., Coutellec M. A., Denaix L., & Martin-Laurent F. (2022). *L'écotoxicologie en questions* (72p.). Éditions Quae

Laplanche J. et Pontalis J.-B. (2004). Vocabulaire de la psychanalyse. Quadrige PUF, 4ème édition – copie de 1967, Paris, 523 pages.

Larocque, M., Banton, O. et Lafrance, P. (1998). Simulation par le modèle AgriFlux du devenir de l'atrazine et du dééthylatrazine dans un sol du Québec sous maïs sucré. *Revue des sciences de l'eau*, *11*(2), 191–208. http://dx.doi.org/10.7202/705303ar.

Lasseur J., Bonaudo T., Choisis J.-P., Houdart M., Napoleone M., Tichit M. et Dedieu B. (2019). Élevage et territoires : quelles interactions et quelles questions ? *INRA Prod. Anim*, *32*(2), 189-204.

Laurent C. (1992). L'agriculture et son territoire dans la crise. Analyse et démenti des prévisions sur la déprise des terres agricoles à partir d'observations réalisées dans le pays d'Auge. Thèse de doctorat de sciences économiques, Université Paris VII, 415 p.

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.

Le Grusse P., Mghirbi O., Toumi M.A., Trabelsi M., Mandart E. et Fabre J. (2016). *Agriculture de précision et gestion des risques environnementaux et de santé des pratiques phytosanitaires*. Communication qui sera présentée au 46e congrès du Groupe Français des Pesticides, 17-19 mai 2016, BORDEAUX

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P., Trommetter M. (2008). Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective INRA. Versailles : Quae, 177 p.

Lecomte V. (2021). Notions essentielles de l'écotoxicologie. https://ecotoxicologie.fr/notions-essentielles

Lemoigne J.-L. (1984). La Théorie du système général, théorie de la modélisation. Paris : PUF, 330 p

Lepart J. & Marty P. (2006). Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité L'exemple de la France. Annales de géographie, 651, 485-507. https://doi.org/10.3917/ag.651.0485

Letissier F. (2003). Expérience de cartographie participative à Saint-Denis. In Debarbieux B. et S. Lardon (sous la direction de). Les figures du projet territorial. Paris, l'Aube, coll. Bibliothèque des Territoires, p. 203-211.

Lévy A. (2003). La démocratie locale en France : enjeux et obstacles. Espaces et Sociétés « Ville et Démocratie », n°112, L'Harmattan, pp.155-175

Li Y., Miao R., Khanna M. (2020). Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. Nat Sustain 3, 1027–1035. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x

Litskas V., Mandoulaki A., Vogiatzakis I. N., Tzortzakis N., Stavrinides M. (2020). Sustainable viticulture: First determination of the environmental footprint of grapes. Sustainability, 12(21), 8812.

Lynch K. (1960). The image of the city. Cambridge (Mass), MIT, Paris, 194 pages

Macary F., Lavie E., Lucas G., Riglos O. (2006). Méthode de changement d'échelle pour l'estimation du potentiel de contamination des eaux de surface par l'azote Ingénieries-EAT, Vol., n° 46, p. 35-49.

Macary F., Morin S., Probst J.-L., Saudubray F. (2010). A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds. *Ecological indicators*, vol. 36, p. 624-639.

Macary F., Vernier F. (2005). Indicateurs environnementaux pour le zonage de risque potentiel de transferts de pesticides à l'échelle de bassins versants : méthodologies pour un changement d'échelle, éd. Groupe Français des Pesticides, 8 p.

Macary, F., & Vernier, F. (2007). Zonage de risque potentiel de transferts de pesticides à l'échelle de bassins versants: quelles méthodes pour un transfert d'échelles spatiales?. *Pesticides: impacts environnementaux, gestion et traitements*, 245-259.

Mardhel V. (2003). Calcul de l'indice de développement et persistance des réseaux (IDPR) pour le bassin Rhône Méditerranée Corse. Rapport final. Etude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM. BRGM/RP-52935-FR. 26p.

Margat J. (1991). La vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions, conception – estimation - cartographie. Institut Européen de l'eau. 9 p.

Marsala R.Z, Capri E, Russo E, Bisagni M, Colla R, Lucini L et Suciu N.A (2020). First evaluation of pesticides occurrence in groundwater of Tidone Valley, an area with intensive viticulture. Science of The Total Environment, 736, 139730.

Meissner G., Athmann M.-E, Fritz J, Kauer R, Stoll M, Schultz H.R (2019). Conversion to organic and biodynamic viticultural practices: impact on soil, grapevine development and grape quality. OENO One, 53(4).

Méral P. (2004). *I*ndicateurs économiques pour l'évaluation des transferts de gestion. Rapport, Service de Coopération et d'Action Culturelle, Ambassade de France, Madagascar.

Mghirbi O. (2016). 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. PhD dissertation, Université Paul-Valéry Montpellier 3.

Mghirbi O., Bord J.-P., Le Grusse P., Mandart E., Fabre J. (2018). Mapping for the management of diffuse pollution risks related to agricultural plant protection practices: case of the Etang de l'Or catchment area in France. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 14117-14137.

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*, Vol. (22), pages (8058-8074).

Mghirbi O., Le Grusse P., Fabre J., Mandart E., Bord J.-P. (2017). 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*, vol. 24, pp. 6951–6972.

Michelin C. (2018). La France reste, et de loin, le principal pays agricole en Europe. http://agri71.fr/articles/11-07-2018/10762/La-France-reste-et-de-loin- le-principal-paysagricole-en-Europe/

Millet M., Bedos C. (2016). La contamination de l'atmosphère par les produits phytosanitaires. Protéger les végétaux des attaques de pesticides nuisibles. *Pollution atmosphérique*, p. 166-177.

Millot F., Decors A., Mastain O., Quintaine T., Berny P., Vey D., Lasseur R., Bro E. (2017). Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. Environmental Science and Pollution Research, vol. 24, n. 6. p. 5469-5485. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation (2017). Infographie - L'Union européenne, 1re puissance agricole mondiale [Photographie], https://agriculture.gouv.fr/infographie-lunion-europeenne-1re-puissance-agricole-mondiale

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation (2021). Publication des données provisoires des ventes de produits phytopharmaceutiques en 2020. https://agriculture.gouv.fr/publication-des-donnees-provisoires-des-ventes-de-produits-phytopharmaceutiques-en-2020

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation. (2018). Indicateur de fréquence de traitements phytopharmaceutiques (IFT). Guide méthodologique. vol. 3. Paris (France) : Ministère de l'agriculture et de l'alimentation. 61 p.

Mohasin M., Bhowmik P., Banerjee A., Somchoudhury A.K. (2005). Effect of some herbicides on earthworm (Metaphire posthuma) under field condition. Journal of Crop and Weed, vol. 1, n. 2. p. 1719. http://www.cropandweed.com/vol1issue2/pdf2005/5.pdf

Moles A. et Rohmer E. (1972). Psychologie de l'espace. Tournai, Casterman, 246 pages.

Munier B., & Taverdet-Popiolek N. (1999). Choix multicritères dans le risque et variables multidimensionnelles : proposition de méthode et application aux réseaux de transport d'énergie. *RAIRO-Operations Research*, *33*(4), 543-568.

Murat V. (2000). *Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution : application aux aquifères granulaires du piémont laurentien.* Thèse de doctorat : Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique. 278 p.

Nakache J.-P. et Confais J. (2003). *Statistique explicative appliquée : analyse discriminante, modèle logistique, segmentation par arbre*. Editions Technip. p. 273-278.

Neaman A., Schoffer J. T., Navarro-Villarroel C., Pelosi C., Peñaloza P., Dovletyarova E., Schneider J. (2024). Copper contamination in agricultural soils: A review of the effects of climate, soil properties, and prolonged copper pesticide application in vineyards and orchards. Plant, Soil and Environment, 70(7), 407-417.

Nguendo Yongsi H.B., Ngala NDI H, Sietchiping R. (2007). "Infant Diarrheas in a Sub-Saharan Urban Environment (Yaoundé): An Epidemio-Geographical Approach". Comparative Studies of South Asia, Africa and the Middle East, 3: 129-139

OCDE (1995). L'agriculture durable : questions de fond et politiques dans les pays de l'OCDE. Paris : OCDE. 77 p.

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

Orias F. (2015). Contribution à l'évaluation des risques écotoxicologiques des effluents hospitaliers : bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification des résidus pharmaceutiques. Ecotoxicologie. École Nationale des Travaux Publics de l'État [ENTPE], 2015. Français. https://theses.hal.science/tel-01778521

Orias F., Bony S., Devaux A., Durrieu C., Aubrat M., Hombert T., ... & Perrodin Y. (2015). Tamoxifen ecotoxicity and resulting risks for aquatic ecosystems. *Chemosphere*, *128*, 79-84.

Orlikowski W.J. (1999). "Technologies-in-practice : an enacted lens for studying technology in organizations," Working papers WP 4056-99., Massachusetts Institute of Technology (MIT), Sloan School of Management.

Paiola A, Assandri G, Brambilla M, Zottini M, Pedrini P, Nascimbene J (2020). Exploring the potential of vineyards for biodiversity conservation and delivery of biodiversity-mediated ecosytem services: A global-scale systematic review, Science of The Total Environment, Volume 706, 135839, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135839

Pelissier, M. (2009). Étude sur l'origine et les fondements de l'intelligence territoriale: l'intelligence territoriale comme une simple déclinaison de l'intelligence économique à l'échelle du territoire?. *Revue internationale d'intelligence économique*, (2), 291-303.

Péribois C. (2008). *Usages de l'information géographique dans la gestion participative du territoire : regards croisés en France, en Belgique et au Québec* (Doctoral dissertation, Université d'Angers).

Peterson M.P. (1995). Interactive and Animated Cartography. Ed. Prentice Hall, 257 pages

Piaget J. (1926). La représentation du monde chez l'enfant. Paris, PUF, 336 pages

Pingault N, Pleyber E, 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, vol. 32. p. 61-94.

Poidevin D. (1999). La carte, moyen d'action : guide pratique pour la conception et la réalisation de cartes. Paris (France) : Ellipses. 199 p.

Pompermaier A., Carolina Cole Varela A, Fortuna M, Mendonça-Soare S, Koakoski G, Aguirre R, Oliveira T, Sordi E, Moterle D, Pohl A, Rech V, Bortoluzzi E, Barcellos L (2021). Water and suspended sediment runoff from vineyard watersheds affecting the behavior and physiology of zebrafish, Science of The Total Environment, Volume 757, 143794, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143794.

Poncet L., Touroult J., Dupont P., Barnier F. & Figuet S. (2019). La biodiversité en France-100 chiffres expliqués sur les espèces, INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel et ONB Observatoire National de la Biodiviersité, 48p.

Prélaz-Droux R. (1995). Système d'information et gestion du territoire – Approche systémique et procédure de réalisation. Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes, coll. META, 156 pages.

Prévil C., Thériault M. & Rouffignat J. (2003) Analyse multicritère et SIG pour faciliter la concertation en aménagement du territoire : Vers une amélioration du processus décisionnel ? Cahiers de géographie du Québec 47(130) : 35-61.

Puech, C., Dartus D. et al. (2003). Hydrologie distribuée, télédétection et problèmes d'échelle. *Société française de photographie et télédétection*, 172, p. 11-21.

Queyrel W., Habets F., Blanchoud H., Ripoche D., Launay M. (2016). Pesticide fate modeling in soils with the crop model STICS: Feasibility for assessment of agricultural practices. *Science of the Total Environment*, 542, p. 787-802.

Renaud C., Benoît M., Thiollet-Sholtus M., Jourjon F. (2011). Evaluation globale des impacts environnementaux des itinéraires techniques viticoles : l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Revue Suisse d'arboriculture Viticulture, Arboriculture, Horticulture ? vol. 43, n. 3, p. 184-189.

Reynaud A., Roger B., Robert F. et Hervé T. (1992). Les Mots de la géographie, dictionnaire critique, 1992, coll. Dynamiques du territoire. In Travaux de l'Institut Géographique de Reims, n°83-84, 1993. Espaces africains en crise. Formes d'adaptation et de réorganisation. pp. 148-154; https://www.persee.fr/doc/tigr_0048-7163_1993_num_83_1_1292_t1_0148_0000_3

Roche S. (2003). Usages sociaux des TIG et participation territoriale. In Debarbieux B. et S. Lardon (dir.), « Les figures du projet territorial », Paris, l'Aube/DATAR, pp. 58-79.

Roche S. et Caron C. (2004). Aspects organisationnels des SIG, éditions Hermès-Lavoisier, traité IGAT, Paris, 312 p.

Rogers E.M. (1983). Diffusion of innovations. New-York, Free Press, 512 pages.

Sadiki A., Bouhlass A., Auajjar J., Faleh A., Macaire J.J. (2004). Utilisation d'un SIG pour l'évaluation et la cartographie des risques d'érosion par l'Equation universelle des pertes en sol dans le Rif oriental (Maroc) : cas du bassin versant de l'oued Boussouab. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre, 26, p. 69-79.

Sadjania D. (2015). *Cartographie des risques d'érosion pouvant impacter la qualité de l'eau de la Gimone.* Mémoire (Master en Géographie et Aménagement, Spécialité Géographie de l'Environnement et du Paysage): Université de Toulouse, France. 76 p.

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).

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

Scheromm, P., Rixen, A., Laurens, L., & Soulard, C. T. (2020). Les acteurs publics locaux et l'écologisation de l'agriculture. Entre territorialisation de l'agroécologie et écologisation des territoires. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, *11*(1). 22 p. https://journals.openedition.org/developpementdurable/17367

Simonovici M. (2016). Enquête Pratiques phytosanitaires en viticulture en 2016. Nombre de traitements et indicateurs de fréquence de traitement. Agreste Les Dossiers -n° 2019-2 - Février 2019. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos1902/Dossier2019-2.pdf

Smith R. et M. Craglia (2003). Digital Participation and Access to Geographic Information: A Case Study of Local Government in the United Kingdom. URISA Journal, Vol. 15, APA II, p49-54. URL: http://www.urisa.org/files/Smithvol15apa2-7.pdf

Smith R.S. (2001). Public Participation in the Digital Age: a focus on British local government. PhD Dissertation. Sheffield ; University of Sheffield, 360 pages.

Steinberg J. (2000). L'apport de la sémiologie graphique de Jacques Bertin à la cartographie pour l'aménagement et l'urbanisme. Cybergeo, Colloque "3O ans de sémiologie graphique", article 146, mis en ligne le 17 novembre 2000, modifié le 11 mai 2007. URL : http://www.cybergeo.eu/index497.html

Suárez L.A. (2005). PRZM-3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: users manual for release 3.12. 2. *US Environmental Protection Agency (EPA), Washington, DC.*

Syndicat des eaux de la région de Beaumont de Lomagne (2013). Diagnostic de territoire multi-pressions du bassin d'alimentation de captage de Beaumont de Lomagne, Rapport des annexes - phase 2, 172 pages.

Tang FHM., Lenzen M., McBratney A., Maggi F. (2021). Risk of pesticide pollution at the global scale. Nat Geosci 14:206–210. doi: 10.1038/s41561-021-00712-5

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.

Thompson H-M. (2010). Risk assessment for honey bees and pesticides-recent developments and "new issues". *Pest Manag Sci* 66 : 1157–1162.

Trabelsi M. (2017). *Comment mesurer la performance agroécologique d'une exploitation agricole pour l'accompagner dans son processus de transition ?* Thèse (Dr d'Université en Géographie et Aménagement de l'Espace) : Université Paul Valéry Montpellier 3, Montpellier (France). 354 p. École doctorale ED60 TTSD. UMR GRED. Lames du CIHEAM-IAMM.

Tyner J. (1992). Introduction to Thematic Cartography. Ed. Prentice Hall, 299 pages.

Van der Knijff, J. M., Jones, R. J. A., & Montanarella, L. (2000). Estimation du risque d'érosion en Italie. *Eur. Soil Bur*. 47 p.

Van leeuwen C.J., Hermens J.L.M. (1996). *Risk assessment of chemicals: an introduction*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 686 p.

Vasseur P., Masfaraud J.-F., & Blaise C. (2021). Ecotoxicology, revisiting its pioneers. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*, 3852-3857.

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 agroenvironmental indicators at embedded watershed scales. Agricultural Systems, November 2013, vol. 122, p. 11-21. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X13000917

Veyret Y., Laganier R., Scarwell H. (2017). L'environnement - Concepts, enjeux et territoires. France: Armand Colin, 317p..

Vincent, R., Bonthoux, F., & Lamoise, C. (2000). Evaluation du risque chimique-Hiérarchisation des" risques potentiels". *Hygiene et sécurité du travail*, (178), 8.

Vrba J., Zaporozec A. (1994). Guide book on mapping groundwater vulnerability. Vol. 16. Hanovre : Heise. 131 p.

Warrot G. (2003). L'utilisation des tableaux chorématiques à dires d'acteurs. In Debarbieux B. et S. Lardon (sous la direction de). Les figures du projet territorial. Paris, l'Aube, coll. Bibliothèque des Territoires, p. 193-202.

Widmer S. (2008). Quelle intelligence territoriale pour le développement durable des territoires urbanisés ? Le cas du Pays de Montbéliard. 6th International Conference of Territorial Intelligence "Tools and methods of Territorial Intelligence", Besançon, France. https://shs.hal.science/halshs-00985842/document

Yuan L., Sinshaw T., Forshay K.J. (2020). Review of watershed-scale water quality and nonpoint source pollution models. Geosciences, 10(1), 25. https://doi.org/10.3390/geosciences10010025.

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. (2013). Les indicateurs de performance agro-environnementale dans l'évaluation des Mesures Agro-Environnementales. Synthèse des cadres théoriques et analyse de leur usage en France de 1993 à 2009. *Innovations Agronomiques*, *31*, 111-158.

Zimmermann E., Ravenel L., Saint-Gérand T. (2002). Cartographie des risques technologiques majeurs : nouvelles perspectives avec les SIG. *Mappemonde*. 65(1), p. 17-21.

ANNEXES

Annexe 1. Les scripts R Studio

1.1. Analyse des images radars

stack_radar.R*

Source on Save | Run | Source

```r
library(raster)
library(rgdal)
library(sp)
library(readxl)
library(Metrics)

folder_raster<-"D:/radar_meteo_france/2017/02"
listfl<-list.files(path = folder_raster, pattern = "*\\.tif$", all.files = FALSE,full.names
ras<-stack(listfl)
max<-calc(ras, fun=max,na.rm=T)
freq<-freq(max, value=15)
name<-paste0('max_mois2_freq',freq,'.tif')
setwd(folder_raster)
writeRaster(max, filename=name, format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, options="

#Stat radar
setwd("D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/")
point_shp<-readOGR(getwd(), 'COORDONNEES_GPS_2017')
point1<-point_shp[2,]

folder<-"D:/radar_meteo_france/2017"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = FALSE,full.names = TRUE
radar<-NULL
DATE<-seq(as.Date("2017-09-01"), as.Date("2017-12-31"), by="days")
for (ii in 1:length(DATE))
{
  temp_list<-listfl[grep(DATE[ii], listfl, perl = TRUE)]
  ras_stack<-stack(temp_list)
  point1<-spTransform(point1,crs(ras_stack))
  matrix_extract<-extract(ras_stack,point1)
  vector_extract<-as.vector(matrix_extract)
  vector_extract[is.na(vector_extract)] <- 0
  vector_extract[vector_extract==15] <- 7
  radar[ii]<-sum(vector_extract)
}
setwd("D:/radar_meteo_france")
matrix<-as.matrix(radar)
write.csv(matrix, file='sum_radar_station2.csv', row.names=FALSE)

#Stat pluvio station
folder_xls<-"D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/Stations PROMETE"
list.files(path = folder_xls, pattern = "*\\.xls$", all.files = FALSE,full.names = TRUE, re
```

```r
setwd("D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/Stations PROMETE")
station1_xls<-read_xls("Lunel_2017-09-01_2018-09-11.xls")
print(station1_xls)
station1<-station1_xls[[4]]
matrix_station1<-as.matrix(station1)

#Plot
setwd("D:/radar_meteo_france/sum_radar")
radar<-read.csv("sum_radar_station6.csv")
radar<-radar[[1]]
setwd("D:/Qualisol_Samuel/donnees_meteo_qualisol/Stations PROMETE")
in_situ<-read_xls("Saint Paul d'Espis_2017-09-01_2018-09-11.xls")
in_situ<-in_situ[[4]]
in_situ<-in_situ[1:287]

MAX<-max(c(in_situ,radar),na.rm=T)
MIN<-min(c(in_situ,radar),na.rm=T)
cora<-cor(in_situ, radar, use = "complete.obs")
rmsea<-rmse(radar,in_situ)
maea<-mae(radar,in_situ)
plot(in_situ,radar, cex= .7, col = "dark blue", xlab= "In situ (Station St Paul d'Espis)",
                COR : ',round(cora,digits=2),' ; RMSE : ',round(rmsea,digits=2),' ; MAE :
```

Figure 1. Programme R de Stack des données radars de météo France

Extraction_radar.R*

Source on Save | Run | Source

```r
library(raster)
library(rgdal)
library(sp)
library(readxl)
library(Metrics)
#Stat radar 1
setwd("D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/")
point_shp<-readOGR(getwd(), 'COORDONNEES_GPS_2017')
point1<-point_shp[1,]

folder<-"D:/radar_meteo_france"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = FALSE,full.names = TRUE
radar<-NULL
DATE<-seq(as.Date("2017-09-01"), as.Date("2018-06-14"), by="days")
for (ii in 1:length(DATE))
{
  temp_list<-listfl[grep(DATE[ii], listfl, perl = TRUE)]
  ras_stack<-stack(temp_list)
  point1<-spTransform(point1,crs(ras_stack))
  matrix_extract<-extract(ras_stack,point1)
  vector_extract<-as.vector(matrix_extract)
  vector_extract[is.na(vector_extract)] <- 0
  vector_extract[vector_extract==15] <- 7
  radar[ii]<-sum(vector_extract)
}
setwd("D:/radar_meteo_france/sum_radar")
matrix<-as.matrix(radar)
write.csv(matrix, file='sum_radar_station1.csv', row.names=FALSE)
rm(point_shp, folder, listfl, DATE, temp_list, point1, radar, ras_stack, matrix_extract, ve

#Stat radar 5
setwd("D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/")
point_shp<-readOGR(getwd(), 'COORDONNEES_GPS_2017')
point1<-point_shp[5,]

folder<-"D:/radar_meteo_france"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = FALSE,full.names = TRUE
radar<-NULL
DATE<-seq(as.Date("2017-09-01"), as.Date("2018-06-14"), by="days")
for (ii in 1:length(DATE))
{
  temp_list<-listfl[grep(DATE[ii], listfl, perl = TRUE)]
  ras_stack<-stack(temp_list)
```

```
  point1<-spTransform(point1,crs(ras_stack))
  matrix_extract<-extract(ras_stack,point1)
  vector_extract<-as.vector(matrix_extract)
  vector_extract[is.na(vector_extract)] <- 0
  vector_extract[vector_extract==15] <- 7
  radar[ii]<-sum(vector_extract)
}
setwd("D:/radar_meteo_france/sum_radar")
matrix<-as.matrix(radar)
write.csv(matrix, file='sum_radar_station5.csv', row.names=FALSE)
rm(point_shp, folder, listfl, DATE, temp_list, point1, radar, ras_stack, matrix_extract, ve

#Stat radar 6
setwd("D:/Qualisol/donnees_meteo_qualisol/")
point_shp<-readOGR(getwd(), 'COORDONNEES_GPS_2017')
point1<-point_shp[6,]

folder<-"D:/radar_meteo_france"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = FALSE,full.names = TRUE
radar<-NULL
DATE<-seq(as.Date("2017-09-01"), as.Date("2018-06-14"), by="days")
for (ii in 1:length(DATE))
{
  temp_list<-listfl[grep(DATE[ii], listfl, perl = TRUE)]
  ras_stack<-stack(temp_list)
  point1<-spTransform(point1,crs(ras_stack))
  matrix_extract<-extract(ras_stack,point1)
  vector_extract<-as.vector(matrix_extract)
  vector_extract[is.na(vector_extract)] <- 0
  vector_extract[vector_extract==15] <- 7
  radar[ii]<-sum(vector_extract)
}
setwd("D:/radar_meteo_france/sum_radar")
matrix<-as.matrix(radar)
write.csv(matrix, file='sum_radar_station6.csv', row.names=FALSE)
rm(point_shp, folder, listfl, DATE, temp_list, point1, radar, ras_stack, matrix_extract, ve

for (ii in 1:length(listfl))
{
  temp_list<-listfl[grep(DATE[ii], listfl, perl = TRUE)]
  ras_stack<-stack(temp_list)
  point1<-spTransform(point1,crs(ras_stack))
  matrix_extract<-extract(ras_stack,point1)
```

```
  vector_extract<-as.vector(matrix_extract)
  vector_extract[is.na(vector_extract)] <- 0
  vector_extract[vector_extract==15] <- 7
  radar[ii]<-sum(vector_extract)
}
df1<-dfvide
df2[ii]<-function()
radar[ii]<-rbind(df2,df1)
```

Figure 2. Programme R d'extraction des données radars de météo France

Final_convert_radar.R*

Source on Save | Run | Source

```
rm(list = ls())
library(raster)
library(rgdal)
PROJ<-"+proj=stere +lat_0=90 +lat_ts=45 +lon_0=0 +k=1 +x_0=0 +y_0=0 +ellps=WGS84 +datum=WGS
#ici on charge le shape de la gimone puis on le met dans le systeme des images radar
gimone<-readOGR('D:/radar_meteo_france','zone_decoup_radar')
gimone<-spTransform(gimone,PROJ)
folder_dem<-"D:/radar_meteo_france/2018/"
listfl<-list.files(path = folder_dem, pattern = "*\\.png$", all.files = FALSE,full.names =

for (JJ in 1:length(listfl))
{
  #JJ<- sample(1:length(listfl), 1)
  output<-paste0(dirname(listfl[JJ]),'/',gsub('.png','.tif',basename(listfl[JJ])))
  if (file.exists(output)==FALSE)
  {

ras<-raster(listfl[JJ])

a<-list()
for (i in 1:length(ras@legend@colortable))
{
  a[[i]]<-as.list(col2rgb(ras@legend@colortable[i]))
  matrix<-t(simplify2array(a))
  matrix<-cbind(0:length(ras@legend@colortable),matrix)
}

b1<-ras ; b2<-ras ; b3<-ras
values(b1)<-NA ; values(b2)<-NA ; values(b3)<-NA
for (i in 1:length(ras@legend@colortable))
{
  b1[ras==as.numeric(matrix[i,1])]<-as.numeric(matrix[i,2])
  b2[ras==as.numeric(matrix[i,1])]<-as.numeric(matrix[i,3])
  b3[ras==as.numeric(matrix[i,1])]<-as.numeric(matrix[i,4])
}
ras<-stack(b1,b2,b3)

extent(ras)@xmin<--619652.074
extent(ras)@xmax<-916347.926
extent(ras)@ymin<--5062818.338
extent(ras)@ymax<--3526818.338
crs(ras)<-"+proj=stere +lat_0=90 +lat_ts=45 +lon_0=0 +k=1 +x_0=0 +y_0=0 +ellps=WGS84 +datum
```

```
43
44  #on extrait sur le bassin de la gimone
45  ras<-crop(ras,gimone,snap="out")
46
47  ras[subset(ras,1)==210 & subset(ras,2)==210  & subset(ras,3)==210]<-NA
48  ras[subset(ras,1)==119 & subset(ras,2)==119  & subset(ras,3)==119]<-NA
49  ras[subset(ras,1)==98 & subset(ras,2)==98  & subset(ras,3)==98]<-NA
50  # on change les couleurs en valeurs de PP
51  RAS<-subset(ras,1);values(RAS)<-NA
52  #[0.1,0.2[  0 0 255
53  RAS[subset(ras,1)==0 & subset(ras,2)==0  & subset(ras,3)==255]<-0.15
54  #[0.2,0.5[  51  153 255
55  RAS[subset(ras,1)==51 & subset(ras,2)==153  & subset(ras,3)==255]<-0.35
56  #[0.5,1  [  51  204 255
57  RAS[subset(ras,1)==51 & subset(ras,2)==204  & subset(ras,3)==255]<-0.75
58  #[1.0,1.5[  51  255 255
59  RAS[subset(ras,1)==51 & subset(ras,2)==255  & subset(ras,3)==255]<-1.25
60  #[1.5,2.0[  0 153 0
61  RAS[subset(ras,1)==0 & subset(ras,2)==153  & subset(ras,3)==0]<-1.75
62  #[2.0,2.5[  51  255 0
63  RAS[subset(ras,1)==51 & subset(ras,2)==255  & subset(ras,3)==0]<-2.25
64  #[2.5,3.0[  255 255 51
65  RAS[subset(ras,1)==255 & subset(ras,2)==255  & subset(ras,3)==51]<-2.75
66  #[3.0,4.0[  255 153 51
67  RAS[subset(ras,1)==255 & subset(ras,2)==153  & subset(ras,3)==51]<-3.5
68  #[4.0,5.0[  204 0 51
69  RAS[subset(ras,1)==204 & subset(ras,2)==0  & subset(ras,3)==51]<-4.5
70  #[5.0,999[  255 0 255
71  RAS[subset(ras,1)==255 & subset(ras,2)==0  & subset(ras,3)==255]<-15
72
73  writeRaster(RAS, filename=output, format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, options
74  print(paste0(JJ,"     : ",basename(output)))
```

Figure 3. Extraction des images radars selon le découpage de la zone d'étude

moyenne_pluie.R

```r
library(rgdal)
library(raster)
library(sp)

gimone<-readOGR('D:/radar_meteo_france','zone_decoup_radar')

##  Mois 01
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/01"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)


##  Mois 02
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/02"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy2<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum02.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)

##  Mois 03
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/03"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy3<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum03.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)

```

```
42  ##  Mois 04
43  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/04"
44  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
45  ras<-stack(listfl)
46  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
47  ras<-crop(ras, gimone)
48  sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
49  moy4<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
50  setwd(folder)
51  writeRaster(sum, filename="sum04.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, c
52  rm(listfl, ras, sum)
53
54  ##  Mois 05
55  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/05"
56  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
57  ras<-stack(listfl)
58  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
59  ras<-crop(ras, gimone)
60  sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
61  moy5<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
62  setwd(folder)
63  writeRaster(sum, filename="sum05.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, c
64  rm(listfl, ras, sum)
65
66  ##  Mois 06
67  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/06"
68  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
69  ras<-stack(listfl)
70  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
71  ras<-crop(ras, gimone)
72  sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
73  moy6<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
74  setwd(folder)
75  writeRaster(sum, filename="sum06.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, c
76  rm(listfl, ras, sum)
77
78  ##  Mois 07
79  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/07"
80  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
81  ras<-stack(listfl)
82  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
```

```
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy7<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum07.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)

##  Mois 08
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/08"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy8<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum08.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)

##  Mois 09
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/09"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy9<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum09.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)

##  Mois 10
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/10"
listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
ras<-stack(listfl)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
moy10<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="sum10.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
rm(listfl, ras, sum)
```

```
126  ##  Mois 11
127  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/11"
128  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
129  ras<-stack(listfl)
130  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
131  ras<-crop(ras, gimone)
132  sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
133  moy11<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
134  setwd(folder)
135  writeRaster(sum, filename="sum11.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
136  rm(listfl, ras, sum)
137
138  ##  Mois 12
139  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/12"
140  listfl<-list.files(path = folder, pattern = "*\\.tif$", all.files = F,full.names = T, recu
141  ras<-stack(listfl)
142  gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
143  ras<-crop(ras, gimone)
144  sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)
145  moy12<-cellStats(ras, stat='mean', na.rm=T, asSample=T)
146  setwd(folder)
147  writeRaster(sum, filename="sum12.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -999999, d
148  rm(listfl, ras, sum)
149
150  ##  Somme annuelle
151  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/01"
152  setwd(folder)
153  ras01<-raster("sum01.tif")
154  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/02"
155  setwd(folder)
156  ras02<-raster("sum02.tif")
157  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/03"
158  setwd(folder)
159  ras03<-raster("sum03.tif")
160  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/04"
161  setwd(folder)
162  ras04<-raster("sum04.tif")
163  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/05"
164  setwd(folder)
165  ras05<-raster("sum05.tif")
166  folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/06"
167  setwd(folder)
```

```
##  Somme annuelle
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/01"
setwd(folder)
ras01<-raster("sum01.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/02"
setwd(folder)
ras02<-raster("sum02.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/03"
setwd(folder)
ras03<-raster("sum03.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/04"
setwd(folder)
ras04<-raster("sum04.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/05"
setwd(folder)
ras05<-raster("sum05.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/06"
setwd(folder)
ras06<-raster("sum06.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/07"
setwd(folder)
ras07<-raster("sum07.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/08"
setwd(folder)
ras08<-raster("sum08.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/09"
setwd(folder)
ras09<-raster("sum09.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/10"
setwd(folder)
ras10<-raster("sum10.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/11"
setwd(folder)
ras11<-raster("sum11.tif")
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017/12"
setwd(folder)
ras12<-raster("sum12.tif")

ras<-stack(ras01,ras02,ras03,ras04,ras05,ras06,ras07,ras08,ras09,ras10,ras11,ras12)
gimone<-spTransform(gimone,crs(ras))
```

```
ras<-crop(ras, gimone)
sum<-calc(ras, fun=sum,na.rm=T)

folder<-"D:/radar_meteo_france/2017"
setwd(folder)
writeRaster(sum, filename="annuel_sum.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE, NAflag = -9999

##  Mask sur Gimone
G<-readOGR("D:/Limite BV",'BV_Gimone')
G<-spTransform(G,crs(sum))
sum_gimone<-crop(sum,G)
sum_gimone<-mask(sum_gimone,G)
folder<-"D:/radar_meteo_france/2017"
setwd(folder)
writeRaster(sum_gimone, filename="annuel_sum_gimone.tif", format="GTiff", overwrite=TRUE,
```

Figure 4. Création de la carte des moyennes de précipitation sur la zone d'étude

1.2. Classification CAH et k-means

k_means.R

Source on Save | Run | Source

```r
library(readxl)
library(stats)

#####################################
# CHARGEMENT DES DONNEES - DESCRIPTION
#####################################

setwd("D:/Chaima_Gimene/Synthèse")
indic<-read_xls("book3.xls")
df<-as.data.frame(indic)
df2<-df[, -1]
print(summary(df2))
tmp <- as.data.frame(summary(df2))
setwd("D:/Statistiques/R")
write.table(tmp, file="Stat_descriptive.xls", col=NA, sep="\t",dec=",")
rm(tmp)
#graphique - croisement deux à deux
pairs(df2, col= "blue")

#Chargement de données culture par culture
vector<-c(26)
for (i in vector)
{
setwd("D:/Chaima_Gimene/Synthèse")
cult_xls<-read_xls("book3.xls", sheet = i)
cult_df<-as.data.frame(cult_xls)
print(head(cult_df))
cult_df2<-cult_df[, -1]
#stat. descriptives
print(summary(cult_df2))
tmp <- as.data.frame(summary(cult_df2))
setwd("D:/Statistiques/R")
write.table(tmp, file=paste0("Stat_descriptive_", cult_df[1,1], ".xls"), col=NA, sep="\t",
rm(tmp)

#####################################
# CAH
#####################################

#centrage réduction des données
#pour éviter que variables à forte variance pèsent indûment sur les résultats
cult_df2_cr <- scale(cult_df2,center=T,scale=T)
```

```r
cult_df2_cr <- scale(cult_df2,center=T,scale=T)
#matrice des distances entre individus
cult_df2_d <- dist(cult_df2_cr)
#CAH - critère de Ward
#method = « ward.D2 » correspond au vrai critère de Ward
#utilisant le carré de la distance
cah_ward <- hclust(cult_df2_d, method="ward.D2")
#affichage dendrogramme
png(paste0("Dendogramme_", cult_df[1,1], ".png"))
plot(cah_ward, sub= paste0(cult_df[1,1], " (", nrow(cult_df), " parcelles)"))
#dendrogramme avec matérialisation des groupes
rect.hclust(cah_ward, k=3)
dev.off()

#découpage en 3 groupes
cah_groupes <- cutree(cah_ward,k=3)
#liste des groupes
print(sort(cah_groupes))

#######################################
# K-MEANS
#######################################

#k-means avec les données centrées et réduites
#center = 3 - nombre de groupes demandés
#nstart = 5 - nombre d'essais avec différents individus de départ
kmeans_groupes <- kmeans(cult_df2_cr, centers=3, nstart=5)
#affichage des résultats
print(kmeans_groupes)
#correspondance avec les groupes de la CAH
print(table(cah_groupes, kmeans_groupes $ cluster))
tmp <- table(cah_groupes, kmeans_groupes $ cluster)
write.table(tmp, file=paste0("Corresp_CAH_Kmeans_", cult_df[1,1], ".xls"), col=NA, sep="\t
rm(tmp)
#######################################
# K-MEANS - DETECTION NB. DE GROUPES
#######################################

#(2) indice de Calinski Harabasz - utilisation du package fpc
library(fpc)
#évaluation des solutions
sol_kmeans <- kmeansruns(cult_df2_cr,krange=2:10,criterion="ch")
```

```
sol_kmeans <- kmeansruns(cult_df2_cr,krange=2:10,criterion="ch")
#graphique
png(paste0("Nbgroupes_Kmeans_", cult_df[1,1], ".png"))
plot(1:10,sol_kmeans$crit,type="b",xlab="Nb. de groupes",ylab="Silhouette", main = "Indice
dev.off()

#####################################
# INTERPRETATION - STAT. UNIVARIEES COMPARATIVES
#####################################

#fonction de calcul des stats
stat.comp <- function(x,y){
#nombre de groupes
K <- length(unique(y))
#nb. d'observations
n <- length(x)
#moyenne globale
m <- mean(x)
#variabilité totale
TSS <- sum((x-m)^2)
#effectifs conditionnels
nk <- table(y)
#moyennes conditionnelles
mk <- tapply(x,y,mean)
#variabilité expliquée
BSS <- sum(nk * (mk - m)^2)
#moyennes + prop. variance expliquée
result <- c(mk,100.0*BSS/TSS)
#nommer les élements du vecteur
names(result) <- c(paste("G",1:K),"% epl.")
#renvoyer le vecteur résultat
return(result)
}
#appliquer stat.comp aux variables de la base originelle
#et non pas aux variables centrées et réduites
print(sapply(cult_df2,stat.comp,y=cah_groupes))
tmp <- as.data.frame(sapply(cult_df2,stat.comp,y=cah_groupes))
name <- as.character(c(cult_df[1,1], cult_df[1,1], cult_df[1,1], cult_df[1,1]))
tmp <- as.data.frame(cbind(name, tmp))
write.table(tmp, file=paste0("Groupes_CAH_", cult_df[1,1], ".xls"), col=NA, sep="\t",dec="
rm(tmp)
```

Figure 5. Programme de classification (CAH et k-means) des indicateurs du risque potentiel

Annexe 2. Analyse statistique des indicateurs du risuqe et de pression phytosanitaire

Tableau 1. Analyse descriptive des indicateurs du risque et de pression phytosanitaire sur les cultures du bassin versant de la Gimone

Culture	Indicateurs	IRSA	IRTE	Tox.aigue	Tox.chronique	IRTE T	IRTE B	IRTE A	IFT
Abricotier	Min	2085	1502	866	1219	370	408	697	4,47
	Max	5103	2578	2706	2397	713	642	1223	11,42
	Moyenne	3813	1987	1995	1818	493	510	984	8,42
	MP/ha	4048	2094	2124	1924	533	534	1027	8,97
	Ecart type	1556	546	989	589	191	120	266	3,57
	CV	0,41	0,27	0,50	0,32	0,39	0,24	0,27	0,42
Ail	Min	489	222	199	290	0	0	222	1,67
	Max	4611	2029	2333	2278	265	285	1556	9,01
	Moyenne	2700	1184	1303	1397	34	119	1031	5,04
	MP/ha	2765	1199	1344	1422	30	122	1047	5,16
	Ecart type	943	376	503	451	66	54	310	1,57
	CV	0,35	0,32	0,39	0,32	1,95	0,46	0,30	0,31

Avoine	**Min**	192	142	88	104	0	0	142	0,50
	Max	192	142	88	104	0	0	142	0,50
	Moyenne	192	142	88	104	0	0	142	0,50
	MP/ha	192	142	88	104	0	0	142	0,50
	Ecart type	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	CV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Blé dur d'hiver	**Min**	225	262	131	94	0	0	262	0,62
	Max	2957	2424	1837	1589	398	516	2012	6,32
	Moyenne	1334	890	736	598	5	58	827	3,24
	MP/ha	1416	947	788	628	12	57	877	3,39
	Ecart type	586	318	332	311	37	82	268	1,04
	CV	0,44	0,36	0,45	0,52	6,89	1,42	0,32	0,32
Blé tendre d'hiver	**Min**	157	107	123	34	0	0	107	0,48
	Max	7095	2463	3946	3149	795	759	2078	7,54
	Moyenne	1801	1079	909	891	39	74	965	2,91
	MP/ha	1821	1108	919	901	44	83	981	2,98
	Ecart type	843	374	444	466	132	93	300	0,98
	CV	0,47	0,35	0,49	0,52	3,40	1,24	0,31	0,34
Carotte	**Min**	11961	4791	6405	5556	151	1376	3264	14,72
	Max	11961	4791	6405	5556	151	1376	3264	14,72
	Moyenne	11961	4791	6405	5556	151	1376	3264	14,72
	MP/ha	11961	4791	6405	5556	151	1376	3264	14,72
	Ecart type	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	CV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cerisier	**Min**	3146	1365	1930	1216	343	284	737	4,64
	Max	7970	7186	3627	4343	3272	1114	3014	20,11
	Moyenne	5612	4229	2583	3029	1715	731	1784	11,75
	MP/ha	4595	3049	2345	2250	1145	548	1357	8,96
	Ecart type	1206	1435	414	823	716	184	572	3,79
	CV	0,21	0,34	0,16	0,27	0,42	0,25	0,32	0,32
Colza d'hiver	**Min**	959	648	641	318	151	0	346	1,67
	Max	8192	5205	5009	3719	2539	911	2032	13,35
	Moyenne	4489	2493	2490	1999	1030	201	1261	7,94
	MP/ha	4493	2552	2472	2021	1043	217	1291	7,87
	Ecart type	1432	851	814	682	466	157	358	2,13
	CV	0,32	0,34	0,33	0,34	0,45	0,78	0,28	0,27
Coriandre	**Min**	1487	526	707	780	0	136	390	3,50
	Max	3205	773	1664	1541	0	299	474	4,00
	Moyenne	2060	608	1026	1033	0	190	418	3,83
	MP/ha	1935	590	957	978	0	178	412	3,87
	Ecart type	992	143	552	439	0	94	49	0,29
	CV	0,48	0,23	0,54	0,43	#DIV/0!	0,49	0,12	0,08
Féverole d'hiver	**Min**	1055	639	529	507	0	0	437	1,75
	Max	5978	2461	3273	2705	454	358	1649	6,75
	Moyenne	3124	1348	1595	1528	207	155	986	3,19

	MP/ha	3154	1314	1596	1558	166	150	999	3,06
	Ecart type	2093	664	1156	944	201	119	533	1,74
	CV	0,67	0,49	0,72	0,62	0,97	0,77	0,54	0,54
Kiwi	**Min**	1158	464	1015	143	144	276	32	3,81
	Max	1158	464	1015	143	144	276	32	3,81
	Moyenne	1158	464	1015	143	144	276	32	3,81
	MP/ha	1158	464	1015	143	144	276	32	3,81
	Ecart type	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	CV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kiwi Bio	**Min**	1591	734	1446	145	72	449	213	2,72
	Max	1591	734	1446	145	72	449	213	2,72
	Moyenne	1591	734	1446	145	72	449	213	2,72
	MP/ha	1591	734	1446	145	72	449	213	2,72
	Ecart type	0	0	0	0	0	0	0	0,00
	CV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lentilles	**Min**	1716	546	837	879	101	101	308	1,85
	Max	2839	1288	1512	1365	405	137	783	4,75
	Moyenne	2267	1019	1165	1102	286	106	627	3,10
	MP/ha	2094	928	1056	1038	246	108	575	2,81
	Ecart type	421	232	259	164	101	12	142	0,87
	CV	0,19	0,23	0,22	0,15	0,35	0,11	0,23	0,28
Lin oléagineux	**Min**	547	528	298	249	0	0	528	1,72
	Max	5515	2203	2865	2650	795	61	1604	8,89
	Moyenne	2371	1161	1349	1022	175	6	981	4,77
	MP/ha	2310	1093	1332	978	139	9	945	4,74
	Ecart type	1168	505	643	536	244	15	319	1,83
	CV	0,49	0,44	0,48	0,52	1,39	2,63	0,33	0,38
Maïs ensilage-fourrage	**Min**	831	360	529	302	0	65	295	0,80
	Max	2064	680	1380	684	0	143	592	3,01
	Moyenne	1384	464	894	490	0	92	368	1,58
	MP/ha	1631	484	1071	560	0	109	373	2,08
	Ecart type	526	117	362	169	0	29	105	0,83
	CV	0,4	0,3	0,4	0,3	0,0	0,3	0,3	0,5
Maïs grain	**Min**	212	133	118	94	0	0	102	0,23
	Max	6228	2778	3648	2580	795	463	1915	8,88
	Moyenne	2230	1049	1421	809	149	106	793	3,06
	MP/ha	2259	1095	1451	807	156	103	835	3,16
	Ecart type	1170	575	717	469	215	70	369	1,47
	CV	0,52	0,55	0,50	0,58	1,45	0,66	0,47	0,48
Oignons	**Min**	2453	1116	1152	1301	0	109	1007	3,91
	Max	3330	1532	1729	1601	151	109	1272	6,91
	Moyenne	2892	1324	1440	1451	76	109	1140	5,41
	MP/ha	3105	1425	1581	1524	112	109	1204	6,14
	Ecart type	620	295	409	212	107	0	188	2,12
	CV	0,21	0,22	0,28	0,15	1,41	0,00	0,16	0,39

Orge d'hiver	**Min**	145	118	78	56	0	0	118	0,38
	Max	4556	1847	1962	2594	245	637	965	5,74
	Moyenne	1275	587	675	600	3	81	503	1,98
	MP/ha	1374	607	691	683	2	73	532	2,07
	Ecart type	740	269	362	457	27	101	191	0,82
	CV	0,58	0,46	0,54	0,76	8,30	1,24	0,38	0,41
Pêcher	**Min**	6357	3359	3212	3041	1028	668	1442	16,49
	Max	8424	4366	4673	3751	1364	1021	1980	20,49
	Moyenne	7061	3657	3833	3227	1240	818	1597	17,82
	MP/ha	7136	3699	3877	3259	1250	829	1619	17,99
	Ecart type	662	354	471	232	170	114	175	1,38
	CV	0,09	0,10	0,12	0,07	0,14	0,14	0,11	0,08
Poirier Bio	**Min**	2334	2000	1805	529	395	941	660	14,26
	Max	8489	3819	2984	5505	754	1807	1254	15,94
	Moyenne	7490	3193	2669	4821	541	1562	1086	15,12
	MP/ha	7883	3161	2730	5153	512	1565	1081	15,07
	Ecart type	2101	563	398	1736	157	276	192	0,58
	CV	0,28	0,18	0,15	0,36	0,29	0,18	0,18	0,04
Pois chiche	**Min**	1296	546	599	697	0	0	308	0,83
	Max	3551	1620	1720	1837	260	297	1062	5,08
	Moyenne	2432	1102	1097	1335	171	187	744	3,04
	MP/ha	2485	1104	1122	1363	167	190	746	3,07
	Ecart type	637	295	308	346	94	87	167	1,14
	CV	0,26	0,27	0,28	0,26	0,55	0,46	0,23	0,38
Pois protéagineux	**Min**	168	46	130	38	0	17	29	1,21
	Max	7925	2186	4250	3675	151	190	1851	5,36
	Moyenne	5678	1644	2987	2691	134	138	1372	3,20
	MP/ha	5351	1635	2800	2551	130	115	1390	3,32
	Ecart type	2295	616	1238	1071	50	73	531	1,18
	CV	0,40	0,37	0,41	0,40	0,37	0,53	0,39	0,37
Pommier	**Min**	6761	3181	4463	2298	0	677	2158	14,25
	Max	22033	9458	14457	8008	1759	2639	5370	40,30
	Moyenne	12458	4939	7747	4711	418	1214	3296	25,04
	MP/ha	12966	5060	8016	4950	446	1243	3360	26,02
	Ecart type	4799	1349	2640	2181	431	378	585	9,20
	CV	0,39	0,27	0,34	0,46	1,03	0,31	0,18	0,37
Pommier Bio	**Min**	2975	1371	2558	417	192	325	678	6,62
	Max	7532	5866	6494	2256	1046	2448	2702	27,95
	Moyenne	5424	4199	4417	1007	483	1788	1923	22,31
	MP/ha	5442	3830	4300	1142	405	1605	1812	20,29
	Ecart type	1461	1294	1416	560	236	619	617	6,79
	CV	0,27	0,31	0,32	0,56	0,49	0,35	0,32	0,30
Prairies	**Min**	731	388	575	156	0	129	259	0,67
	Max	1538	621	1211	327	0	167	492	2,00
	Moyenne	1058	436	816	242	0	132	304	1,15

	MP/ha	1100	492	858	242	0	141	351	1,25
	Ecart type	249	94	202	48	0	11	93	0,43
	CV	0,23	0,21	0,25	0,20	0,00	0,09	0,31	0,37
Prunier	**Min**	5268	1404	3345	1785	151	316	936	7,68
	Max	15601	5713	6966	8844	1369	1212	3132	23,11
	Moyenne	7083	2147	4023	3061	387	492	1267	11,13
	MP/ha	7122	2216	3974	3148	419	497	1299	11,12
	Ecart type	3346	1119	1229	2243	275	320	553	4,25
	CV	0,47	0,52	0,31	0,73	0,71	0,65	0,44	0,38
Prunier Bio	**Min**	582	749	561	21	0	294	336	8,50
	Max	9136	3299	3866	5270	80	1628	1666	16,43
	Moyenne	4631	1779	2010	2622	40	863	858	11,65
	MP/ha	5839	2085	2442	3397	28	1029	1014	12,67
	Ecart type	4284	1003	1464	2841	44	550	510	3,56
	CV	0,93	0,56	0,73	1,08	1,10	0,64	0,59	0,31
Ray-grass italien	**Min**	40	42	32	8	0	0	15	0,47
	Max	559	233	463	96	0	27	233	1,00
	Moyenne	237	135	184	53	0	9	126	0,76
	MP/ha	395	176	326	70	0	7	169	0,92
	Ecart type	281	96	242	44	0	16	109	0,27
	CV	1,19	0,71	1,32	0,83	0,00	1,73	0,86	0,36
Soja	**Min**	92	183	67	25	0	0	147	0,32
	Max	2715	1176	1698	1150	0	263	1010	3,37
	Moyenne	1023	592	663	360	0	76	517	1,82
	MP/ha	1031	601	668	363	0	75	525	1,82
	Ecart type	643	271	394	265	0	56	237	0,80
	CV	0,63	0,46	0,59	0,74	0,00	0,74	0,46	0,44
Sorgho	**Min**	59	81	20	0	0	0	56	0,40
	Max	2282	1160	1509	963	398	196	613	4,07
	Moyenne	760	296	440	320	10	60	225	2,03
	MP/ha	904	331	537	367	23	69	239	2,10
	Ecart type	474	184	294	193	65	42	108	0,99
	CV	0,62	0,62	0,67	0,60	6,16	0,69	0,48	0,49
Tournesol	**Min**	40	36	32	8	0	0	15	0,32
	Max	3599	1750	2149	1701	496	638	1516	4,83
	Moyenne	1520	673	797	723	79	137	456	1,86
	MP/ha	1514	656	793	720	74	135	446	1,86
	Ecart type	805	375	404	432	155	90	224	0,96
	CV	0,53	0,56	0,51	0,60	1,96	0,66	0,49	0,51
Triticale	**Min**	92	118	50	33	0	0	118	0,77
	Max	2434	1224	1217	1294	0	339	980	4,60
	Moyenne	1046	597	547	499	0	62	535	1,87
	MP/ha	995	575	550	445	0	56	519	2,06
	Ecart type	585	307	321	328	0	82	276	0,98
	CV	0,56	0,51	0,59	0,66	0,00	1,32	0,52	0,53

Vigne - Raisins de table	Min	5963	4450	4011	1952	131	1359	2960	19,06
	Max	6141	4559	4088	2053	131	1359	3069	19,99
	Moyenne	5995	4470	4025	1970	131	1359	2980	19,23
	MP/ha	5999	4472	4027	1972	131	1359	2982	19,25
	Ecart type	72	44	31	41	0	0	44	0,38
	CV	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,02

Annexe 3. Les produits phytosanitaires et les matières actives utilisés en viticulture

Tableau 2. Liste des produits phytosanitaires utilisés dans une parcelle viticole (agriculture conventionnelle/intégrée)

Catégorie	Nom de produit	Matière active
Fongicide 1	AMALFI	Benalaxyl+Folpet
Fongicide 2	AMALINE FLOW	Copper compounds+Zoxamide
Fongicide 3	FIANAKY	Tebuconazole
Fongicide 4	FUNGURAN OH	Copper compounds
Fongicide 5	GRIP TOP	Dimethomorph+Metiram
Fongicide 6	HELIOCUIVRE	Copper compounds
Fongicide 7	KARATHANE 3D	Meptyldinocap
Fongicide 8	LEGEND	Quinoxyfen
Fongicide 9	MICROTHIOL SP LIQ	Sulphur
Fongicide 10	MILDICUT	Cyazofamid
Fongicide 11	NATCHEZ	Trifloxystrobin
Fongicide 12	NORDOX 75 WG	Copper compounds
Fongicide 13	PROSPER	Spiroxamine
Fongicide 14	SERVAL	Fosetyl
Fongicide 15	SILLAGE	Fosetyl
Fongicide 16	SOUFREBE DG	Sulphur
Fongicide 17	SULFOJET DF	Sulphur
Fongicide 18	TRILOG	Sulphur
Fongicide 19	TSAR	Myclobutanil+quinoxyfen
Herbicide 1	BASTA F1	Glufosinate
Insecticide 1	STEWARD	Indoxacarb
Bactericide 1	COPERNICO HI BIO WG	Copper compounds

Tableau 3. Liste des produits phytosanitaires utilisés dans une parcelle viticole (agriculture biologique)

Catégorie	Nom de produit	Matière active
Fongicide 1	AMODE DF	Sulphur
Fongicide 2	BOUILLIE BORDELAISE RSR DISPERSS	Copper compounds
Fongicide 3	KOCIDE 35 DF	Copper compounds

	(ANCIEN)	
Fongicide 4	PENNTHIOL	Sulphur
Fongicide 5	STYROCUIVRE DF	Copper compounds

Annexe 4. Les analyses des cours d'eau de l'agence de l'eau Adour Garonne

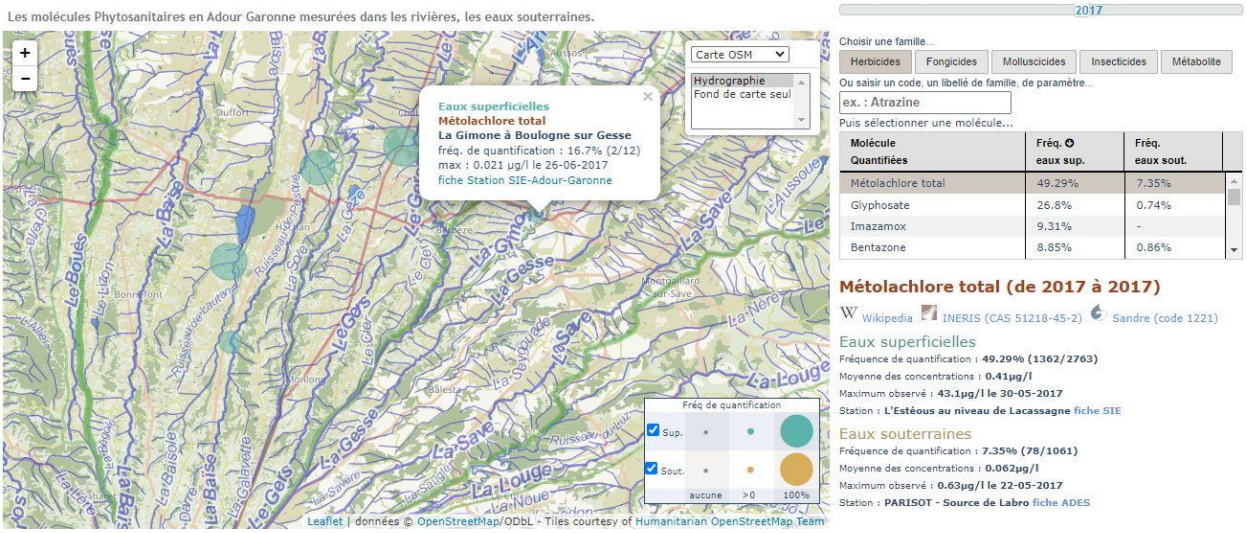


Figure 6. Interface de recherche des molécules phytosanitaires sur des stations de mesure de la qualité des eaux de surface de l'agence de l'eau Adour Garonne

(Source : SIE Adour Garonne)

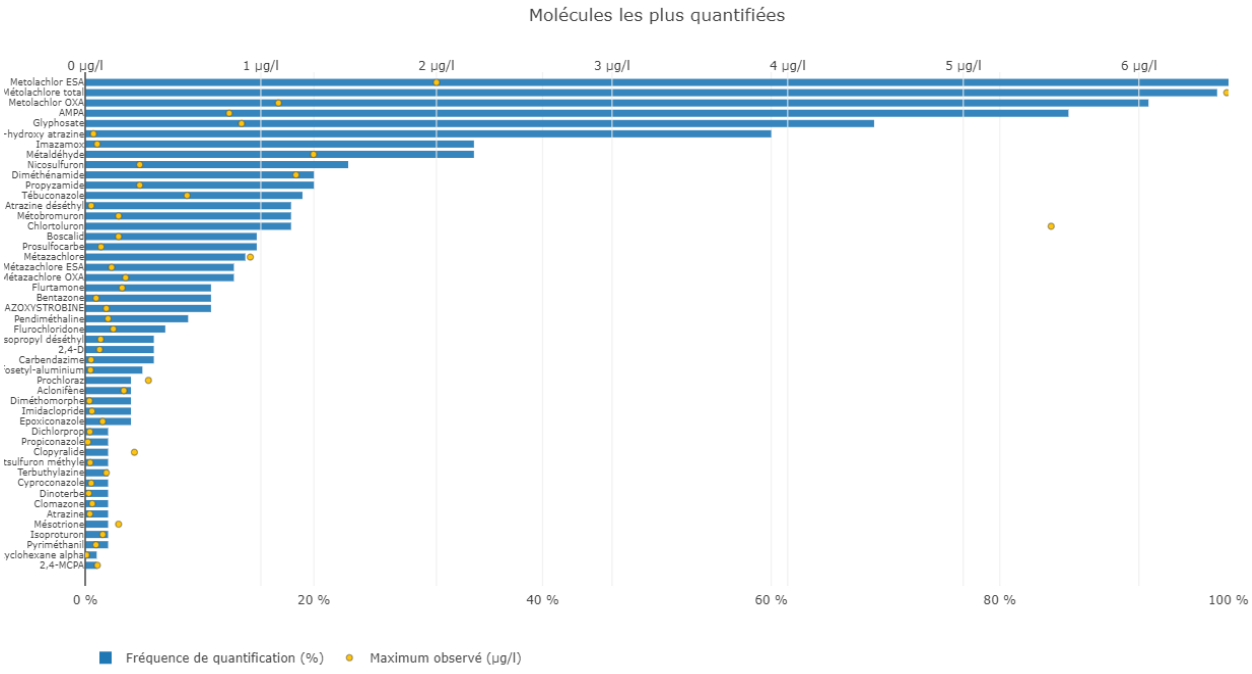


Figure 7. Résultats d'analyse des molécules les plus quantifiées durant l'année 2017 dans la station de mesure la Gimone Lafitte

(Source : SIE Adour Garonne, 2017)

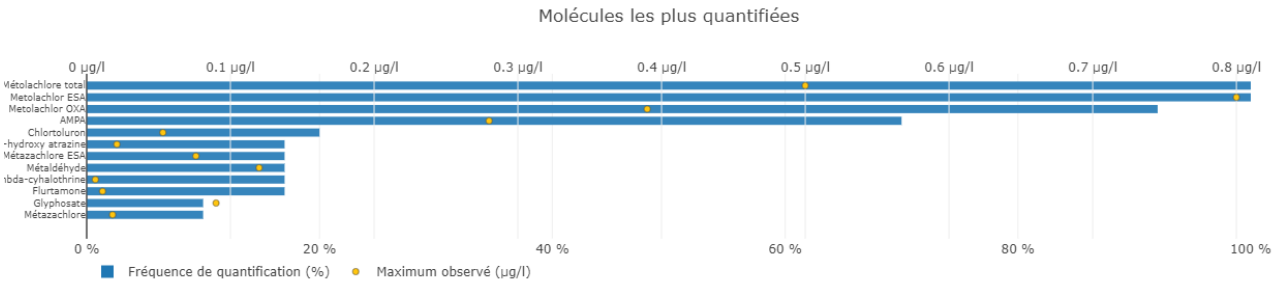


Figure 8. Résultats d'analyse des molécules les plus quantifiées durant l'année 2017 dans la station de mesure la Gimone Touget

(Source : SIE Adour Garonne, 2017)

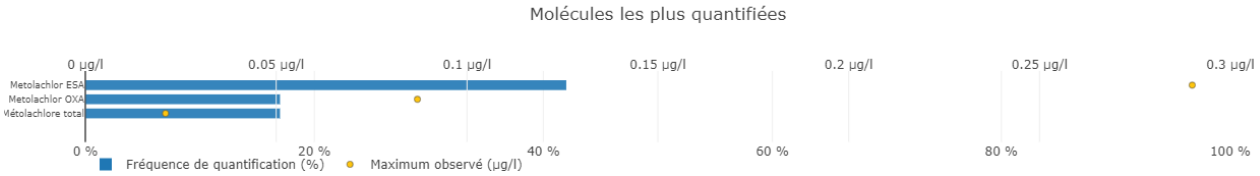


Figure 9. Résultats d'analyse des molécules les plus quantifiées durant l'année 2017 dans la station de mesure la Gimone Boulogne sur Gesse

(Source : SIE Adour Garonne, 2017)