

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOULOUD MAMMERI DE TIZI-OUZOU
FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES ET DES SCIENCES
AGRONOMIQUES

Laboratoire de Production, Sauvegarde des Espèces Menacées et des Récoltes.

Influence des variations climatiques



THESE
DE DOCTORAT

En sciences biologiques

Spécialité : Ecologie Végétale Appliquée et Gestion de l'Environnement

Présentée par

OULTAF Lynda

**Contribution à l'étude des effets des pesticides
sur l'environnement dans les régions de
Tizi-Ouzou et Boumerdès**

Membres du jury :

Nom et Prénom	Grade	Lieu d'Exercice	Qualité
HANNACHI Lynda	MCA	UMMTO	Présidente
METNA-ALI AHMED Fatiha	MCA	UMMTO	Rapporteur
SADOUDI-ALI AHMED Djamilia	Professeur	UMMTO	Co-Rapporteur
TIHAR-BENZINA Farida	MCA	U. Boumerdes	Examinatrice
KADRI Nabil	MCA	U. Bouira	Examineur
MOULAI Riadh	Professeur	U. Bejaia	Examineur

Soutenue le 25 septembre 2022

Remerciements

En préambule à ce manuscrit, je souhaiterais adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apporté leur aide et leur soutien durant toutes ces années, en contribuant à l'élaboration ainsi qu'à la réussite de mon doctorat.

Pour cela et en premier lieu, je tiens à remercier ma directrice de thèse, le Docteur *Metna Ali Ahmed F.*, sans qui je ne serais pas là aujourd'hui. De très bons conseils, toujours prête à nous épauler dans les meilleurs comme dans les pires moments, je vous remercie de m'avoir ouvert les portes de votre équipe, de m'avoir donné une chance de pouvoir travailler dans le domaine des pesticides et l'écotoxicologie, ainsi que votre confiance, sans qui je n'aurais pu réaliser cette thèse.

Un très grand merci tout particulier pour ma co-directrice de thèse, le professeur *Sadoudi Ali Ahmed D.*, qui est sans hésiter, la personne qui m'aura appris et apporté le plus dans cette expérience scientifique. Elle m'a accordé de son temps, de son soutien et m'a toujours encouragé. Depuis le magister, elle m'a donné le goût de la recherche et m'a aidé à poursuivre dans cette voie qu'elle m'a fait découvrir et apprécier. Merci pour la qualité de votre encadrement, votre vigilance scientifique et vos inestimables conseils.

Je remercie Mme *Hannachi Lynda*, MCA à l'UMMTO, pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse. Veuillez trouver ici mes sincères et chaleureux remerciements.

J'aimerais remercier les membres du jury, Mme *Tihar-Benzina Farida*, MCA à U. *Boumerdes*, M. *Kadri Nabil*, MCA à U. *Bouira* et M. *Moulai Riadh*, professeur à U. *Bejaia*, pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de bien vouloir évaluer et examiner mon travail de thèse. Je vous remercie tous de répondre présents aujourd'hui. C'est pour moi un grand honneur que de présenter ce travail devant vous.

Un très grand merci au professeur *Cafer Turgut* pour m'avoir accueilli dans son laboratoire et à toute son équipe : *A particulary thank to Pr. Cafer Turgut who welcomed me in his working group Toxicology Research Group, provided me an additional experience in the research and gave me good advices during the stay. Thank you very much all the Post-Doctoral, PhD, and Diploma students, Gülten Özşirvan, Gamze Incedayi, Zeliha Şimşek, Alican Gavcar, Neslican Aydın, Fadime Civlez and Özlem Yetiş for your help and friendly welcome.*

A very big thank to the Dr. Melis Usluy Yalçın, for his patience, support and cooperation. I found him good trainer, gentle and welcoming during the stay.

Merci également à mon collègue, co-auteur et ami Dr *Dib D.* pour sa patience et ses compétences statistiques. Combien de questions j'ai dû te poser ? Des tonnes ! Tu as fait du bon travail, merci. Par la même occasion, je voudrais remercier Dr. *Ramdini R.* pour sa patience et son aide précieuse.

J'ai également bénéficié de l'aide précieuse de *Dr Ali Ahmed S. et Dr Ali Ahmed C.* qui m'ont fourni des conseils précieux pour résoudre mes erreurs statistiques et trouver des moyens alternatifs pour mettre en œuvre les tests adéquats ! Merci pour votre patience et vos encouragements.

Je tiens vivement et personnellement à remercier Dr *Mahdjoub M.* MCB à l'université de Bouira, dont les contributions surtout lors du processus de publication ne m'ont jamais fait défaut. Vos compétences, particulièrement en Anglais, ont grandement contribué à la qualité des papiers.

Je remercie du fond du coeur *Mme Bounoua S.*, MAA à l'UMMTO, qui m'a apporté son aide inestimable lors de l'identification des espèces de collembles.

Mes remerciements vont également à *Mme Bachouche Nassima*, MCB à l'université de Bouira pour son aide lors de la réalisation des enquêtes à Bouira.

Un merci spécial à *Mme Kebir Noura*, chef de service expérimentation à la S.R.P.V de Draa Ben Khedda pour son accueil et sa précieuse aide dans la recherche des parcelles.

Je tiens à remercier chaleureusement les agriculteurs qui ont répondu aux enquêtes et ont permis la réalisation de ces études expérimentales, en particulier pour leur allocation pour l'étude des parcelles expérimentales et pour leur aide précieuse pour creuser à l'aide de leurs machines agricoles lors des expérimentations sur le terrain.

Mais... Ces années ont également été très agréables pour de nombreuses raisons non académiques : Mes remerciements les plus profonds vont à tous les doctorants du laboratoire PSEMRVC et surtout à mes collègues et amis. Ils ont grandement contribué à la bonne ambiance qui a prévalu tout au long de ces années.

C'est avec un grand plaisir que j'adresse toute ma gratitude à *M. Oudjiane*, qui a toujours su, avec gentillesse, m'apporter à travers son expérience, sa précieuse aide, mais aussi pour son soutien moral et son infini sens de l'écoute. Ma reconnaissance s'adresse également *Mme Landri* qui s'est montrée disponible en tout temps. Son savoir et ses connaissances qui regroupent entre autre pesticides et écotoxicologie m'ont permis de développer plusieurs aspects en lien avec ma thèse.

Je ne peux oublier de remercier, *Mme Abrous H.*, ingénieur du laboratoire PSEMRVC, pour son aide, sa bonne humeur au quotidien et pour ses bons conseils.

J'adresse ici une pensée toute particulière au *Pr Nait-Kaci Malika*. Qu'elle soit remerciée pour sa généreuse collaboration. Je la remercie pour sa disponibilité, son écoute, et ses nombreux conseils. J'ai apprécié ses remarques constructives ainsi que son enthousiasme qui ont constitué un précieux soutien tout au long de ces années.

Pour finir, je ne peux omettre de consacrer quelques lignes de remerciements aux personnes les plus chères à mes yeux. Tout d'abord, mes parents que je remercie infiniment de m'avoir permis d'accéder aux études et au savoir, vous aurez été mon moteur durant ces longues années et sans vous je n'en serai pas là aujourd'hui. Merci de m'avoir donné les options pour avancer, pour votre confiance et les sacrifices, et pour avoir toujours répondu présent. Un grand merci également à mes frères et sœurs et au reste de ma famille.

A vous tous.....

Lynda

Résumé

En Algérie, les pratiques de protection phytosanitaire mises en œuvre par les agriculteurs sont encore très mal connues. Il existe très peu de données accessibles ; les quelques enquêtes réalisées avaient révélé des pratiques anormales et l'utilisation de plusieurs pesticides non homologués dans certaines régions.

Notre travail vise donc, à mettre en place les informations sur les pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires, ensuite mesurer la teneur en pesticides des sols de 4 parcelles viticoles. Trois séries d'expériences de terrain ont été réalisées, sur quatre sites expérimentaux Beghlia, Dellys, Chamllal et Tizi Gheniff. Pour compléter cette étude, nous avons calculé le taux de contamination par les résidus de pesticides des raisins. Afin d'évaluer les niveaux de contamination, nous avons choisi l'extraction ultrason, l'extraction accélérée par un solvant à haute température et pression (ASE) et la méthode QuEChERS et ont été analysé par CPG/SM. Enfin, dans la dernière partie, nous avons évalué les effets des pesticides sur les invertébrés. L'analyse des communautés de collemboles dans ces sols a été mise en évidence. Des échantillons de sol ont été prélevés, en utilisant la méthode du quadrat à trois profondeurs du sol.

Les résultats indiquent la commercialisation et l'application de plusieurs matières actives, principalement des néonicotinoïdes, des triazoles et des organophosphates. Les pratiques d'utilisation des pesticides ne respectent pas les règles de bonnes pratiques agricoles. Les données ont révélé des différences majeures dans l'intensité de l'utilisation des pesticides dans les différentes exploitations.

Les analyses ayant porté sur 36 échantillons de sol et 12 de fruits ont révélé qu'ils présentaient un nombre variable de substances dont plusieurs peuvent faire l'objet concomitamment de concentrations très élevées. Ainsi, 50% des échantillons de sol présentaient au moins une substance à des niveaux quantifiables. Concernant les raisins, la plupart des échantillons présentaient des niveaux de résidus alarmant, de sorte que près de 33% des échantillons de raisins présentant des taux dépassant les LMR.

Les résultats de l'analyse de la méso et de la macrofaune de ces même parcelles, ont montré des différences significatives dans la composition des communautés d'invertébrés qui ont tendance à disparaître lors de l'application de pesticides. Les effets des périodes d'échantillonnage sur l'occurrence, l'abondance et la richesse des taxons étaient systématiquement négatifs. Ces indices étaient significativement plus faibles après l'application de pesticides. Par conséquent, nous pouvons supposer que les facteurs climatiques et les traitements de pesticides étaient les principaux facteurs affectant l'activité et la densité de toutes les classes d'invertébrés, mais ces effets varient entre les groupes fonctionnels du biote du sol.

Mots clés : pesticides, sols, faune du sol, viticulture, résidus, IFT.

Abstract

In Algeria, plant protection practices implemented by farmers are still very poorly known. There are very limited data available; the few surveys carried out have revealed abnormal practices and the use of several unregistered pesticides in some regions.

Our work aims to establish information on the use of phytosanitary products and then to measure the pesticide content of the soils of four vineyard plots. Three series of field experiments were carried out, on four experimental sites, Beghlia, Dellys, Chamllal and Tizi Gheniff. To complete this study, we calculated the rate of contamination by pesticide residues in the grapes. In order to assess the levels of contamination, ultrasonic extraction, accelerated solvent extraction at high temperature and pressure (ASE), and the QuEChERS method were chosen and analysed by GC/MS. Furthermore, we evaluated the effects of pesticides on invertebrates. The analysis of springtails communities in these soils were highlighted. Soil samples were taken, using the quadrat method at three soil depths.

The results indicate the commercialization and application of several active substances, mainly neonicotinoids, triazoles and organophosphates. Pesticide use practices do not respect the guidelines of good agricultural practices. The data revealed major differences in the intensity of pesticide use on the different farms.

The analyses of 36 soil samples and 12 fruit samples revealed that they contained a variable number of substances, several of which may have had very high concentrations at the same time. Therefore, 50% of the soil samples showed at least one substance at quantifiable levels. For grapes, most samples showed alarming levels of residues, with almost 33% of the grape samples showing levels exceeding the MRLs.

The results of the meso and macrofaunal analyses of the same plots showed significant differences in the composition of the invertebrate populations that tend to disappear when pesticides are applied. The impact of sampling periods on the occurrence, abundance, and richness of taxa was consistently negative. These indices were significantly lower after the application of pesticides.

Therefore, we can assume that climatic factors and pesticide treatments were the main factors affecting the activity and density of all invertebrate classes, but these effects varied between functional groups of soil biota.

Key words : Pesticides, Soils, Soil fauna, Viticulture, Residues, IFT.

Listes des figures

Figure 1 : Historique de l'utilisation des produits phytosanitaires.....	7
Figure 2 : Utilisation et application moyenne de pesticides par hectare entre 1990-2019	14
Figure 3 : Utilisation des pesticides en Algérie.....	17
Figure 4 : Processus influençant le devenir des pesticides dans l'environnement (Dem, 2004)	18
Figure 5 : Migration de pesticides dans l'environnement (Juc, 2007).....	22
Figure 6 : Seuils toxicologiques d'exposition aux pesticides.....	29
Figure 7 : Localisation des sites expérimentaux	34
Figure 8 : Dispositif de prélèvement de sol sur une parcelle viticole pour constituer un échantillon représentatif	36
Figure 9 : Protocole de préparation des échantillons du sol avec la méthode des ultrasons	42
Figure 10 : Protocole de préparation des échantillons de la méthode QuEChERS.....	44
Figure 11 : Schéma représentant la méthode d'échantillonnage	48
Figure 12 : Etapes de prélèvement des échantillons.....	49
Figure 13 : Types de pesticides utilisés par les producteurs et commercialisés par les vendeurs dans la zone de Tizi-Ouzou	54
Figure 14 : Critères de choix des pesticides.....	57
Figure 15 : Analyse des Correspondances Multiples (ACM) entre les attitudes des agriculteurs lors des traitements phytosanitaires et leur état sanitaire après traitement	61
Figure 16 : Analyse des Correspondances Multiples (ACM) entre le dosage, la formation des agriculteurs et la gestion des emballages des produits phytosanitaires.	62
Figure 17 : Répartition des IFT selon le type de pesticide en fonction des quatre sites	66
Figure 18 : IFT total des cultures enquêtées sur les quatre sites.....	67

Figure 19: Concentrations en résidus de pesticides totaux des points de prélèvement de sol numérotés de 1 à 9 par site et par campagne.....	72
Figure 20 : Concentrations totales en résidus de pesticides des sols des différents sites	73
Figure 21 : Concentrations moyennes des matières actives dans les sols en fonction du site	76
Figure 22 : Concentrations totales en pesticides dans le raisin des différents sites.....	77
Figure 23: Concentrations moyennes en résidus de matière active et leur LMR des différentes stations : A : Beghlia, B : Dellys et C : Chamllal.....	79
Figure 24 : Courbes rang-abondances en log de la diversité faunistique de la faune observée dans les trois traitements dans le vignoble de Beghlia.....	87
Figure 25: Courbes rang-abondances en log de la diversité faunistique de la faune observée dans le site de Dellys durant les trois périodes de traitements.....	96
Figure 26 : Dendrogramme des 3 périodes d'échantillonnage par la méthode CAH pour les effectifs des différentes ordres de macro et mésofaune sur les deux sites de Dellys et Beghlia.	98
Figure 27 : Dendrogramme de la macrofaune par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Dellys (A) et Beghlia (B).....	100
Figure 28 : Dendrogramme de la mésofaune par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Dellys (A) et Beghlia (B).....	100
Figure 29 : Dendrogramme des espèces de collemboles par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Dellys (A) et Beghlia (B)..	102

Liste des tableaux

Tableau 1: Classification des pesticides selon les principales familles chimiques (Rodriguez-Eugenio et al., 2018)	9
Tableau 2 : Classification des pesticides en fonction des organismes cibles (PAN, 2019).....	11
Tableau 3 : Classification des insecticides en fonction de leur nature chimique (IRAC 2016)	12
Tableau 4 : Classification OMS de la toxicité des pesticides	12
Tableau 5 : Utilisation de pesticides agricoles au niveau des pays (1990 aux dernières données : 2007-2012).....	15
Tableau 6 : Tactiques de lutte intégrée qui peuvent être combinées pour une gestion efficace des nuisibles.....	30
Tableau 7: Propriétés physicochimiques des pesticides retenus pour cette étude	45
Tableau 8: Fréquences de citation des spéculations cultivées dans la zone de Tizi-Ouzou.....	53
Tableau 9 : Classification des pesticides selon leur formulation.....	55
Tableau 10 : Pesticides les plus couramment commercialisés et utilisés par les ouvriers agricoles et leurs classes toxicologiques (WHO, 2020)	56
Tableau 11: Quelques aspects du management des produits phytosanitaires.	58
Tableau 12 : Type d'équipement de protection porté lors de la manipulation des pesticides et nature des symptômes de toxicité ressentis	59
Tableau 13 : Analyse granulométrique du sol des quatre régions d'étude	63
Tableau 14 : Caractéristiques chimiques des sols des quatre régions en fonction des périodes de prélèvement	65
Tableau 15 : Pesticides utilisés par les ouvriers agricoles ; et classes toxicologiques selon OMS (WHO, 2020)	69
Tableau 16 : Nombre de matières actives retrouvées par échantillon dans les différents sites .	74
Tableau 17: Effets des traitements pesticides sur l'abondance des invertébrés du sol <i>Beghlia</i> (moyenne \pm écart type)	81
Tableau 18 : Résultats du test de Friedman des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale des communautés de la mésofaune et de la macrofaune du sol. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées	82
Tableau 19 : Effets des périodes de traitement (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, la régularité et la diversité de la communauté de la macro et de la mésofaune du sol. Les	

estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées	83
Tableau 20 : Résultats de test de Friedman montrant les valeurs p pour les tests des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale de la communauté des collemboles. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées.	84
Tableau 21 : Abondance des espèces de collemboles trouvées dans le site expérimental (moyenne+SD), valeurs de constance (C) et leurs catégories correspondantes.	85
Tableau 22 : Effets des périodes d'échantillonnage (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, l'équitabilité et la diversité de la communauté des collemboles. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées.....	86
Tableau 23 : effets des traitements pesticides sur l'abondance des invertébrés du sol Dellys (moyenne +écart type).....	89
Tableau 24 : Résultats du test de Friedman des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale des communautés de la mésofaune et de la macrofaune du sol. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées	90
Tableau 25 : Effets des périodes (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, la régularité et la diversité de la communauté de la macro et mésofaune du sol. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées.....	91
Tableau 26 : Résultats du test de Friedman montrant les valeurs p pour les tests des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale de la communauté des collemboles. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées	92
Tableau 27 : Abondance des espèces de collemboles trouvées dans le site expérimental (moyenne + écart type), valeurs de constance (C) et leurs catégories correspondantes	94
Tableau 28 : Effets des périodes d'échantillonnage (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, l'équitabilité et la diversité de la communauté des collemboles. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées.....	95

Table des matières

Introduction.....	2
-------------------	---

Chapitre I : Synthèse bibliographique

1. Les pesticides	5
1.1. Histoire des produits phytosanitaires.....	5
1.2. Nature et propriétés physico-chimiques générales des pesticides	8
1.3. Classification des pesticides.....	8
2. Utilisation des pesticides.....	13
2.3. Utilisation mondiale	13
2.4. En Algérie	16
3. Risques pour l'environnement	18
3.3. Paramètres influençant le devenir dans l'environnement	18
3.4. Dispersion et devenir des pesticides dans l'environnement.....	21
3.5. Phénomène de stabilisation : notion de résidus.....	26
4. Risques des pesticides pour la santé humaine	26
4.3. Impact direct sur les humains.....	27
4.4. Impact sur la santé du consommateur	28
5. Contrôle des résidus de pesticides	28
6. Réduction d'usage des pesticides	29
6.3. Lutte intégrée.....	29
6.4. Indice de fréquence de traitement (IFT).....	30

Chapitre II : Matériels et méthodes

1. Utilisation des pesticides et perception des risques.....	31
1.1. Méthodologie de l'enquête.....	31
1.2. Analyse des données.....	32
2. Investigations analytiques	32
2.1. Localisation des sites expérimentaux	33
2.2. Calcul de l'indice de fréquence de traitement (IFT).....	34

2.3. Dispositif expérimental	35
2.3.1. Collecte des échantillons de sol	35
2.3.2. Collecte des échantillons de fruits	36
2.4. Techniques analytiques	36
2.4.1. Analyses des caractéristiques physiques et chimiques	36
2.4.2. Extraction des pesticides du sol	40
1) Extraction assistée par les ultrasons (UAE)	40
2) Protocole d'extraction à ultrasons	40
3) Extraction accélérée par un solvant à haute température et pression (ASE)	41
2.4.3. Extraction des pesticides des fruits	43
1) Méthode d'extraction (quechers)	43
2) Protocole d'extraction Quechers	43
2.4.4. Choix des pesticides analysés	44
2.4.5. Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (Gaz- chromatography & Mass spectrometry, GC-MS)	45
3. Etude de la faune du sol	47
3.1. Plan d'échantillonnage de la macrofaune du sol	47
3.2. Récupération de la macrofaune du sol	49
3.3. Traitement des données	50
3.4. Représentations graphiques	51
3.5. Analyse Statistique	51

Chapitre I : Résultats et discussion

I. Résultats	53
1. Management des produits phytosanitaires	53
1.1. Spéculation cultivées	53
1.2. Pesticides utilisés	54
1.3. Pratiques phytosanitaires	57
2. Propriétés physiques et chimiques des sols	62
3. Répartition des IFT	65
4. Différents types de pesticides utilisés	67
5. Quantification de la contamination	72

5.1. Contamination des sols	72
5.2. Contamination des fruits.....	77
6. Evolution de la faune du sol	80
6.1. Beghlia	80
6.2. Dellys	87
<u>6.3. Comparaison entre les deux sites étudiés.....</u>	<u>97</u>
II. Discussion.....	103
1. Intensité des traitements des parcelles de vigne	107
2. Caractérisation physico-chimique des sols viticoles	109
3. Niveaux de pesticides organiques synthétiques dans les sols des vignobles	111
4. Présence de fongicides dans les raisins	115
5. Faune du sol	117
6. Analyse comparée.....	120
Conclusion	123
Références bibliographiques	126
Annexes	
Articles	

Introduction

L'un des défis mondiaux auxquels le secteur agricole est confronté est la production d'une alimentation durable pour la population humaine en croissance rapide pouvant atteindre 9,7 milliards d'ici 2050 (DESA/ONU, 2015 ; Godfray et al., 2014). Par conséquent, les pesticides et les engrais sont indispensables pour maximiser la productivité agricole (De Oliveira et al., 2014). D'une manière générale, les pesticides sont vitaux en agriculture pour se défendre contre les catastrophes biologiques, assurer la productivité des cultures et maintenir une croissance régulière des rendements des cultures (EPA, 2007).

Selon les statistiques de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, la lutte antiparasitaire avec des pesticides a permis de restaurer 30% du total de la production agricole dans le monde entier (FAO, 2007; Lamberth et al., 2013), mais en même temps, l'utilisation des pesticides a été multipliée par 15 à 20 et l'utilisation des engrais par 7 (Oerke, 2006).

À l'échelle mondiale, les quantités annuelles d'intrants de pesticides ont atteint 4,6 millions de tonnes (Ghormade et al., 2011; Perlatti et al., 2013). Le continent africain a une contribution de 2 à 4% de la part du marché mondiale des pesticides qui représente le taux d'utilisation le plus bas dans le monde (Abate et al., 2000). En raison de l'augmentation de la population, la demande en nourriture devrait augmenter à un rythme rapide durant les trois prochaines décennies et donc la demande en pesticides, est également susceptible d'augmenter (Sharma et al., 2019). En Algérie, environ 6000 tonnes de pesticides sont utilisés chaque année avec 7000 spécialités commerciales dont 480 substances actives de pesticides homologuées (DSA, 2019), et le marché des produits phytosanitaires est en progression constante.

Cependant, l'utilisation indiscriminée et extensive des pesticides représente un des principaux problèmes environnementaux et de santé publique dans le monde (Pimentel, 2005). Les pesticides appliqués sur le terrain agricole ne doivent être toxiques que pour les organismes cibles et ils doivent être biodégradables et écologiques dans une certaine mesure (Rosell et al., 2008). Mais malheureusement, la plupart des pesticides sont non spécifiques. Il a été estimé que près de 90% des pesticides sont perdus dans l'air ou s'écoulent à travers le sol (Ghormade et al., 2011; Perlatti et al., 2013). En effet, en cas d'utilisation incorrecte et répétée, les pesticides peuvent entraîner la disparition d'espèces non ciblées, la destruction du sol et la contamination de l'air et de l'eau avec des produits à forte concentration d'intrants.

En conséquence, les résidus de pesticides peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire, entraînant l'exposition de l'homme à ces produits via la consommation d'aliments bruts et transformés d'où la menace sur sa santé (Jallow et al., 2017). En plus de l'ingestion d'aliments (en particulier les légumes et les fruits), qui est cinq fois plus importante, l'homme est exposé aux pesticides par d'autres voies telles que l'eau et l'air.

Traditionnellement, l'évaluation des impacts de l'agriculture sont limités à l'évaluation des changements dans les propriétés physiques et chimiques du sol (Ferraro & Ghersa, 2007). Pourtant, toutes ces propriétés, essentielles pour la bonne croissance des cultures, dépendent des organismes qui les contrôlent et qui interagissent (Barrios, 2007). En effet, la faune du sol joue un rôle important dans l'écosystème et les pesticides peuvent présenter des risques pour la survie et la reproduction de cette faune comme le montrent les tests d'écotoxicité (Booth et al., 2003 ; Bart et al., 2019 ; Pelosi et al., 2014). Par conséquent, la macrofaune et la mésofaune bénéficient d'une protection importante et ont été utilisées comme outil indicateur écotoxicologique dans l'évaluation des risques des pesticides (EFSA, 2007).

Les études sur les pratiques d'utilisation des pesticides indiquent que l'utilisation dangereuse de pesticides est courante dans les pays en développement et que la demande en ces produits augmente en raison du système actuel de production agricole, qui privilégie les rendements élevés (Wesseling et al., 1997). Il est nécessaire que la recherche se concentre sur des méthodes simples de surveillance, afin de développer et d'évaluer des interventions locales rapides. Dans le cas de l'Algérie, les pratiques de protection phytosanitaire mises en œuvre par les agriculteurs sont encore très mal connues. Il existe très peu de données accessibles ; les quelques enquêtes réalisées avaient révélé des pratiques anormales et l'utilisation de plusieurs pesticides non homologués dans certaines régions (Belhadi et al., 2016; Rahmoune et al., 2020).

C'est dans cette optique que s'inscrit notre recherche dont l'intérêt principal est d'établir un bilan environnemental de l'utilisation des produits phytosanitaires dans les vignobles de deux régions du nord de l'Algérie (Tizi-Ouzou et Boumerdès) à travers l'évaluation de la contamination des ressources et l'évolution spatio-temporelle de cette contamination. Nous aspirons contribuer ainsi à enrichir les rares connaissances sur l'utilisation des pesticides par les petits exploitants agricoles, d'explorer les possibilités de prévention de

l'impact négatif sur la santé et la pollution par les pesticides en Algérie. Les objectifs que nous nous sommes fixés consistent à :

- Mener, dans un premier temps, une étude auprès des agriculteurs et vendeurs phytosanitaires de la région de Tizi-Ouzou (nord de l'Algérie) pour mettre en évidence les dangers liés à l'utilisation de ces produits phytosanitaires et évaluer les pratiques phytosanitaires de ces producteurs en termes d'impacts potentiels sur la santé humaine et l'environnement.
- Mettre en place les informations sur les pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires puisqu'il n'existe pas de données dans les régions de Tizi-Ouzou et Boumerdès.
- Déterminer le niveau de contamination de sols viticoles, l'une des cultures les plus traitées par les produits phytosanitaires à Tizi-Ouzou et à Boumerdès à travers des investigations analytiques au niveau de quatre sites ; et de suivre l'évolution temporelle de cette contamination ;
- Evaluer le niveau de contamination des raisins cultivés au niveau des quatre sites retenus ;
- Trouver des modèles dans la composition des communautés d'invertébrés liés à l'effet des traitements par les pesticides. Dans ce but, la variabilité temporelle de la communauté des invertébrés du sol à travers différentes périodes de traitement aux pesticides a été évaluée dans des vignobles où les fongicides sont le principal agent de lutte contre les ravageurs. L'analyse des communautés de collemboles dans ces sols sera mise en évidence en fonction des périodes de traitement avec des produits phytosanitaires. La diversité, la composition et l'abondance de cette faune fournissent un indicateur de l'activité biologique du sol qui permet de qualifier la qualité de la litière

Notre travail est structuré en 4 chapitres dont le premier traite de la nature et des propriétés physico-chimiques des pesticides, de leur devenir dans l'environnement, des risques résultant de leur usage et de la problématique des résidus de pesticide dans les aliments et l'eau. Il rapporte, également, des données générales sur l'Algérie et les impacts des pesticides en Afrique.

Dans la zone de Tizi-Ouzou, la diversité des cultures fait appel à un large panel de produits phytosanitaires utilisés de manière inégale. Ainsi, il était indispensable de mettre à jour

les informations sur les pesticides utilisés et les méthodes de leur gestion par les agriculteurs. Ceci a été rendu possible grâce à des enquêtes dont les résultats seront décrits dans le chapitre 2.

Le chapitre 3 sera consacré au matériel et aux méthodes utilisés dans le cadre du travail d'investigations analytiques de la contamination et des effets sur la faune. Ainsi, nous donnerons des éléments d'explications sur le choix des méthodes et des techniques d'extraction et d'analyse mises en œuvre. Nous exposerons les méthodes d'échantillonnage du sol, des fruits et des invertébrés, puis les méthodes d'analyses. Pour ces dernières, nous détaillerons les démarches suivies pour leur validation et les résultats obtenus.

Le quatrième chapitre est consacré à la description et à l'analyse des niveaux de contamination des sols et des fruits et les impacts associés à leur application, notamment la baisse de la biodiversité des sols. Ces résultats seront discutés et comparés avec ceux rapportés par d'autres auteurs. Enfin, nous terminons par une conclusion générale dans laquelle nous proposerons quelques perspectives.

Synthèse bibliographique

1. Les pesticides

1.1. Histoire des produits phytosanitaires

De tout temps, l'homme a essayé de protéger ses cultures et ses récoltes vis-à-vis de divers ennemis, mais il est souvent resté désarmé contre ces fléaux. Le soufre était utilisé comme fumigène dès la Grèce Antique et les produits arsenicaux dans la lutte contre les sauterelles dans l'Égypte Antique. Vers le XVIème siècle, les propriétés insecticides du tabac (nicotine) et des racines de *Derris* et *Lonchocarpus* (pyrèthre) sont signalées.

L'utilisation plus généralisée des pesticides a suivi les progrès de la chimie minérale. Au XIXème siècle, les traitements fongiques à base de soufre ou de sels de cuivre permettent d'endiguer de graves épidémies qui atteignent des productions agricoles vitales comme la pomme de terre (mildiou de la pomme de terre : *Phytophthora infestans*) en 1845, de la vigne (oïdium : *Uncinula necator* ; blackrot : *Guignardia bidwelii* ; Mildiou : *Plasmopora viticola*) ou encore des céréales (rouille : *Puccinia*). C'est d'ailleurs à cette époque que fut mise au point la célèbre bouillie bordelaise par Millardet (1838-1902). Pendant cette période, les insectes ravageurs ont principalement été combattus avec des composés à base d'arsenic notamment l'arséniat de plomb et l'acéto-arséniat de plomb pour lutter respectivement contre l'Eudémis de la vigne en France (1881) et en Algérie (1888) ainsi que le doryphore aux USA (fin XIXème siècle).

L'usage des produits phytosanitaires a connu un très fort développement au cours des décennies passées (Fig. 1), les rendant quasiment indispensables à la plupart des pratiques agricoles, quel que soit le niveau de développement économique des pays. De 1945 à 1985, la consommation de pesticides a doublé tous les dix ans (Gatignol et Etienne, 2010).

Si les pesticides ont constitué un énorme progrès dans la maîtrise des ressources alimentaires et l'amélioration de la santé publique (en particulier dans la lutte contre les insectes, vecteurs des maladies), le revers de la médaille est apparu rapidement. En effet, des phénomènes de résistance chez les insectes, puis des troubles de la reproduction chez les oiseaux ont montré de façon spectaculaire les limites et les dangers de ces substances pour l'environnement, pour les écosystèmes mais aussi pour la santé humaine.

Cependant, il faut se rappeler que, d'une part, l'augmentation des rendements des terres agricoles a permis de limiter la déforestation, les experts estimant que leur utilisation, en 50 ans, a permis de préserver 50 % de la surface de la forêt actuelle. D'autre part, leur utilisation a permis d'éradiquer un grand nombre de maladies parasitaires très meurtrières, ou d'en limiter la propagation. A ce titre, le DDT est, d'ailleurs, toujours préconisé pour lutter contre le paludisme (OMS, 2011).

En 1962, Rachel Carson, biologiste marine et écologiste, a publié 'Silent Spring', un livre qui mettait en évidence les effets néfastes des pesticides sur l'environnement. La popularité généralisée de ce livre a conduit à la création d'organisations de base influentes qui ont appelé à une meilleure protection de l'environnement et à des contrôles plus stricts de l'utilisation des pesticides. Ce qui a conduit, entre autres, à la réduction et/ou à l'élimination du DDT et de nombreux autres pesticides mis au point des années 1940 aux années 1960.

Les recherches sur les pesticides se sont poursuivies et les années 70 et 80 ont vu l'introduction de l'herbicide le plus vendu au monde, le glyphosate. Pour les insecticides, il y a eu la synthèse d'une 3ème génération de pyréthriinoïdes. Les néonicotinoïdes ont été également développés dans les années 1980 et 1990. De tous les néonicotinoïdes, l'imidaclopride est devenu l'un des insecticides les plus utilisés au monde. Dans les années 1990, les activités de recherche se sont concentrées sur la découverte de nouvelles familles qui ont une plus grande sélectivité et de meilleurs profils environnementaux et toxicologiques.

Aujourd'hui, l'arsenal de lutte antiparasitaire s'est élargie pour inclure l'utilisation de cultures génétiquement modifiées conçues pour produire leurs propres insecticides ou présenter une résistance aux produits herbicides ou aux ravageurs à large spectre. En 2010, 93% du soja, 78% du coton et 70 % du maïs étaient des OGM résistants aux herbicides. En outre, l'utilisation de systèmes de lutte intégrée contre les ravageurs (IPM), qui réduit le développement des populations de ravageurs et l'utilisation de produits agrochimiques, est également devenue plus répandue. Ces changements ont modifié la nature de la lutte antiparasitaire et ont réduit et/ou changé la nature des produits agrochimiques utilisés.

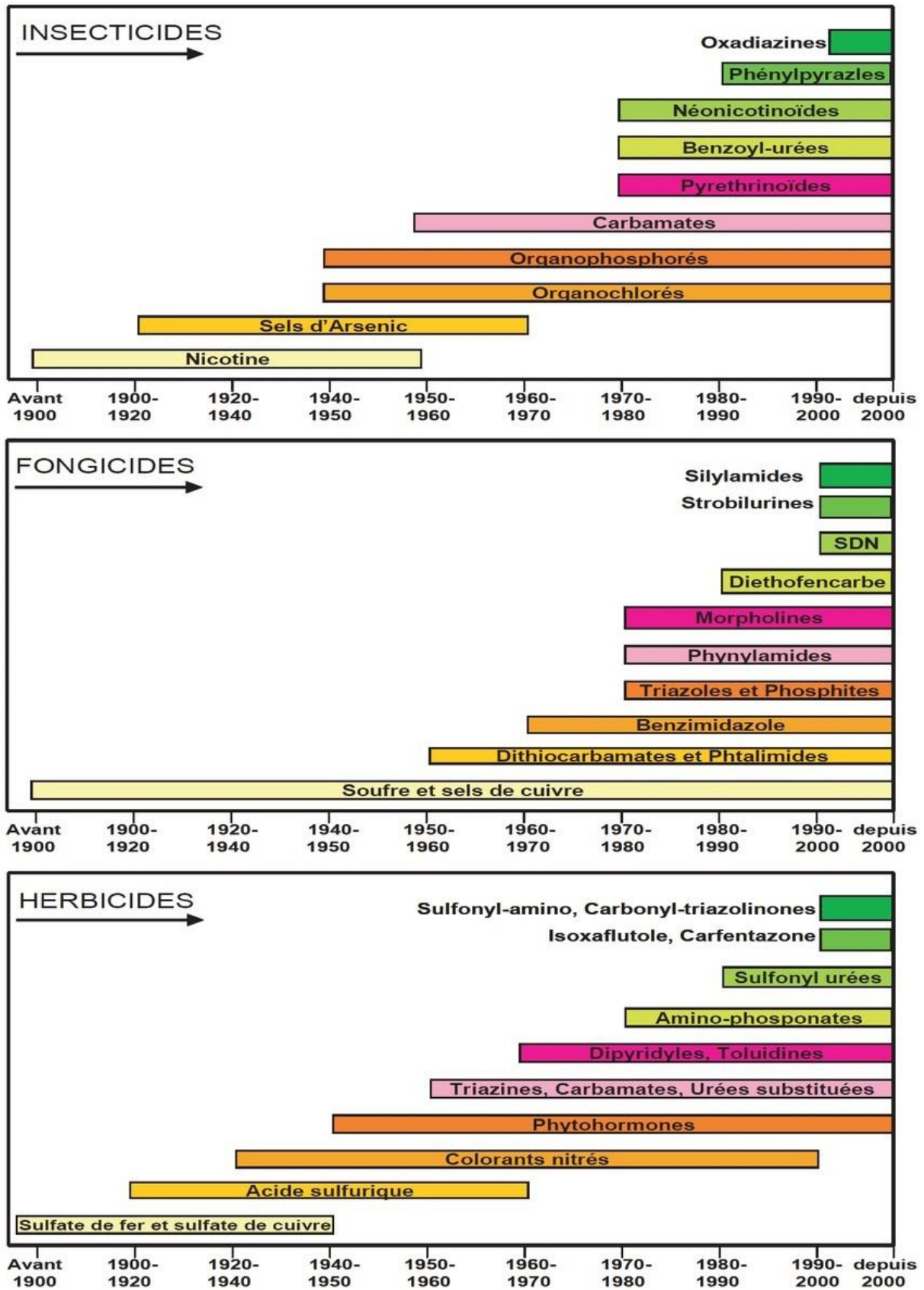


Figure 1 : Historique de l'utilisation des produits phytosanitaires

(ACTA, 2006 in Abd-Ella, 2011)

1.2. Nature et propriétés physico-chimiques générales des pesticides

La composition élémentaire des pesticides et leur structure chimique très variées sont à la base de propriétés physico-chimiques et biologiques très diverses. Selon la nature chimique, il existe trois catégories de pesticides que sont les pesticides inorganiques, les pesticides organométalliques et les pesticides organiques. Ces derniers constituent, de loin, le groupe le plus important et représentent l'essentiel des pesticides utilisés en agriculture (Tomlin, 2006).

- i. Pesticides inorganiques** : Ce sont des pesticides très anciens, et ne subsistent aujourd'hui : aucun insecticide, un seul herbicide employé en tant que désherbant total (chlorate de sodium) et quelques fongicides à base de soufre et cuivre comme la bouillie bordelaise ($Cu(OH)_2 \cdot x, CaSO_4$) (Hassan, 2020). Actuellement, dans la plupart des pays développés, seuls les composés du cuivre sont utilisés en quantité significative comme fongicides. Les autres ont été interdits pour des raisons toxicologiques ou environnementales (Moretto, 2014)
- ii. Pesticides organo-métalliques** : ce sont des fongicides dont la molécule est constituée par un complexe fait d'un métal comme le zinc ou le manganèse et d'un anion organique dithiocarbamate (exemple : mancozèbe avec le zinc, manèbe avec le manganèse).
- iii. Pesticides organiques** : Les pesticides organiques appartiennent à diverses familles chimiques regroupant chacune un ensemble de molécules dérivées d'un groupe d'atomes qui constituent une structure de base.

Cependant, il faut noter qu'il n'existe pas de relations univoques simples entre une famille chimique et les propriétés des molécules qui ne dépendent pas seulement de l'existence d'un groupe fonctionnel caractéristique mais aussi de celle de motifs moléculaires particuliers (noyaux aromatiques ou chaînes aromatiques, par exemple). Ceci explique les difficultés liées à la réalisation d'une typologie des familles regroupant tous les pesticides.

1.3. Classification des pesticides

Les pesticides varient selon leurs propriétés physique et chimique, il est donc logique de les classer et de les étudier sous leurs groupes respectifs. Les pesticides synthétiques sont classés de différentes manières selon les besoins.

Cependant, il existe trois méthodes les plus courantes de classification des pesticides ; classification basée sur le mode d'action, classification basée sur l'organisme nuisible ciblé et classification basée sur la composition chimique (Zacharia, 2011), nous rajouterons ici la classification selon la toxicité du pesticide.

1.3.1. Classification des pesticides en fonction de la composition chimique

Les pesticides sont classés en fonction de la nature chimique des ingrédients actifs. La classification chimique des pesticides est de loin la plus importante dans le domaine des pesticides et de l'environnement. Selon leur structure chimique, les pesticides peuvent être divisés en douze groupes distincts, avec les principaux pesticides dans chaque groupe, énumérés ci-dessous (Tab. 1) :

Tableau 1: Classification des pesticides selon les principales familles chimiques (Rodriguez-Eugenio et al., 2018)

Famille	Exemples
Organochlorés	DDT, méthoxychlore, chlordane, dicofol. BHC / HCH, Aldrin, Endosulfan, Heptachlor, Méthoxychlore, Chlordane, Dicofol;
Organophosphorés	Parathion, Malathion, Monocrotophos, Chlorpyrifos, Quinalphos, Phorate, Diazinon, Féntrothion,
Carbamates	Aldicarbe, Oxamyl, Carbaryl, Carbofuran, Carbosulfan, Méthomyl, méthiocarbe, propoxur, pirimicarbe;
Pyrethroïdes	Alléthrine, deltaméthrine, resméthrine, cyperméthrine, perméthrine, fenvalérate, pyrèthre
Néonicotinoïdes	Acétamipride, Imidaclopride, Nitenpyram, Thiaméthoxame;
Composés organostanniques	Acétate de triphénylétain, chlorure de trivenylétain, hydroxyde de tricyclohexylétain, azocyclotone
Composés organomercuriels	Chlorure d'éthylmercurique, bromure de phénylmercurique
Dithiocarbamate	Zineb, Maneb, Mancozèbe, Ziram
Benzimidazole	Bénomyl, carbendazime, thiophanate méthyle
Composés chlorphénoxy	2,4-D, TCDD, DCPA, 2,4,5-T, 2,4-DB, MCPA, MCPP
dipyridiliums	Paraquat, Diquat
miscellaneous	DNOC, bromoxyl, simazine, triazamate

Il existe près de 100 familles chimiques de pesticides : organophosphorés, organochlorés, carbamates, pyréthriinoïdes, triazines. Il existe près de 10 000 formulations commerciales composées de la matière active et d'adjuvants et qui se présentent sous différentes formes (liquides, solides : granulés, poudres...) (Aubertot et al., 2005). Dans les années 40 et 50, les organochlorés étaient les insecticides les plus utilisés dans l'agriculture et les programmes antivectoriels, mais leur utilisation par la suite été restreinte ou interdite dans la plupart des pays en raison de leur persistance dans l'environnement (Carvalho, 2006).

Avec les organochlorés, les organophosphates et plus tard les carbamates et les dipyrindiles étaient introduites, étant plus toxique pour l'homme que les organochlorés mais pas aussi persistant dans l'environnement. Les pyréthriinoïdes ne se révèlent pas très toxiques pour l'homme, bien qu'à long terme on peut également s'attendre à des effets négatifs sur la santé (Hansen et al., 2014).

Au cours de la dernière décennie, une nouvelle classe de pesticides nommés nicotinoïdes est entrée sur le marché étant moins toxique pour l'homme. Cette classe est quant à elle, responsable du déclin des abeilles (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Contrairement aux organophosphorés l'agence de la réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), les considère sans conséquences pour les mammifères.

Cependant, la compréhension de cette classification nécessite des connaissances avancées en chimie dont ne sont pas pourvus tous les utilisateurs de pesticides. Ils lui préféreront donc les classifications biologiques ou par usage qui sont bien mieux adaptées à leurs activités.

1.3.2. Classification des pesticides en fonction du mode d'action

Dans ce type de classification, les pesticides sont classés en fonction de la manière dont ils agissent pour produire l'effet désiré. De cette manière, les pesticides sont classés comme pesticides de contact (non systémiques) et systémiques. Les pesticides non systémiques sont ceux qui ne pénètrent dans les tissus végétaux et par conséquent ne sont pas transportés à l'intérieur du système vasculaire de la plante. Les pesticides non systémiques ne produiront l'effet désiré que lorsqu'ils entrent en contact avec le ravageur ciblé, d'où le nom de pesticides de contact. Exemples de pesticides de contact : paraquat et le dibromure de diquat. Parallèlement, les pesticides systémiques sont ceux qui

pénètrent efficacement dans les tissus végétaux et se déplacent à travers le système vasculaire de la plante afin d'obtenir l'effet désiré. Exemples de pesticides systémiques : le 2, 4-D et le glyphosate (Zacharia, 2011).

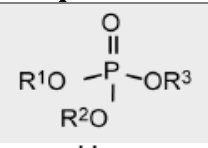
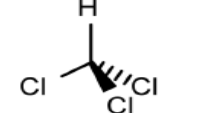
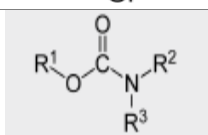
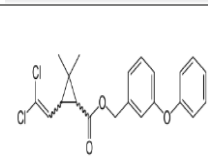
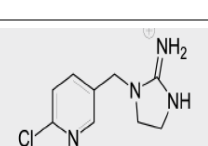
1.3.4. Classification des pesticides en fonction de la cible

Les pesticides sont classés en insecticides, fongicides, herbicides, rodenticides, nématicides, molluscicides et régulateurs de croissance des plantes. Chaque groupe est spécifiquement conçu pour cibler les nuisibles, mais ils ont des effets toxiques indésirables sur les organismes non ciblés (Cortet et al., 2003; Natal-da-Luz et al., 2012; Gan & Wickings, 2017; Ghosal et al., 2018; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Fiera et al., 2020). Les principales classes de pesticides sont résumées dans le tableau 2. Parmi les différentes classes de pesticides, les insecticides sont connus comme l'une des principales classes qui contribuent grandement à la lutte contre les ravageurs et sont ensuite divisés en différents groupes. Les groupes d'insecticides sont classés sur la base de leur nature chimique, conformément à la norme Insecticide Resistance Action Committee IRAC 2016 (Tab. 3).

Tableau 2 : Classification des pesticides en fonction des organismes cibles (PAN, 2019)

Types de Pesticides	Usage et action	Exemples
Insecticides	Une substance utilisée pour contrôler ou éliminer ou pour prévenir l'attaque des insectes qui détruisent/tuent/attaquent les plantes/animaux	DDT, Methyl Parathion, Phorate, Chloropyrifos, Imidacloprid, Cypermethrin, Dimethoate
Herbicides	Substances qui sont utilisées pour lutter contre les mauvaises herbes nuisibles et autres végétaux qui poussent avec les espèces cultivées, provoquant une mauvaise croissance des plantes.	Acetochlor, Butachlor, Terbis, Glyphosate, 2,4-D, and 2,4,5-T.
Fongicides	Substances utilisées pour détruire ou inhiber la croissance des champignons/maladies qui infectent les plantes/animaux.	Carbendazim, Ampropylfos, Carboxin
Rodenticides	Produits chimiques utilisés pour tuer les rongeurs	Warfarin, Arsenous oxide
Nématicides	Substances utilisées pour repousser ou inhiber les nématodes qui endommagent diverses cultures.	Aldicarb, Carbofuran
Molluscicides	Substances utilisées pour inhiber la croissance et tuer les escargots et limaces.	Gardene, Fentin, Copper sulfate.
Régulateurs de croissance	Substance qui retarde ou accélère le taux de croissance ou de maturation.	Acibenzolar, Probenazole

Tableau 3 : Classification des insecticides en fonction de leur nature chimique (IRAC 2016)

Principaux groupes	Action	Structure Basique	Exemples
Organophosphates	Inhiber l'AChE dans le système nerveux des organismes cibles		Chloropyrifos, Dichlorovos, Triazophos, Profenofos, Parathion, Phorate, Diazinon
Organochlorines	Se lie au site GABA Inhibe le flux de chlorure dans le système nerveux des organismes cibles		Chlordane, Endosulfan
Carbamates	Inhiber l'AChE dans le système nerveux des organismes cibles		Aldicarb, Carbaryl, Carbofuran, Isoprocarb
Pyrethroïdes	Agit sur le système nerveux qui provoquent des changements dans la membrane nerveuse perméabilité aux ions sodium et aux ions potassium		Acrinathrin, Allethrin, Cycloprothrin, beta-Cyfluthrin, Cyhalothrin, lambda Cyhalothrin, Cypermethrin
Neonicotinoïdes	Agit comme un agoniste de l'acétylcholine et est donc efficace sur de nombreux insectes		Acetamiprid, Clothianidin, Dinotefuran, Imidacloprid, Nitenpyram, Thiocloprid, Thiamethoxam.

1.3.5. Classification selon le niveau de toxicité

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a développé un système de classification qui regroupe les pesticides en fonction des risques potentiels pour la santé humaine dus à un contact accidentel avec ces substances, et ils sont regroupés dans le tableau 4, elle est basée sur le risque aigu pour la santé humaine (c'est-à-dire le risque d'une exposition unique ou de multiples expositions sur une courte période). Cela prend en considération la toxicité technique du milieu ainsi que les formulations communes (WHO, 2020).

Tableau 4 : Classification OMS de la toxicité des pesticides

Classe		DL ₅₀ pour le rat (mg/kg de poids corporel)	
		Voie orale	Voie dermique
Ia	Extrêmement dangereux	< 5	< 50
Ib	Très dangereux	5 à 50	50 à 200
II	Modérément dangereux	50 à 2000	200 à 2000
III	Légèrement dangereux	Plus de 2000	Plus de 2000
U	Peu susceptible de présenter un danger aigu	5000 ou plus	

DL50 : La valeur de la DL50 est une estimation statistique du nombre de mg de substance toxique par kg de poids corporel (pc) requis pour tuer 50 % d'une grande population d'animaux d'expérience.

Les pesticides les plus toxiques appartenant aux classes Ia et Ib, et certains appartenant à la classe II et jusqu'à la classe O ont été restreints ou interdits dans de nombreux pays, ils sont encore largement utilisés dans les pays à revenu faible/intermédiaire, en raison de leur efficacité et leur large spectre d'action et étant souvent moins coûteux et plus simple à produire et à utiliser (Yáñez et al., 2002; Carvalho, 2006). La FAO estime qu'un demi-million de tonnes de pesticides périmés sont dispersés dans les pays en développement, souvent stockés à l'extérieur dans des récipients qui fuient s'infiltrant dans le sol et l'eau (FAO, 2020).

2. Utilisation des pesticides

2.3. Utilisation mondiale

Plus de 80% de la consommation mondiale de pesticides est utilisée dans l'agriculture pour protéger les semences, les cultures, et la lutte antiparasitaire est nécessaire pour éviter des pertes de 50% ou plus (Oerke, 2006). Les montants restants des pesticides sont utilisés dans les programmes de lutte contre les vecteurs de santé publique (Yáñez et al., 2002; Pretty & Bharucha, 2015).

L'utilisation mondiale de pesticides a augmenté régulièrement, passant d'environ 2,3 millions de tonnes de matières actives en 1990 à 4,1 millions de tonnes en 2019 (FAO, 2021). dont 70% est utilisé par la Chine, l'Argentine et les USA (Pretty & Bharucha, 2015; Schreinemachers & Tipraqsa, 2012). Globalement, l'utilisation moyenne est de 3,2 kg d'ingrédients actifs par ha de culture, mais cela varie beaucoup, et leur utilisation n'est pas répartie de manière homogène dans le monde, principalement en raison de leur coût et parce que les ravageurs varient selon le climat et la région géographique (Fig. 2).

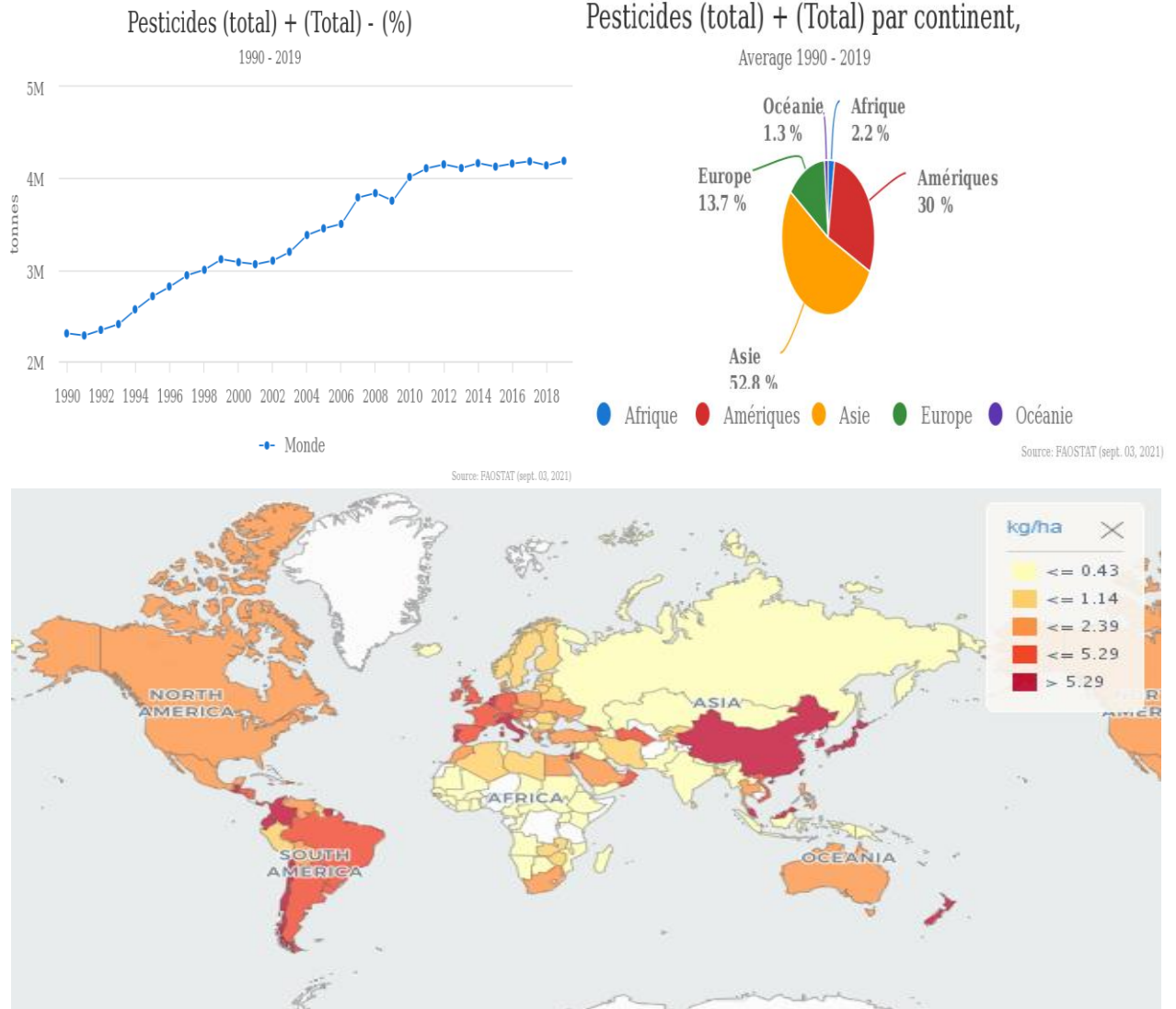


Figure 2 : Utilisation et application moyenne de pesticides par hectare entre 1990-2019

Selon FAOSTAT, base de données institutionnelle de la FAO pour les données statistiques de fond (FAOSTAT, 2019), certains pays à revenu faible et intermédiaire ont augmenté leur consommation de pesticides au cours de la dernière décennie, comme l'Algérie (Tab. 5), Cameroun, Ethiopie et Burkina Faso avec une multiplication par 8 à 50 (Pretty & Bharucha, 2015).

Les pays à revenu intermédiaire comme la Chine, l'Argentine, le Brésil et la Thaïlande ont augmenté de 3 à 8 fois tandis que l'utilisation a été stable voire en baisse dans les pays à revenu élevé comme aux États-Unis, en Allemagne, au Japon et au Danemark (Pretty & Bharucha, 2015).

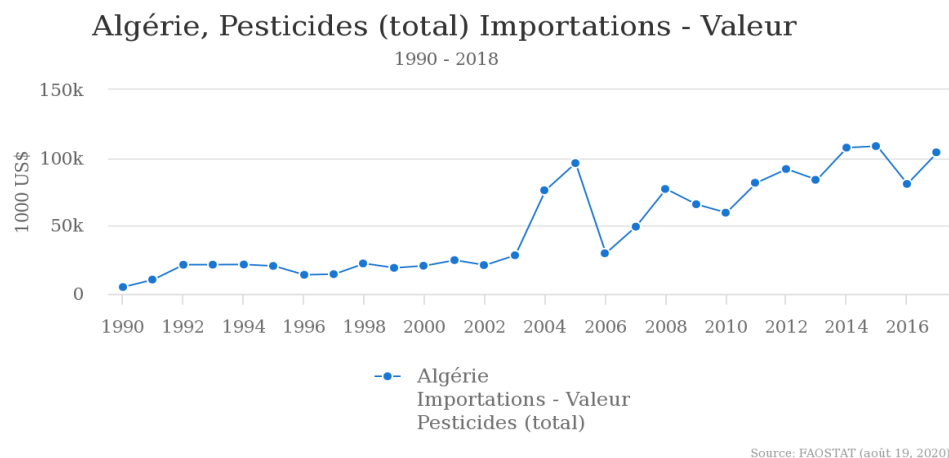
Tableau 5 : Utilisation de pesticides agricoles au niveau des pays (1990 aux dernières données : 2007-2012)

Pays	Dernière année (M kg) par ordre décroissant	Changements dans l'utilisation des pesticides sur environ Période de 20 années (changement en%)				
		Tous pesticides	les Insecticides	Herbicides	Fongicides	Période
OECD						
USA	386	101%	88%	95%	43%	1990-07
Italy	63	74%	93%	96%	69%	1990-11
France	62	62%	10%	64%	64%	1990-10
Canada	54	172%	103%	171%	335%	1990-08
Japan	52	68%	74%	102%	54%	2000-11
Spain	40	94%	147%	69%	96%	1990-10
Germany	37	113%	71%	102%	95%	1990-11
UK	16	56%	44%	41%	82%	1990-11
Netherlands	8	99%	53%	80%	88%	1990-10
Denmark	4	79%	15%	112%	37%	1990-11
Sweden	1.8	90%	60%	120%	33%	1990-11
Latin America						
Argentina	265	815%	593%	1190%	378%	1993-11
Brazil	76	298%	302%	312%	303%	1991-01
Chile	23	263%	349%	228%	201%	1990-11
Asia						
China	1806	246%	nd	nd	nd	1991-12
Thailand	87	395%	184%	642%	143%	1993-11
India	40	47%	31%	95%	100%	1991-10
Bangladesh	34	489%	2110%	9500%	801%	1990-10
Turkey	33	139%	70%	101%	460%	1990-11
Vietnam	19	76%	57%	97%	151%	1994-01
Pakistan	12	129%	148%	42%	51%	1990-01
Sri Lanka	1.3	91%	137%	54%	112%	1991-11
Africa						
South Africa	27	154%	159%	134%	179%	1994-00
Ghana	15	1683%	591%	5936%	2064%	1995-09
Cameroon	11	766%	582%	1620%	587%	1990-11
Algeria	4	34%	28%	229%	28%	1990-09
Ethiopia	4	1256%	465%	2380%	413%	1995-10
Kenya	1.6	44%	27%	64%	47%	1994-01
Burkina Faso	0.8	4800%	662%	24,80%	nd	1992-11

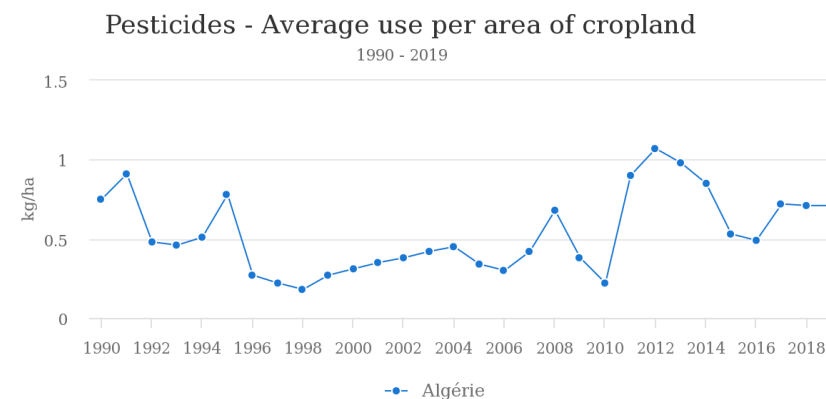
2.4. En Algérie

En Algérie, le secteur agricole a été le moteur de la croissance économique du pays puisqu'il a connu entre 2004-2014 un taux de croissance annuelle de 7,06 %, et la superficie agricole est passée à 8,5 millions d'hectares (Bessaoud, 2019). L'usage des pesticides dans le domaine de l'agriculture est de plus en plus fréquent suite à l'augmentation des superficies cultivées. Ainsi, le marché des produits phytosanitaires est en progression constante, en 2017, il représentait 104 millions de dollars et avait permis l'importation d'approximativement 20 000 tonnes de produits (Fig. 3). Soit une consommation d'environ 0,85 kg par habitant et par an. Ce qui met l'Algérie tout en haut de la pyramide africaine ou la moyenne par habitant est d'à peine 0,135 kg par habitant (FAOSTAT, 2019).

Les herbicides sont de loin les pesticides les plus utilisés en agriculture pour éviter la charge de travail du désherbage niveau mondial, mais parmi de nombreux petits exploitants agricoles dans les pays à faible revenu comme l'Algérie (Fig. 3) les insecticides et les fongicides sont les plus utilisés, car le désherbage se fait dans une plus large mesure manuellement (Carvalho, 2006; Oesterlund et al., 2014).



Source: FAOSTAT (août 19, 2020)



Source: FAOSTAT (sept. 03, 2021)

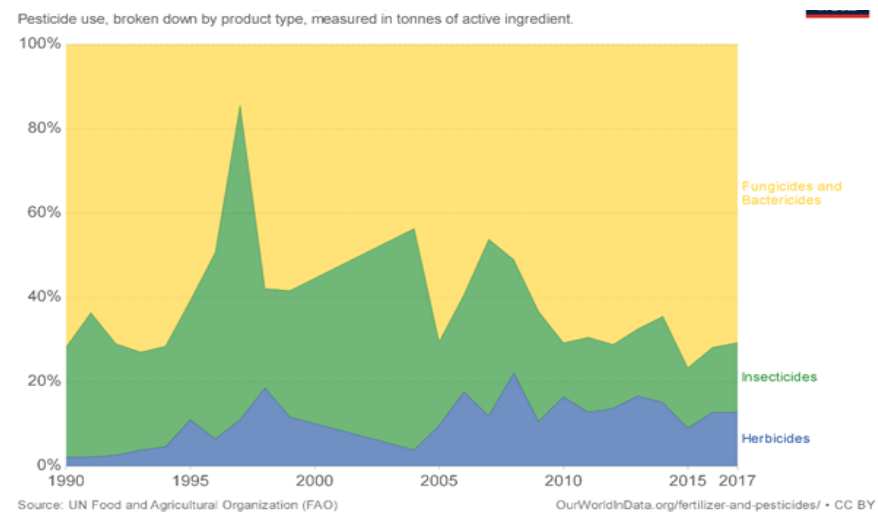
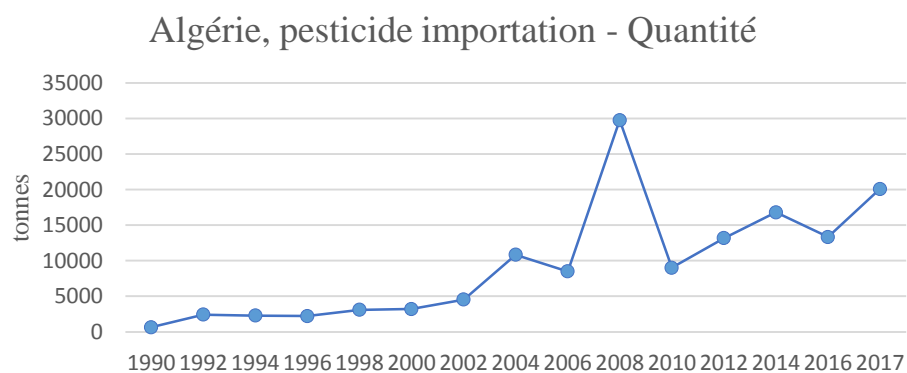


Figure 3 : Utilisation des pesticides en Algérie

3. Risques pour l'environnement

Les pesticides rejetés dans l'environnement peuvent avoir plusieurs effets écologiques néfastes allant des effets à long terme aux changements de courte durée dans le fonctionnement normal d'un écosystème.

Malgré l'utilité des pesticides dans l'agriculture, leur utilisation est généralement accompagnée d'effets néfastes sur l'environnement et la santé publique. Les pesticides occupent une position unique parmi les contaminants environnementaux en raison de leur toxicité (aiguë et chronique). Un pesticide est généralement capable de nuire à toutes les formes de vie autres que les espèces nuisibles ciblées. De ce fait, ils peuvent être mieux décrits comme des biocides (capables de tuer toutes les formes de vie). Bien que certains pesticides soient décrits comme sélectifs dans leur mode d'action, leur gamme de sélectivité est uniquement limitée aux animaux d'essai.

3.3. Paramètres influençant le devenir dans l'environnement

Les processus décisifs influençant le devenir des pesticides en agroécosystème sont l'absorption par les plantes, la dégradation, la fixation, la métabolisation et la translocation dans le sol, ainsi que volatilisation à partir du sol et des surfaces végétales, interférant avec photodégradation directe et / ou indirecte (Fig. 4).

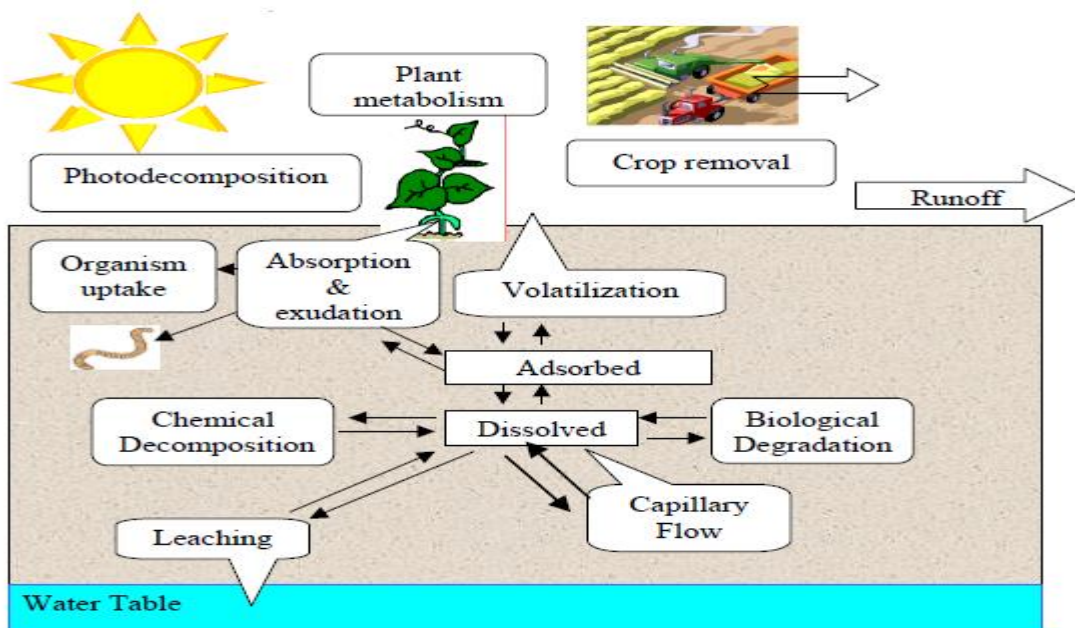


Figure 4: Processus influençant le devenir des pesticides dans l'environnement (Dem, 2004)

3.3.4. Absorption par la plante

Après l'application, les pesticides peuvent être absorbés par les plantes par les feuilles et les racines (Cunningham et al., 1997; Hwang et al., 2017; Chaudhary et al., 2020). L'estimation de la quantité prélevée par les plantes est délicate et nécessite d'utiliser des molécules marquées (Grundmann et al., 2011). Les quantités de matières actives ou métabolites prélevées par le système racinaire sont variables, elles dépendent à la fois de la molécule et de l'espèce végétale considérée (Grundmann et al., 2011; Wang et al., 2021).

3.3.5. Dégradation

La dégradation des pesticides implique à la fois des processus de transformation biotique, par des micro-organismes ou des plantes, et des processus abiotiques tels que des réactions chimiques et photochimiques. Les processus de transformation subis par un pesticide donné sont déterminés par son affinité structurelle pour des types spécifiques de transformation et les conditions environnementales auxquelles il est exposé en raison de sa distribution (Calvet et al., 2005). La dégradation des substances est mesurée par leur demi-vie DT_{50} .

Au fur et à mesure de leur dégradation, certains pesticides produisent des substances intermédiaires (métabolites), dont l'activité biologique peut aussi avoir un impact sur l'environnement (Yaron, 1989). Les composés dont le temps de dégradation est particulièrement long sont appelés 'persistants'. Ces derniers se mélangent dans l'environnement sans subir de transformations.

a. Hydrolyse et Photolyse

Lors d'une hydrolyse, un composé est dissocié au contact de l'eau. Ce processus dépend dans une large mesure de l'acidité du milieu (pH). La photolyse est la dissociation d'un composant, directement provoquée par son exposition au rayonnement (Maldonado et al., 2009), mais ces processus restent négligeables dans les sols au regard de la biodégradation.

b. Biodégradation

La biodégradation désigne la transformation d'une substance par des micro-organismes. Parmi les nombreux microorganismes impliqués dans la dégradation des pesticides, les plus représentés sont les bactéries et les champignons (Singh & Walker, 2006; Chinpampanillo et al., 2013). Dans l'environnement, la biodégradation peut être affectée par un certain nombre de facteurs, notamment la présence d'oxygène (conditions aérobie/anaérobie) et d'éléments nutritifs, l'importance de la population des micro-organismes nécessaires et aux conditions du milieu (Arias-Estévez et al., 2008).

3.3.6. Mobilité

La part de pesticide mobile est localisée dans les phases liquide et gazeuse du sol. Elle constitue la fraction disponible pour être dégradée par les micro-organismes du sol et pour être entraînée par les eaux. Elle se fait principalement par trois mécanismes qui sont :

- i. Ruissellement** : il est en grande partie responsable du départ des produits vers les eaux superficielles. Il est lié à la conjonction de plusieurs facteurs favorables à sa mise en place tels que la topographie, l'intensité des précipitations, la nature et la structure du sol, la nature du couvert végétal et l'intervalle de temps qui sépare l'application du pesticide de la première pluie (Jeunesse et al., 2015).
- ii. Lixiviation** : le transfert vertical des pesticides dans les sols, est à l'origine de la contamination de la nappe souterraine. Elle dépendra entre autres des propriétés des pesticides, des caractéristiques du sol, facteurs de sorption du pesticide (K_{oc}), et du coefficient de ralentissement (du taux d'infiltration) (van Beinum et al., 2005).
- iii. Volatilité** : La volatilisation est une des principales voies de perte des pesticides appliqués (Jury et al., 1987). Elle dépend des propriétés physico-chimiques du composé, notamment coefficients de solubilité dans l'eau et adsorption, et le type de la surface cible (par exemple, le sol et les surfaces végétales) (Bedos et al., 2002). Les facteurs environnementaux, tels que la température de l'air et de la surface, l'humidité du sol, l'évaporation, le type de formulation, et d'autres pratiques d'application (Lichiheb et al., 2015; Guiral et al., 2016).

3.4. Dispersion et devenir des pesticides dans l'environnement

Après l'application sur le terrain, les pesticides pénètrent dans les différents compartiments environnementaux : le sol et la surface eaux, plantes et atmosphère, contaminant différentes matrices (Fig. 5)

Le mouvement des pesticides dans l'environnement est très complexe avec des transferts continus entre les différents compartiments environnementaux. Dans certains cas, ces échanges se produisent non seulement entre des zones proches les unes des autres, mais peuvent également impliquer le transport de pesticides sur de longues distances. La distribution mondiale du DDT et la présence de pesticides dans les plans d'eau tels que les Grands Lacs loin de leurs principales zones d'utilisation sont de bons exemples du vaste potentiel d'un tel mouvement (Kurek et al., 2019).

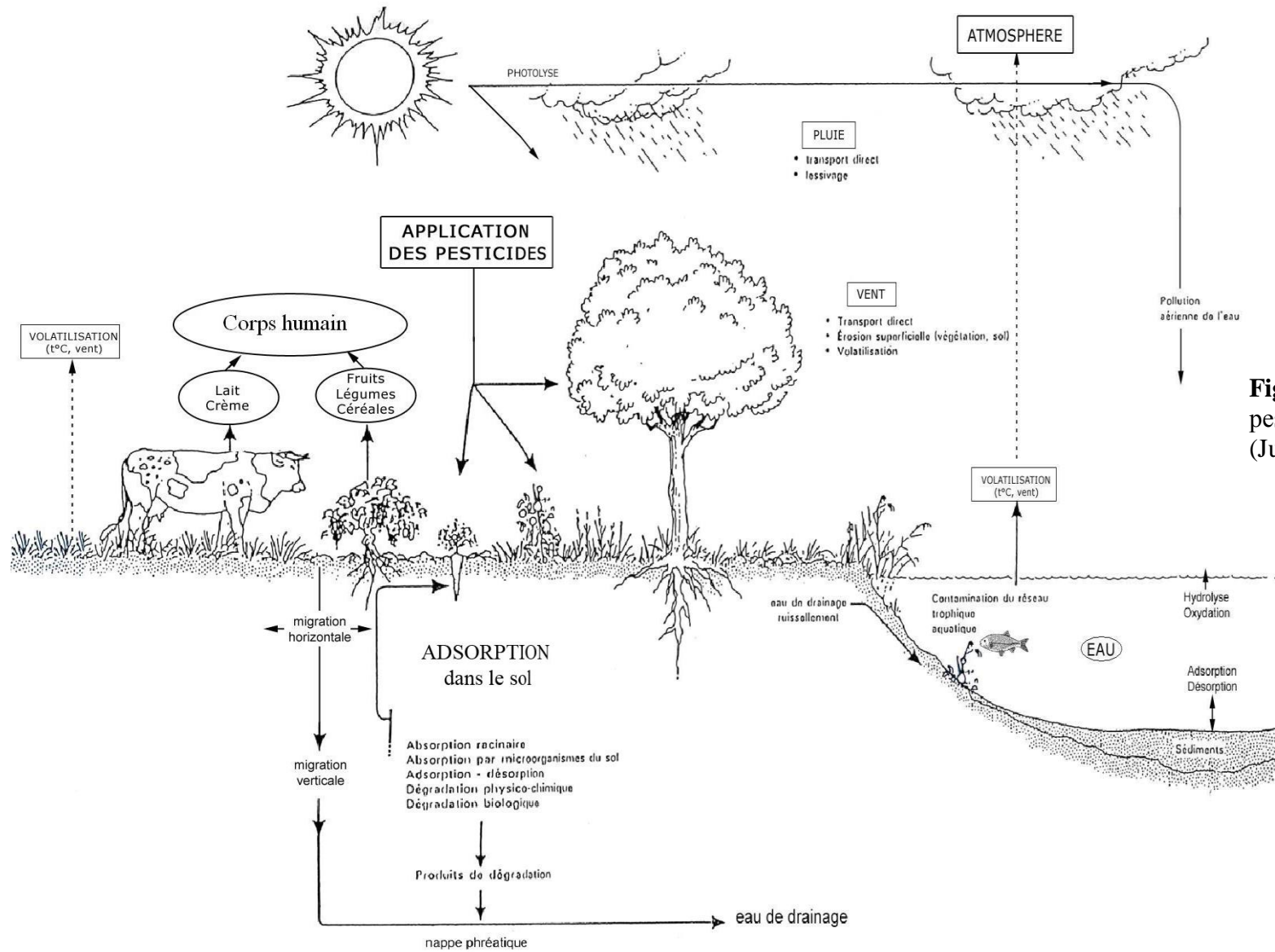


Figure 5 : Migration de pesticides dans l'environnement (Juc, 2007)

3.4.4. Contamination du sol

Malgré l'impact que les pesticides peuvent avoir sur les écosystèmes édaphiques (Natal-da-Luz et al., 2012; Leitão et al., 2014; Pelosi et al., 2014), la contamination des sols est moins bien documentée que celle des autres compartiments et n'est pas réglementée. Tout comme pour le compartiment atmosphérique, c'est la présence des pesticides organochlorés qui est la mieux renseignée (Qu et al., 2015; Ma et al., 2020). Certaines études montrent cependant la présence de pesticides « plus récents » dans les sols, (Vega et al., 2005; Masiá et al., 2014). Deux études menées sur des sols viticoles ont montré la présence de certains fongicides comme le cyprodonil et le fludioxonil après les traitements (Rial-Otero et al., 2004) ou comme le metalaxyl et la procymidone (Bermúdez-Couso et al., 2007). Ceci souligne donc bien l'impact des traitements sur les teneurs en pesticides dans les sols.

3.4.5. Faune du sol

Les arthropodes du sol sont également considérablement perturbés en raison de l'application aveugle des pesticides dans les systèmes agricoles. Les invertébrés du sol sont essentiels pour l'entretien de la structure du sol, de la transformation, de la dynamique des nutriments et minéralisation de la matière organique, affectant chaîne alimentaire et réseaux trophiques (Frouz et al., 2013; Marichal et al., 2017). Il est bien établi que ces produits xénobiotiques sont généralement difficiles à dégrader par le sol, donc il y a toujours une possibilité d'intégrer diverses chaînes alimentaires et réseaux trophiques résultant de la bioaccumulation et de la bio-concentration (Maurya & Malik, 2016; Taiwo, 2019; Gupta & Gupta, 2020; Li, 2020). Les pesticides utilisés dans les terres agricoles provoquent des changements morphologiques, comportementaux et physiologiques reproductif, nerveux, respiratoire de nombreux organismes du sol et contaminent les sol qui exerce un impact néfaste sur divers invertébrés (De Silva et al., 2009; Natal-da-Luz et al., 2012; Pelosi et al., 2014; Leitão et al., 2014).

Les insecticides sont avéré être la classe de pesticides toxique la plus mortelle et présente un risque aux organismes non ciblés (Aktar et al., 2009; Mahmood et al., 2016), Des études ont montré la forte toxicité des organophosphates aux collemboles (Natal-da-Luz et al., 2012; Santos et al., 2012) et faible pourcentage de reproduction des vers de terre (Pelosi et al., 2014; Bart et al., 2019; Carniel et al., 2020), Les effets des fongicides et insecticides sur la faune du sol sont largement discutés, comme pour les collemboles et les acariens

(Jegade et al., 2017; Fiera et al., 2020), mais surtout pour les vers de terre qui sont le bioindicateur le plus utilisé dans les tests écotoxicologiques (De Silva et al., 2009).

Néanmoins, les herbicides également présentent une toxicité avérée pour les microorganismes du sol, des études montrent la sensibilité de plusieurs espèces au glyphosate, comme la bactérie du sol *Pseudomonas* (Aristilde et al., 2017).

3.4.6. Contamination de l'air

L'apparition des pesticides dans l'atmosphère peut résulter d'une dérive pendant l'application ou, par la suite d'une volatilisation du sol, les plantes ou les eaux de surface et par érosion éolienne, mais les plus grandes concentrations de pesticides passent dans l'atmosphère après les épandages aériens (Bedos et al., 2002; Scholtz et al., 2002), en fonction des conditions météorologiques et des modes d'applications, ce taux peut même atteindre 90% sur des sols humides (Guigon-Moreau, 2006). Cela contamine l'air, les brouillards et les pluies, (Majewski et al., 2014).

Leur persistance dans l'atmosphère dépend grandement de la photoréactivité de la molécule et de son dépôt. Les pesticides organochlorés par exemple, sont persistants dans l'atmosphère et peuvent être transportés sur de longues distances (Pokhrel et al., 2018).

Les pesticides les moins stables peuvent subir des dégradations chimiques ou photochimiques et produire ainsi des aérosols et des polluants secondaires tels que l'ozone. C'est ainsi, qu'ils contribuent à amplifier les pics de pollution dans les villes (Manisalidis et al., 2020).

Une contamination épisodique (lors des épandages) s'ajoute à une contamination chronique, il y a donc une présence de pesticides dans l'air toute l'année. Cependant, l'été et le printemps sont plus chargés, contrairement à l'hiver (Kuang et al., 2003; Mast et al., 2007; Vogel et al., 2008). Une synthèse des données disponibles sur la présence des pesticides dans l'atmosphère (Yusà et al., 2009) relate que plusieurs dizaines de pesticides appartenant à des classes « d'utilisation récente » ont été mis en évidence par différentes études, directement en lien avec les applications et dépendant de la localisation du site d'étude par rapport à la zone d'épandage.

3.4.7. Contamination des eaux

Les pesticides peuvent pénétrer dans l'eau par ruissellement de surface ou par lessivage. Selon l'Agence de Protection de l'Environnement (EPA), plus de 50% de la pollution de l'eau des ruisseaux et des rivières est due au lessivage et au mélange de produits chimiques issus des pratiques agricoles. La contamination des eaux souterraines provient de plusieurs sources, y compris les activités agricoles. Les plus grands contributeurs à la pollution toxique sont les herbicides, et les composés industriels (US EPA, 2016).

3.4.8. Organisme non cible

La contamination généralisée des écosystèmes par des produits pesticides dans le monde est évidente (Hoferkamp et al., 2010; Shunthirasingham et al., 2011; Stehle & Schulz, 2015; Ferrario et al., 2017; Hvězdová et al., 2018; Silva et al., 2019). Les effets des pesticides sur la physiologie, l'activité et la diversité de divers organismes non cibles aquatiques et terrestres sont abordés par de nombreuses études.

On observe actuellement une détérioration de la biodiversité dans les paysages agricoles, et les pertes dramatiques sont de plus en plus discutées par le public (Commission européenne, 2018). Des baisses de la biomasse d'insectes de plus de 70% au cours des dernières décennies, la réduction de moitié des populations d'oiseaux des terres agricoles en Europe et les effets sur les pollinisateurs sont largement connus (Donal et al., 2001; Potts et al., 2010; Hallmann et al., 2017). Sur un ensemble de paramètres enregistrés d'intensification agricole (tels que la taille du champ, l'application d'engrais, l'hétérogénéité du paysage), une étude unique a identifié l'application de pesticides comme le facteur responsable de la baisse de la biodiversité des plantes, des coléoptères et des oiseaux dans les champs de blé (Geiger et al., 2010). Récemment, une étude a reconnu la pollution chimique, y compris les pesticides, comme le deuxième facteur le plus important du déclin mondial des populations d'insectes (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Les autres facteurs étaient la perte d'habitat et la conversion à l'agriculture intensive, les apports d'engrais, les espèces introduites et le changement climatique.

3.5. Phénomène de stabilisation : notion de résidus

Les résidus liés sont définis comme : « des composés dans le sol, la plante ou un animal qui restent dans la matrice sous la forme originelle ou de métabolite après extraction » (Schäffer et al., 2018). Les résidus liés sont en général associés à la matière organique (Benoit et al., 1996; Carpio & Mar, 2021). L'interaction entre la formation de résidus et la dégradation dépend de la nature du résidu non extractible (Barriuso et al., 2008). La formation de résidus liés peut être associée à l'activité biologique (Nowak et al., 2013; Gevao et al., 2000).

Cependant, leur formation entraîne une diminution de la biodisponibilité (Lerch et al., 2009). De façon très générale, certains facteurs semblent avoir une influence comme la teneur en eau, la température (Barriuso et al., 2008) ou même la dose d'application (Gevao et al., 2000). Par contre, très peu d'information concerne la remobilisation des résidus liés, les études sont généralement effectuées dans des délais trop courts pour la mettre en évidence (Barriuso et al., 2008).

4. Risques des pesticides pour la santé humaine

La présence avérée de pesticides dans l'environnement a poussé la communauté scientifique à en étudier les risques potentiels. Or, cette contamination est chronique et complexe. Ceci représente un challenge pour les écotoxicologues et il est difficile de pouvoir appréhender le risque global de la contamination par les pesticides, d'autant plus que d'autres types de contaminants sont présents dans l'environnement et peuvent interagir avec les pesticides. Néanmoins, la multiplication des études écotoxicologiques a permis de mettre au point un certain nombre d'indicateurs utiles pour la détermination du risque et le développement de nouveaux outils a permis d'accéder à une évaluation du risque environnemental plus pertinente.

L'exposition aux pesticides est omniprésente. Plus de 90 % de la population présente des concentrations détectables de pesticides ou de leurs métabolites dans leurs échantillons d'urine de sang et de lait maternel (Centers for Disease Control and Prevention 2015).

4.3. Impact direct sur les humains

Aucun segment de la population n'est complètement protégé contre l'exposition aux pesticides et les effets potentiellement graves sur la santé, bien que disproportionnés. Dès 1990, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a estimé qu'environ un million d'empoisonnements involontaires aux pesticides avec des manifestations graves se produisaient chaque année, entraînant environ 20 000 décès, actuellement, environ 385 millions de cas empoisonnement aigu involontaire par les pesticides sont recensés et 11 000 décès par an (Boedeker et al., 2020).

4.3.4. Intoxications aiguës par les pesticides - définition et symptômes

Elle est définie comme toute maladie ou effet sur la santé résultant dans les 48 heures suivant une exposition confirmée à un pesticide, à l'exception des pesticides anticoagulants (Thundiyil et al., 2008). Les effets sur la santé peuvent être locaux affectant la peau ou les yeux et / ou systémiques y compris respiratoires, réactions neurotoxiques, cardiovasculaires, endocriniennes, gastro-intestinales, néphrotoxiques et allergiques (Thundiyil et al., 2008).

4.3.5. Intoxication chronique

Si la toxicité aiguë des pesticides est avérée, les effets d'une exposition à long terme à de faibles doses de pesticides sont plus difficiles à évaluer. Cette exposition chronique est suspectée de nuire à la santé humaine en perturbant le système nerveux, endocrinien, immunitaire, reproductif, rénal, cardiovasculaire et respiratoire (Mostafalou & Abdollahi, 2013).

Plusieurs pesticides, dont certains insecticides (DDT, dieldrine), herbicides (alachlore, atrazine) et fongicides (mancozèbe, vinchlozoline) font partie de la liste des perturbateurs endocriniens (Merhi 2008). L'exposition aux pesticides peut entraîner diverses maladies, dont l'asthme, les maladies thyroïdiennes, le diabète sucré, les malformations congénitales et les dysfonctionnements de la reproduction, l'autisme et les difficultés d'apprentissage, les troubles neurologiques, dont les maladies de Parkinson et d'Alzheimer, plusieurs types de cancer, dont ceux du cerveau, du sein, de la prostate, la leucémie, le lymphome, le sarcome des tissus mous, etc. (Islam et al., 2021).

L'accès au risque induit par l'usage des pesticides représente donc un véritable enjeu car il dépend d'un très grand nombre de paramètres : doses et durée d'exposition, organismes étudiés...

De plus, les molécules sont souvent testées de manière individuelle ce qui n'est pas représentatif du milieu, puisque les pesticides sont présents sous forme de mélanges complexes avec d'autres types de molécules. Ainsi, de nouveaux types de tests se sont développés afin de considérer une contamination « plus représentative » du milieu (Pesce et al., 2011).

4.4. Impact sur la santé du consommateur

Si l'exposition aux pesticides se fait par diverses voies, l'alimentation - en particulier la consommation de fruits et de légumes - est la principale cause d'exposition aux pesticides dans la population générale (Lu et al., 2008) Selon le programme de surveillance des pesticides de la Food and Drug Administration des États-Unis, les fruits et légumes ont une teneur en pesticides considérablement plus élevée que les autres aliments.

5. Contrôle des résidus de pesticides

Afin de fixer des limites de la quantité de résidus de pesticides autorisés à rester dans les aliments, les niveaux de tolérance sont établis sur la base d'une évaluation des risques. Néanmoins, l'ingestion de résidus de pesticides en dessous des seuils de tolérance n'est pas synonyme de sécurité ou d'absence d'effets néfastes sur la santé. Par exemple, les études toxicologiques ne testent généralement qu'un nombre limité d'effets indésirables.

Même lorsque des données sont disponibles, la plupart des études ne couvrent qu'une partie de la gamme possible des relations dose-réponse chez les animaux, où on doit extrapoler les données pour déterminer les niveaux de sécurité pour l'homme. Bien que ces extrapolations utilisent des facteurs d'incertitude pour reconnaître les différences entre les humains et les animaux, et la variation de la vulnérabilité entre les personnes, ces facteurs d'incertitude sont des suppositions informées et non des calculs quantitatifs. Ainsi, il n'est toujours pas clair si l'ingestion de résidus de pesticides (même à des doses réduites) a des effets néfastes sur la santé de l'homme (van den Berg et al., 2012).

Des limites maximales de résidus (LMR) de pesticides autorisés sont instaurés. Celles-ci sont fixées pour des fruits ou légumes ni lavés ni épluchés. Ces limites réglementaires sont définies de façon à rester bien en-dessous des seuils toxicologiques tout en assurant une protection suffisante et efficace aux cultures (Fig. 6). La principale source internationale de LMR est le Codex Alimentarius. Les LMR sont établies par le Comité du Codex sur les

résidus de pesticides (CCPR), sur la base des recommandations faites par la Réunion conjointe FAO/OMS sur les résidus de pesticides (JMPR).



Figure 6: Seuils toxicologiques d'exposition aux pesticides

6. Réduction d'usage des pesticides

Dans plusieurs pays, on assiste à une prise de conscience sur les effets potentiellement néfastes des pesticides sur la santé et l'environnement qui s'est traduite par la mise en place de plans d'action visant à réduire ou à restreindre l'utilisation des pesticides ou leurs effets néfastes et à promouvoir la lutte intégrée contre les ravageurs (IPM) et les pratiques d'agriculture biologique (Lamichhane et al., 2016). Récemment, des indicateurs destinés à évaluer et montrer l'effectivité des efforts dans la diminution de l'usage des pesticides en agriculture ont été mis en avant, l'un d'eux est l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) est un indicateur de la pression exercée sur le milieu basé sur les pratiques agricoles par type de culture, reflétant l'utilisation réelle de produits phytosanitaires et son évolution aux niveaux national, territorial ou à l'échelle d'une exploitation individuelle (Pingault et al., 2009).

6.3. Lutte intégrée

La lutte intégrée contre les ravageurs (IPM) a été définie comme l'examen attentif de toutes les méthodes de protection des plantes disponibles et l'intégration ultérieure de mesures appropriées qui découragent le développement de populations d'organismes nuisibles et maintiennent l'utilisation de produits phytosanitaires et d'autres formes d'intervention à des niveaux qui sont économiquement et écologiquement justifiés et

réduisent ou minimisent les risques pour la santé humaine et l'environnement (European Commission 2009). La lutte intégrée met l'accent sur la croissance d'une culture saine en perturbant le moins possible les agro-écosystèmes, et encourage les mécanismes naturels de gestion des ravageurs. Pour les professionnels de la lutte intégrée, ce processus décisionnel implique l'utilisation coordonnée de multiples tactiques (Tab. 6). Les huit principes généraux de la lutte intégrée offrent toutefois un large éventail d'options aux pays, qui peuvent adopter les approches les plus appropriées pour l'élaboration et la mise en œuvre de programmes de lutte intégrée (Lamichhane et al., 2016).

Tableau 6 : Tactiques de lutte intégrée qui peuvent être combinées pour une gestion efficace des nuisibles.

Biologique	Libération des ennemis naturels (prédateurs et parasitoïdes), utilisation de bio-pesticides et de bio-stimulants.
Chimique (comme dernière alternative)	Utilisation de pesticides conventionnels uniquement lorsque cela est indispensable pour éviter de graves pertes de rendement
Culturel	Rotation, cultures de couverture, paillage, cultures intercalaires, mélanges de cultivars, faux semis, sélection des sites de plantation, cultures pièges et ajustement du moment de la plantation ou de la récolte
Génétique	Utilisation de variétés végétales résistantes aux ravageurs, sélectionnées par des méthodes conventionnelles et/ou génétiquement modifiées.
Mécanique	Désherbage mécanique et robotisé
Physique	Utilisation de barrières, de couvertures de rangs ou de tranchées, de pièges, de planches ou de rubans adhésifs, d'aspiration, de tonte ou de travail du sol, et de ramassage manuel des parasites.

6.4. Indice de fréquence de traitement (IFT)

C'est un indicateur de suivi de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (pesticides) à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un groupe d'exploitations. Il permet d'évaluer directement l'efficacité des politiques publiques qui visent à réduire l'usage de produits phytosanitaires (Pingault et al., 2009).

L'indicateur de fréquence de traitement (IFT) correspond au nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale. La dose homologuée est définie comme la dose efficace d'application d'un produit sur une culture et pour un organisme cible (un bio-agresseur) donné. L'IFT reflète ainsi l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture, autrement dit la « pression phytosanitaire » exercée sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Il mesure aussi indirectement la dépendance des agriculteurs vis-à-vis de ces produits (OECD, 2001)

Matériels et méthodes

Dans l'objectif d'une exploitation agricole durable en terme environnemental, économique et social, la bonne gestion des traitements phytosanitaires est devenue une exigence pour les agriculteurs et les diverses sociétés de production des produits phytosanitaires, mais cette bonne gestion existe-t-elle dans notre milieu d'étude ? Pour répondre à cette question, nous avons mené une enquête auprès des agriculteurs et des vendeurs de produits phytosanitaires dans la région de Tizi-Ouzou.

1. Utilisation des pesticides et perception des risques

Cette étude a donc été menée dans un premier lieu, auprès des agriculteurs de la région de Tizi-Ouzou (nord algérien) dans le but de mettre en évidence les dangers liés à l'utilisation de ces produits phytosanitaires et évaluer les pratiques phytosanitaires de ces producteurs en termes d'impacts potentiels sur la santé humaine et sur l'environnement.

Ensuite, une autre enquête sur les conditions de vente des pesticides a été menée dans les points de vente, afin de recenser les différents pesticides commercialisés, et d'évaluer la connaissance des vendeurs vis-à-vis des effets adverses des pesticides sur la santé et l'environnement.

1.1. Méthodologie de l'enquête

Il s'agit d'une étude transversale prospective de type descriptif. Elle avait pour objectif principal d'identifier les différents produits phytosanitaires commercialisés et utilisés et les pratiques d'emploi.

Les entretiens (annexe 1) avec les producteurs ont porté sur leur niveau d'instruction, les cultures pratiquées, les principaux problèmes phytosanitaires rencontrés, les méthodes de lutte utilisées, les produits phytosanitaires utilisés, le dosage, les moyens de protection utilisés, la gestion des emballages et leurs connaissances des risques liés aux pesticides.

Quant aux vendeurs, le questionnaire (annexe 2) s'appuie principalement sur les différents pesticides vendus, les critères de choix lors de l'achat ainsi que les moyens de vente et de stockage qu'utilisent les distributeurs.

Dans cette optique, les questionnaires ont été élaborés et soumis à un pré-test pour en évaluer la compréhension et l'acceptabilité. Les questions ont été formulées de manière à ne pas influencer les réponses des personnes concernées et étaient ouvertes ou fermées. La population d'étude était constituée de 100 agriculteurs exploitant des parcelles en tant

que propriétaires ou employés, et 50 distributeurs. Les enquêtés ont été choisis au hasard et les questionnaires remplis séance tenante.

1.2. Analyse des données

Les données collectées ont été traitées sous Excel, en fonction des variables notées sur le terrain pour les différentes pratiques étudiées. Une analyse des correspondances multiples (ACM) est réalisée pour mettre en évidence la relation entre les résultats de nos enquêtes à l'aide du logiciel R.3.3.

2. Investigations analytiques

Dans la deuxième partie, les objectifs tracés consistent, tout d'abord, à mener une enquête auprès des agriculteurs afin de recenser les pesticides utilisés en viticulture au niveau des quatre stations choisies à savoir Beghlia et Dellys dans la wilaya de Boumerdès et Chamllal et Tizi Gheniff dans la wilaya de Tizi-Ouzou dans le but de mettre en évidence les périodes d'application des pesticides, les doses appliquées et les fréquences d'utilisation. Ceci va nous permettre de suivre l'évolution de l'IFT pour différents groupes de pesticides afin de quantifier la variabilité de cet indicateur ainsi que l'existence de tendances dans l'utilisation des pesticides pour la viticulture. Par la suite, nous nous sommes intéressés à la caractérisation des propriétés physiques et chimiques du sol dans les quatre parcelles de vignes retenues. Nous avons mesuré, enfin, la teneur en pesticides dans ces parcelles qui ont des caractéristiques physico-chimiques et un antécédent viticole varié.

Pour compléter cette étude, nous avons jugé utile d'estimer le taux de contamination par les résidus de pesticides des raisins durant cette période, ainsi que les pourcentages de dépassement des Limites Maximales de Résidu (LMR). Cela concerne l'analyse de 36 échantillons de sols et 12 échantillons de fruits.

Enfin, dans la dernière partie, nous avons évalué les effets des pesticides sur les invertébrés du sol associées à deux vignobles. Visant à trouver des modèles dans la composition des communautés d'invertébrés liés à l'effet des périodes de traitement des pesticides. L'analyse des communautés de collemboles dans ces sols sera mise en évidence en fonction des périodes de traitement avec des produits phytosanitaires

2.1. Localisation des sites expérimentaux

Site 1

La première parcelle viticole d'étude est située à Baghlia à 36° 49' 47" Nord, 3° 52' 02" Est à 12 m d'altitude. Sa surface est de 2 hectares et son cépage, du Saben, est planté en 1985. Deux zones ont été définies, la parcelle (en rouge) et l'Oued Allal (en bleu) qui se déversent dans l'Oued Sebaou qui est à seulement 250m du vignoble.

Site 2

La seconde parcelle est située à Dellys à 36° 53' 51" Nord, 3° 58' 54" Est et à 20 m d'altitude. Sa surface est de 3,5 hectares et son cépage, du Saben, est planté en 1990.

Site 3

Ce site expérimental est situé à 5km à l'Est de Tizi-Ouzou à 36° 41' 58" Nord, 3° 05' 09" Est et 142m d'altitude. Sa surface est de 3 hectares et son cépage, du Riesling.

Site 4

Le dernier site expérimental est situé dans la commune de Tizi-Gheniff, à environ 43km de la ville de Tizi-Ouzou, à 260m d'altitude (36°36'13"N, 03°44'43"E). Sa surface est de 2 hectares et son cépage, le dattier de Beyrouth, est planté en 1984. La localisation des sites suit le schéma présenté figure 7.

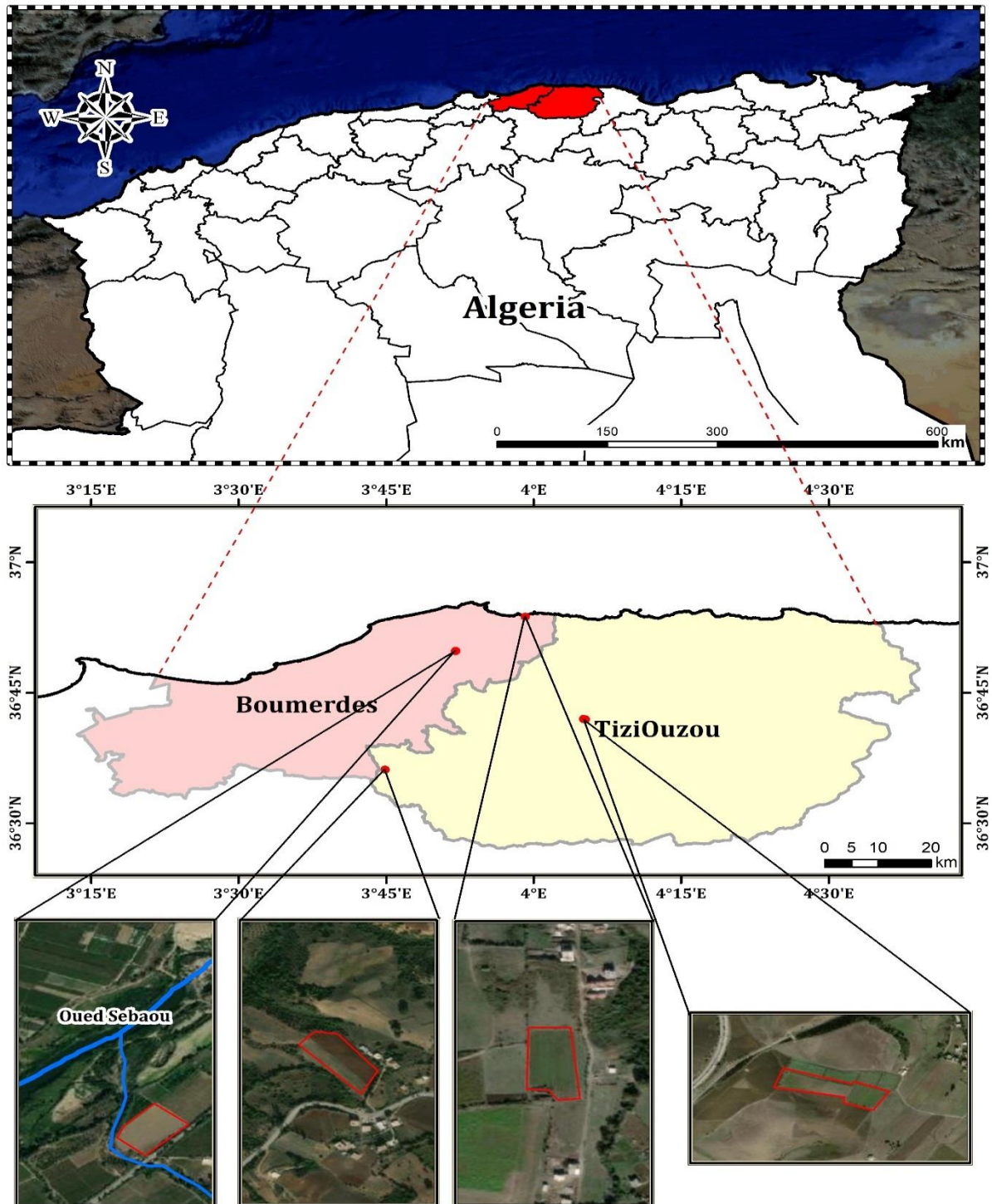


Figure 7 : Localisation des sites expérimentaux

2.2. Calcul de l'indice de fréquence de traitement (IFT)

Pour chaque traitement réalisé sur la parcelle, la quantité normalisée est obtenue en divisant la dose issue de l'enquête et réellement appliquée par hectare (DA) par la dose homologuée par hectare (DH) pour le produit considéré. Lorsqu'il existe, pour un même couple « culture x produit phytosanitaire », il existe plusieurs doses homologuées

correspondant à des bio-agresseurs différents, on retient, par convention, la dose homologuée minimale. Si la parcelle n'est pas traitée sur la totalité de sa surface (notamment pour les herbicides), on tient compte de la proportion de la parcelle traitée (PPT), ratio de la surface traitée sur la surface totale de la parcelle, dans le calcul de la quantité normalisée.

Au final, l'IFT de la parcelle est égal à la somme des quantités normalisées définies ci-dessus pour tous les traitements (T) réalisés sur la parcelle, autrement dit :

$$IFT\ parcelle = \sum_T \left[\frac{DA_t}{DH_t} \times PPT_t \right]$$

2.3. Dispositif expérimental

2.3.1. Collecte des échantillons de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés au cours de 3 campagnes ayant eu lieu alternativement au niveau des quatre sites retenus pour cette étude.

Le premier échantillonnage (BT) est effectué juste avant le début des traitements par les produits phytosanitaires, à la fin de la saison des pluies (Mars). Les traitements ont été réalisés sans discontinuité jusqu'à la fin de la période de sensibilité (fermeture de la grappe). Le second échantillonnage (DT) a été effectué à la fin de cette première période de traitement (Mai). Par la suite, les traitements sont raisonnés en fonction de la pression des ravageurs et des maladies et surtout en fonction des observations au sein de la parcelle. Le dernier échantillonnage (AT) correspond à la fin de tous les traitements par les produits phytosanitaires (Août).

Pour ce faire, des aires de 10 x 10 m² ont été délimitées au milieu et sur les côtés du vignoble puis cinq (05) échantillons élémentaires ont été prélevés au niveau de l'horizon 0-20 cm suivant les diagonales et les côtés du carré à l'aide d'une tarière (Fig. 8). Celle-ci a été préalablement lavée au détergent et rincée à l'eau et à l'acétone. Les échantillons élémentaires ont été mélangés après tri des pierres et des matières végétales et un échantillon final de laboratoire de 1 kg a été prélevé. Ce dernier a été ensuite transféré dans des sacs en polyéthylène (norme NF ISO 10381-1 à 2) portant mention du code de

2) Homogénéisation et quartage

Un échantillon composite a été réalisé selon la technique des quartages de façon à minimiser les risques d'erreur sur la composition des sols liés à leur hétérogénéité.

Pour chacun des 5 prélèvements d'une station, un échantillon composite a été effectué par quartage d'environ 150g de terre. L'homogénéisation s'est ensuite faite par brassage manuel des 5 échantillons composites de 50g, pour obtenir l'échantillon composite final homogène de la station, pesant 250g.

Tous les échantillons de sol ont été nettoyés à l'aide d'une pince pour éliminer les débris de racine et de cailloux pour ne garder que la terre fine. Les analyses ont été mises en œuvre suivant les méthodes standards.

3) Analyse granulométrique

La méthode internationale à la pipette de robinson a été la méthode utilisée afin de déterminer la granulométrie des échantillons.

Sous un effet conjugué de l'eau oxygéné (H₂O₂) et de la chaleur du bain de sable, la matière organique est détruite. L'hexamétaphosphate de sodium associé à une agitation mécanique aboutit à la dispersion des particules. Des prélèvements sont, ensuite, réalisés au cours de la sédimentation à une profondeur et à des moments précis pour isoler les éléments non tamisés (argile, limon fin) en tenant compte de la température du liquide et de la vitesse de sédimentation des fractions fines. Puis, une séparation des sables grossiers et des sables fins est réalisée à l'aide d'un tamis (Delaune et al., 1991).

Les formules qui suivent sont celles utilisées afin de calculer les pourcentages d'argile, limon fin, sable fin et sable grossier :

$$\% \text{argile} = \frac{(P2-P3)*V}{\left[P - \left(\frac{P}{100} \right) \cdot (MO + CaCO3 + H) \right] \cdot U} * 100$$

$$\% \text{limon fin} = \frac{(P1-P2)*V}{\left[P - \left(\frac{P}{100} \right) \cdot (MO + CaCO3 + H) \right] \cdot U} * 100$$

$$\% \text{sable fin} = \frac{P4}{P - \left(\frac{P}{100} \right) \cdot (MO + CaCO3 + H)} * 100$$

$$\% \text{sable grossier} = \frac{P5}{P - \left(\frac{P}{100} \right) \cdot (MO + CaCO_3 + H)} * 100$$

P : prise d'essai (en g).

P1 : poids d'argile + limon fin + hexamétaphosphate de sodium.

P2 : poids d'argile + hexamétaphosphate de sodium

P3 : poids d'hexamétaphosphate de sodium.

P4 : poids de sable fin.

P5 : poids de sable grossier.

U : volume de la pipette de Robinson.

V : volume total de la suspension, soit 1000 ml.

H : l'humidité résiduelle.

CaCo3 : % de CaCO₃ de l'échantillon (si la décarbonatation n'a pas été réalisée, dans la formule de calcul prendre CaCO₃=0).

4) Détermination du pH

Le potentiel hydrogène ne peut être mesuré qu'en solution, le pH d'un sol est en fait le pH d'une solution en équilibre avec lui. Ainsi, le principe de mesure du pH des sols est la mise en équilibre ionique entre la phase solide et la phase liquide (Pétard, 1993).

10g de sol sont mis en suspension dans 50ml d'eau distillée, le tout agité pendant 15min sur une plaque d'agitation, puis laissé au repos pendant 2 heures. Le pH est ensuite mesuré à l'aide d'un pH-mètre à électrode de verre.

5) Détermination du carbone organique

Le carbone organique a été déterminé par la méthode d'Anne (1945) qui se base sur le fait que le carbone organique constitue 58% de la matière organique.

Le principe consiste à oxyder à chaud le carbone d'une prise d'essai de sol, dans des conditions définies en utilisant une quantité connue d'un puissant oxydant ; le bichromate de potassium en milieu sulfurique. Le bichromate en excès est titré par un réducteur, le sel de Mohr (sulfate de fer et d'ammonium) (Rouiller et al., 1994).

La partie réduite est proportionnelle à la teneur en carbone qui se trouve dans la prise d'essai. Le pourcentage de carbone total est calculé selon la formule suivante :

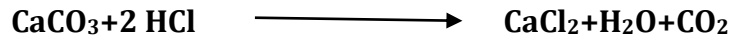
$$C\% = \frac{(Vt - Ve) 0.615(mg) * 10 * 100}{P(mg)}$$

Vt : volume de sel de Mohr utilisé pour titrer l'échantillon témoin.

Ve : volume de sel de Mohr utilisé pour titrer l'échantillon de sol.

6) Détermination du calcaire total

Le dosage du calcaire total se fait par l'attaque du carbonate de calcium avec l'acide chlorhydrique selon la réaction :



La méthode volumétrique a été utilisée dans le cadre de cette étude et consiste à titrer l'excès d'acide chlorhydrique par de la soude NaOH 1N, en utilisant un indicatif colorant, la phénolphtaléine à 2%.

Le taux de calcaire est exprimé en pourcentage et est calculé par la formule suivante :

$$\text{CaCO}_3\% = (\text{Vt} - \text{Ve}) * 1.25$$

Vt : volume de l'échantillon témoin.

Ve : volume de l'échantillon.

7) Azote Kjeldahl

La détermination de l'azote par la méthode de Kjeldahl s'effectue par la minéralisation de l'échantillon en milieu acide (la matière organique azotée se retrouve sous la forme de sel d'ammonium). Après la distillation de l'ammonium en ammoniac en milieu alcalin, on effectue le dosage du NH₄OH condensé (Rouiller et al., 1994).

8) Conductivité électrique (CE)

Pour déterminer la CE d'un sol, on prend 20g de terre séchée dans 100ml d'eau distillée. On procède à une agitation pendant 30min. La solution est ensuite filtrée et la mesure de la CE se fait par un conductimètre sur le filtrat obtenu (ISO, 1994).

9) Humidité

L'humidité est déterminée par la différence entre le poids humide et le poids sec d'un échantillon de terre. L'échantillon est mis à l'étuve à 105°C jusqu'à obtention d'un poids constant, généralement après 24h (Pétard, 1993).

$$\text{Humidité} = \frac{(\text{masse du contenant} + \text{masse du sol humide}) - (\text{masse du contenant} + \text{masse du sol sec})}{(\text{masse du contenant} + \text{masse du sol sec}) - (\text{masse du contenant})} \times 100$$

2.4.2. Extraction des pesticides du sol

L'extraction des résidus de pesticide du sol met en œuvre différentes méthodes. Les techniques utilisées sont, essentiellement, l'extraction au soxhlet, l'extraction aux ultrasons (Ultrasonic Assisted Extraction, UAE), l'extraction par liquide pressurisé (Accelerated Solvent Extraction, ASE), l'extraction assistée par micro-ondes (MAE) et l'extraction sur phase solide (SPE).

1) Extraction assistée par les ultrasons (UAE)

Cette méthode a été mise en œuvre dans de nombreux travaux sous différents protocoles. L'application de l'UAE pour la détermination des contaminants organiques dans les échantillons solides a augmenté au cours des cinq dernières années. Ces études étaient principalement axées sur l'analyse des contaminants émergents ou des polluants organiques persistants. Lorsque l'UAE était appliquée à des échantillons solides, les méthodes ont généralement été appliquées à la détermination multi-résidus de contaminants (de 4 à 148 composés).

La méthode d'extraction par solvant ultrasonique est applicable à l'extraction des pesticides du sol (Ozcan et al., 2009 ; Tadeo et al., 2010 ; Albero et al., 2019). Elle est plus rapide que les méthodes classiques d'extraction, et la consommation de solvant est nettement inférieure. De plus, la méthode est sans étape de nettoyage ultérieure et le temps d'analyse est considérablement réduit.

2) Protocole d'extraction à ultrasons

Un échantillon de sol de 5g a été pesé dans un tube à centrifuger de 50ml. Ensuite, 10 ml d'acétone-méthanol (1 : 1) ont été ajoutés dans le tube et vigoureusement agités au vortex pendant 2min, Les échantillons ont été homogénéisés pendant 4heures à l'aide d'un agitateur rotatif et laissés au réfrigérateur pendant 24 heures avant d'être analysés. Après 2mn d'agitation au vortex, les échantillons sont exposés à une sonication (400 kHz) pendant 30mn, puis homogénéisés une deuxième fois pendant 1heure sur l'agitateur rotatif et ensuite centrifugés pendant 10 min à 4000 rpm. Les surnageants ont été recueillis dans des tubes à centrifuger de 15ml contenant 0,15g de MgSO₄. Le mélange ainsi obtenu est mélangé au vortex pendant 30 secondes avant d'être centrifugé pendant 5mn à 4000tr/min, la phase supérieur est transféré dans des flacon de 15ml (en verre), L'extrait a été filtré et évaporé jusqu'à siccité à 400C dans un concentrateur

centrifuge sous vide (Labconco Centrivap 1 atm). Les résidus ont été re-dissous dans 2 ml d'acétonitrile, et la solution obtenue a été filtrée à travers un entonnoir bouché et transféré dans un tube de 15ml pour les analyses GC-MS (Fig. 9)

Cette méthode a été appliquée pour l'extraction des molécules suivantes : Azoxystrobine, Hexaconazole, Penconazole, Captan, Folpet et Lamda Cyhalothrin

3) Extraction accélérée par un solvant à haute température et pression (ASE)

Le principe de l'extraction accélérée par un solvant à haute température et pression (ASE) repose sur le passage d'un solvant à haute température (maintenu à l'état liquide par haute pression) dans une cellule en acier inoxydable contenant l'échantillon à extraire (Richter & Raynie 2012).

Cette technique est notamment applicable pour l'extraction des pesticides des sols, sédiments ou boues. Masiá et al. (2015) ont testé l'influence de plusieurs paramètres comme la nature des solvants, la température d'extraction ou le type de purification sur la qualité de l'extraction. Ils ont, par exemple, mis en évidence que le solvant le plus adapté était l'acétonitrile et que l'efficacité de l'extraction était plus importante à 100°C (1500 psi) qu'à 70° et qu'une perte des composés thermolabiles était observée à 130°C.

Le protocole développé présente de bonnes performances avec des rendements d'extraction estimés à 70 % en moyenne et une bonne sensibilité avec des limites de quantifications faibles, entre le dixième et la dizaine de ng.g-1. Les volumes de solvants nécessaires et le temps d'extraction sont réduits. Les rendements obtenus sont meilleurs comparés à ceux d'autres techniques telle que l'UAE, la MAE.

Cette méthode a été appliquée pour l'extraction des matières actives suivantes : Dimethoate, Lambda-Cyhalothrine, Chlorpyrifos.

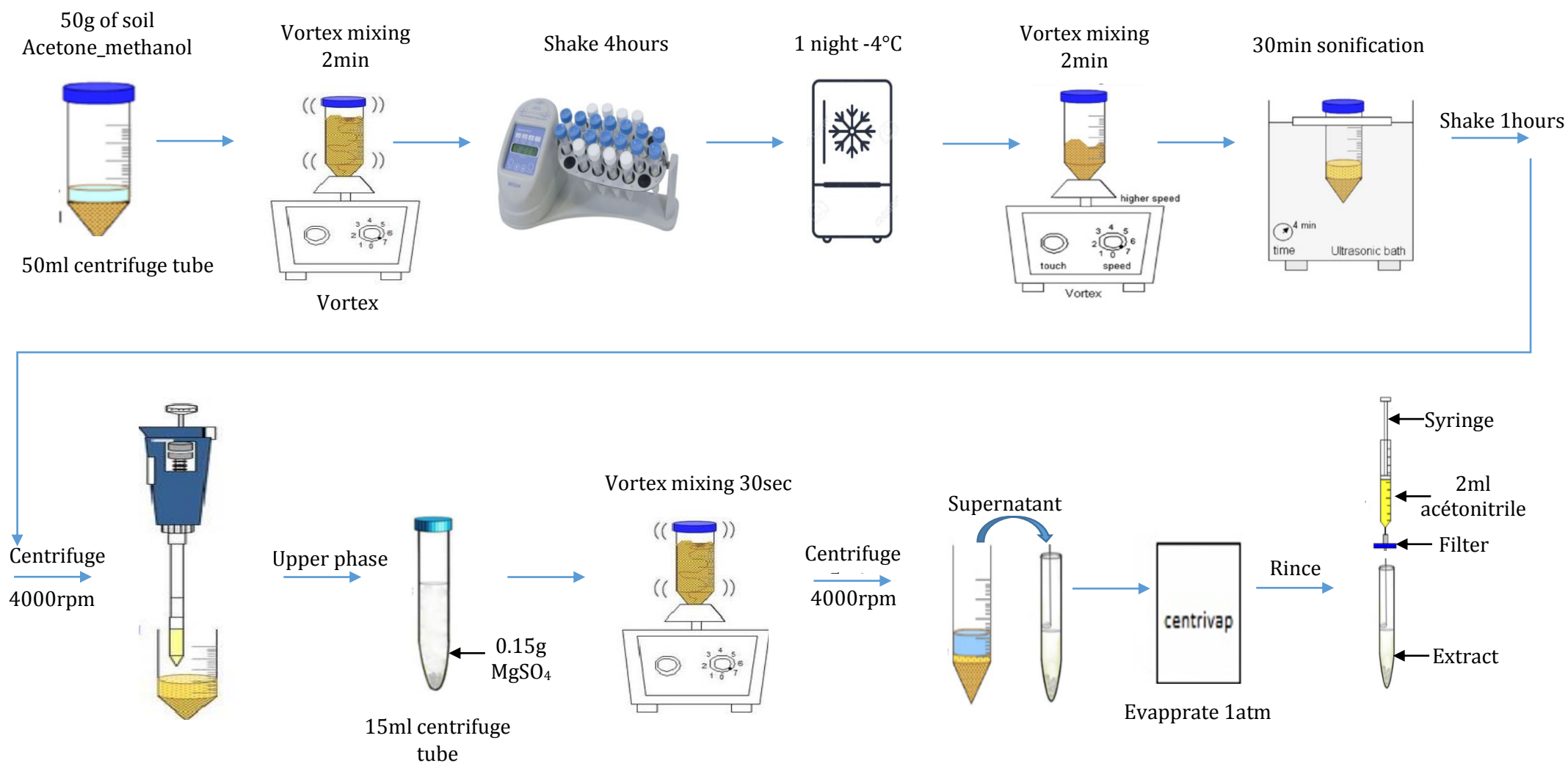


Figure 9 : Protocole de préparation des échantillons du sol avec la méthode des ultrasons

2.4.3. Extraction des pesticides des fruits

1) Méthode d'extraction (quechers)

La méthode d'extraction QuEChERS (de l'anglais Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged et Safe) étudiée et apportée à la communauté scientifique par Anastassiades et al. (2003), vise à éliminer les limites pratiques des méthodes d'extraction multi-déchets qui existaient jusqu'alors. La méthode a pour principaux différentiels, le fait qu'elle soit une méthode rapide, simple, économique, efficace, robuste et sûre, comme l'abréviation du nom QuEChERS. Diéz et al. (2006) soulignent que cette méthode a été développée pour des échantillons contenant plus de 75% d'eau.

2) Protocole d'extraction Quechers

Une masse de 10g d'échantillon, préalablement liquéfiée, a été pesée dans des tubes à centrifuger de 50 ml. Un volume de 10 ml d'acétonitrile et d'acide acétique (99 :1), 4 g de $MgSO_4$ et 1g d'acétate de sodium anhydre ont été ajoutés aux tubes de centrifugation qui ont ensuite été bouchés hermétiquement. Les tubes ont été agités vigoureusement à la main (1mn), en s'assurant que le solvant interagit bien avec l'ensemble de l'échantillon et que les agglomérats cristallins se brisent pendant l'agitation. Les tubes ont été centrifugés (2 mn) à 4000 rpm. Un volume de 2 ml d'extrait acétonitrile (couche supérieure) a été transféré dans des tubes de 15 ml contenant 2 g d'adsorbant PSA et 4 mg de sulfate de magnésium ($MgSO_4$). Les tubes ont été bouchés et agités pendant 30 secondes à l'aide d'un Vortex puis centrifugés à 4000 rpm pendant 2 min. Un volume de 4 ml d'extrait acétonitrile a été transféré dans un nouveau tube à centrifuger gradué de 15 ml pour analyse par GC/MS (Fig. 10).

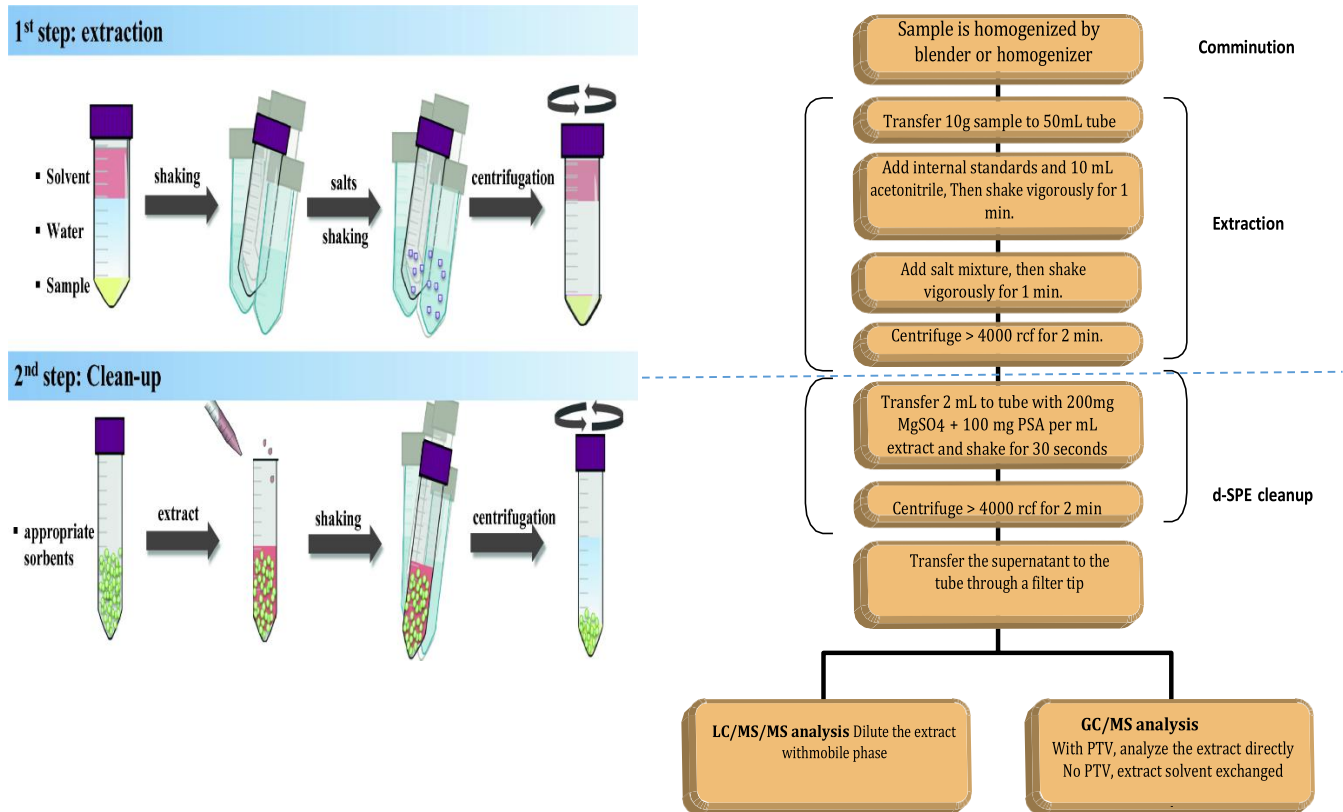


Figure 10: Protocole de préparation des échantillons de la méthode QuEChERS

2.4.4. Choix des pesticides analysés

Le tableau 7 donne les propriétés physicochimiques des matières actives retenues pour cette étude. Elles possèdent une large gamme de valeurs.

Le classement des groupes chimiques représentés dans ce tableau en fonction des valeurs de solubilité de leurs représentants suit l'ordre Organophosphate > Triazoles > strobilurines > phtalimides > pyréthriinoïdes. Les valeurs de solubilité obtenues varient dans une large mesure entre les substances

Les K_{oc} varie en sens inverse de la solubilité. Ainsi, la plupart des molécules les plus solubles ont les valeurs de K_{oc} les plus faibles.

Contrairement à ces molécules, d'autres ont présenté des valeurs de K_{oc} très élevées correspondant à des solubilités en général faibles (Lamda Cyhalothrine). Par ailleurs leur DT_{50} est intermédiaire ou très long. Ces molécules peuvent ne pas être considérées comme de potentiels polluants des eaux souterraines et ne sont donc pas attendues à des concentrations importantes dans ces milieux. La conjugaison de ces facteurs en ont fait de potentiels polluants des sols.

La constante d'adsorption sur le carbone organique (K_{oc}) du captane est de 97 ml/g. Il est donc modérément mobile dans les sols et son potentiel de lessivage est faible en raison de sa courte demi-vie au sol.

Les molécules restantes sont caractérisées par des solubilités élevées en général, des K_{oc} relativement faibles et des DT_{50} intermédiaires ou longs. Elles sont considérées comme des polluants potentiels de la nappe en raison de ces caractéristiques, elles sont susceptibles d'y être détectées en quantité importante.

Tableau 7: Propriétés physicochimiques des pesticides retenus pour cette étude

Pesticides	Poids moléculaire g/mol	Solubilité (mg/L)	Log K_{ow}	Pression de vapeur (Pa)	K_H (Pa.m ³ .mol ⁻¹)	K_{oc} (cm ³ /g)	DT_{50} sol (jours)
Diméthoate	229	25000	0,78	$2,9.10^{-4}$	$8,11.10^{-6}$	20	7
Penconazole	284	73	3,72	$3.7.10^{-5}$	$6.6.10^{-4}$	224 à 789	117
Hexaconazole	314	17	3,9	$1.8.10^{-6}$	$3.33.10^{-4}$	1040	225
Azoxystrobine	403	6	2,5	$1.1.10^{-10}$	$7.3.10^{-9}$	300 à 1690	78
Captan	300	3,3	2,80	$1.0.10^{-5}$	$9.6.10^{-10}$	97	0,9
Chlorpyrifos	350	1,07	4,7	10^{-3}	$9,1.10^{-1}$	6070	30
Folpet	296	0,8	2,85	2.1×10^{-4}	8.0×10^{-3}	7,4 à 304	16,2
Lamda Cyhalothrine	449	0,005	6,9	2.10^{-7}	2.10^{-2}	$24,7.10^4$	100

2.4.5. Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (Gaz-chromatography & Mass spectrometry, GC-MS)

Cette méthode consiste à séparer les éléments d'un mélange liquide par passage sur une colonne après leur transformation en phase gazeuse. Elle est surtout basée sur la volatilité des molécules (qui varie suivant la température). L'échantillon est introduit au moyen d'une seringue dans l'injecteur où il est instantanément vaporisé sous l'effet de la température (280°C). L'injection se fait en mode « sans division de flux » (splitless en Anglais). Ce type d'injection est généralement utilisé pour introduire des analytes en solution diluée. L'électrovanne située dans l'injecteur est fermée pendant les quelques dizaines de secondes qui suivent l'injection, de manière à ce que la totalité des analytes

présents pénètrent dans la colonne. Elle est ensuite ouverte pour purger l'injecteur d'éventuels résidus, 1 min après le début du run à un débit de 20 ml min⁻¹. Les composés sont, ensuite, entraînés vers la colonne par le gaz vecteur qui constitue la phase mobile (ici l'hélium). Les molécules s'adsorbent à la phase stationnaire de la colonne puis sont progressivement désorbées par augmentation de la température. Les molécules sortent, ainsi, une à une de la colonne, selon leur température d'ébullition et leur polarité. Quand elles passent au niveau de la source du spectromètre de masse, elles sont bombardées d'électrons (ionisation) ce qui entraîne leur désintégration en plusieurs fragments. Ces fragments sont des ions caractérisés par le rapport masse sur charge (m/z), qui permettent ainsi de déterminer la molécule.

Le couplage à la spectrométrie de masse (GC/MS) augmente la sensibilité de la méthode, en améliorant le pouvoir qualitatif par l'analyse des spectres caractéristiques de chaque molécule. Le couplage GC/MS réunit le meilleur des techniques analytiques. La GC/MS montre une grande fiabilité au niveau des résultats (produits identifiés), une bonne reproductibilité et une précision élevée. Tous les échantillons de sols et de fruits ont été analysés directement par ce type de couplage (GC/MS).

3. Etude de la faune du sol

Dans cette étude, nous nous concentrons sur la pollution par les pesticides appliqués en viticulture. Le questionnement principal de l'étude est de savoir si les différents pesticides utilisés ont un effet toxique sur les invertébrés du sol et ce en étudiant les réponses des principaux groupes d'invertébrés du sol à court et à long terme. Nous avons, ainsi, mené une étude dans différents sites en vue de comparer les traits biologiques des sols dans des terrains viticoles recevant différents apports de pesticides.

Afin de fournir un niveau de référence des services écosystémiques du sol dans des terrains agricoles, nous avons également analysé les réponses de la communauté des collemboles du sol aux effets des pesticides largement utilisés.

3.1. Plan d'échantillonnage de la macrofaune du sol

Dans le cadre de la présente étude, une méthode d'échantillonnage a été adoptée, permettant de capturer les organismes dans leur milieu et de faire un inventaire. Pour éviter tout effet bordure, l'ensemble des prélèvements a été effectué à l'intérieur des parcelles, à 1m au moins des bordures, entre les rangs de la vigne (Fig. 11).

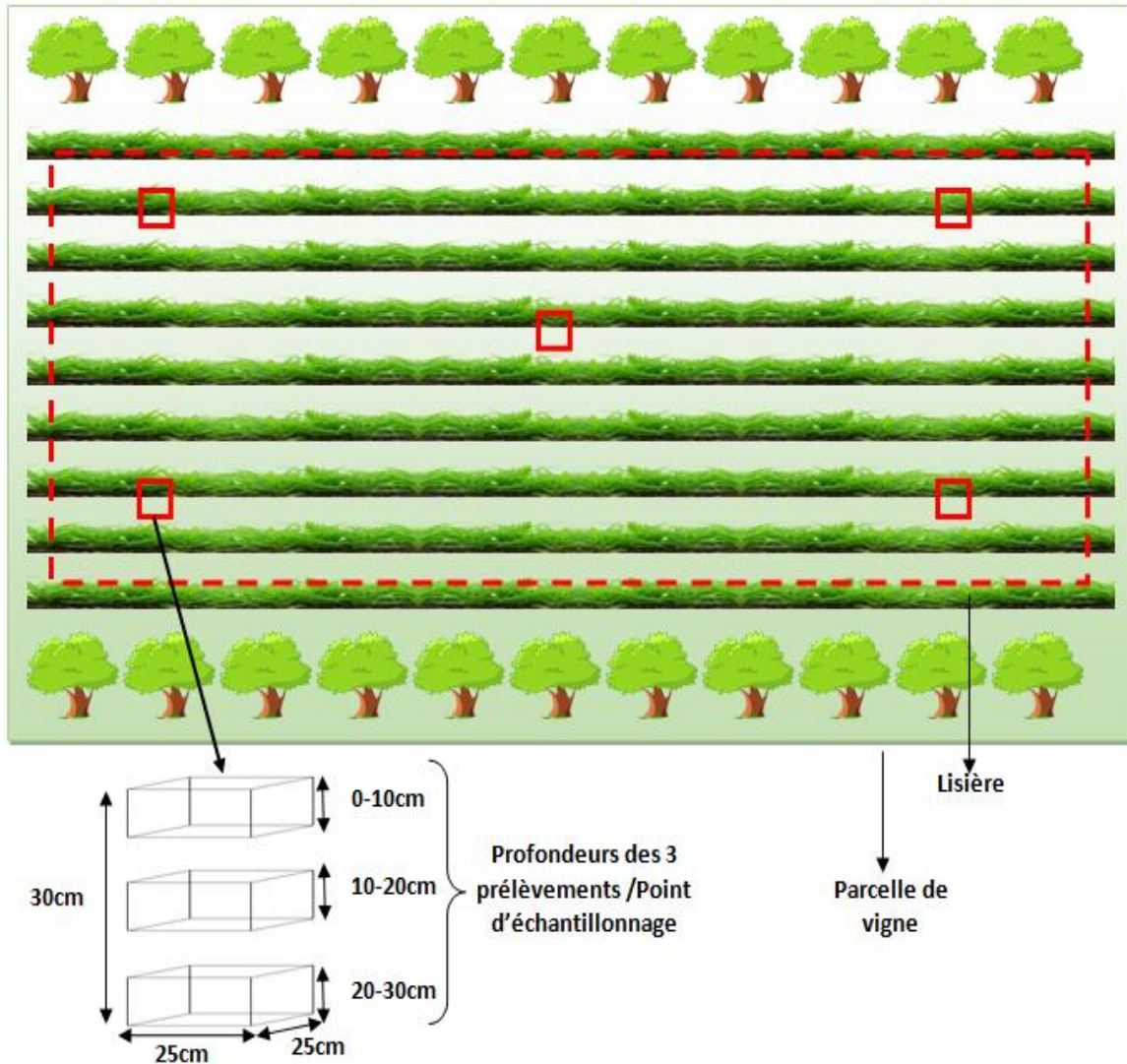


Figure 11 : Schéma représentant la méthode d'échantillonnage

Les prélèvements du sol ont été effectués selon la méthode des quadrats dont le principe repose sur la récolte de tous les individus de toutes les espèces présentes à l'intérieur d'une surface définie (David et al., 1999 ; Bogyó et al., 2015 ; McCravy, 2018). Nous avons effectué des prélèvements d'échantillons de sol de 25 x 25 cm de côté et de 10 cm de profondeur. Lors de son extraction, le bloc est débité en 3 strates, selon la profondeur : 0 -10 cm, 10 - 20 cm, et 20 - 30 cm. Au total, la faune de 15 blocs, répartis en 5 points d'échantillonnage a été étudiée, permettant ainsi d'obtenir un échantillonnage le plus représentatif possible de la faune présente. Les blocs ont été prélevés en 2018 à la même période et l'échantillonnage a été répété sur trois périodes (Comme cela a déjà été précisé dans le paragraphe précédent).

Les échantillons sont mis dans des sacs en plastiques fermés (évitant tout tassement pour moins de mortalité), étiquetés et sont transférés au laboratoire où ils seront préparés pour l'analyse. Nous représentons dans la figure suivante les différentes étapes d'échantillonnage sur le site de prélèvement.

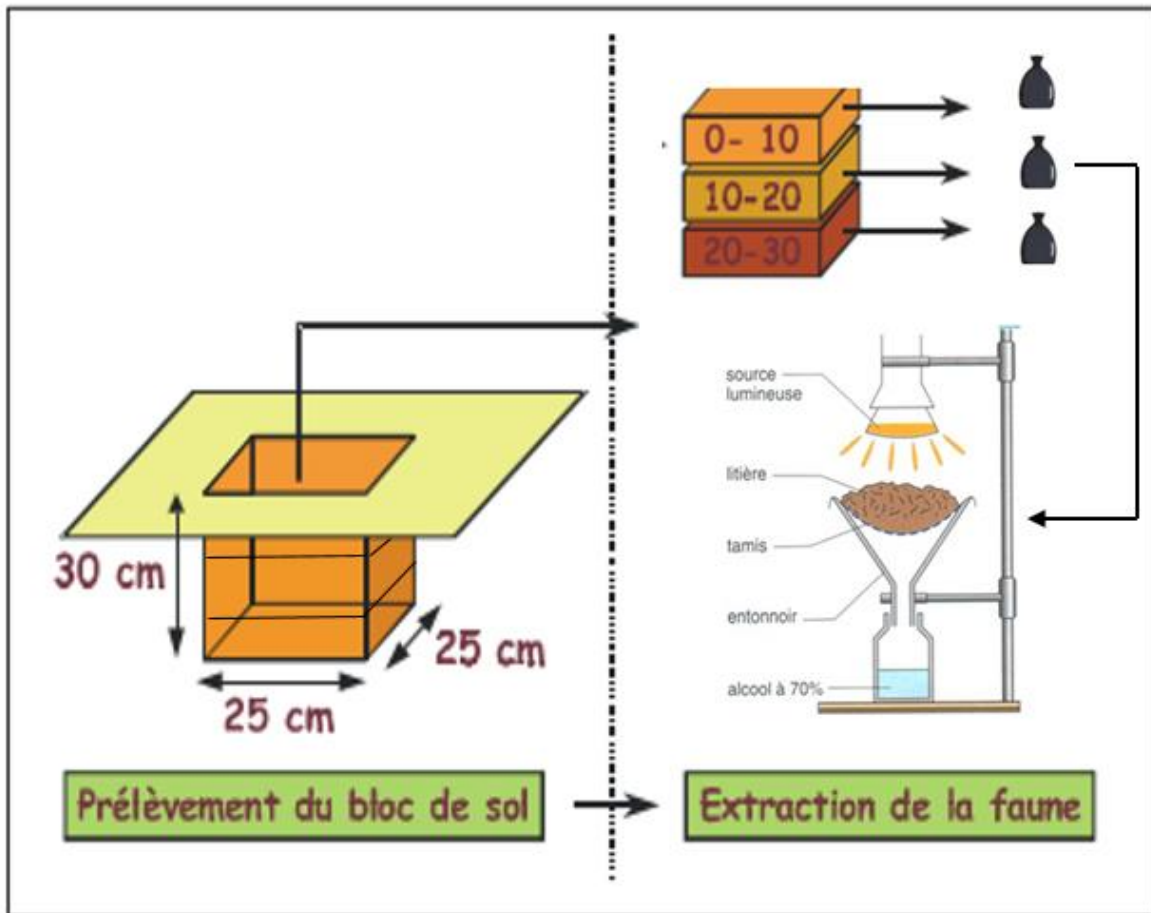


Figure 12: Etapes de prélèvement des échantillons.

3.2. Récupération de la macrofaune du sol

Au laboratoire, la macrofaune présente dans les échantillons est triée manuellement et placée dans l'éthanol à 75° ou du formol à 4°. Après récupération de la macrofaune, les échantillons ont été placés dans des extracteurs de Berlese pendant dix jours et la mésofaune récupérée a été conservée dans de l'éthanol à 75°, et par la suite examinée au microscope binoculaire pour une identification correcte. Les échantillons sont, tout d'abord, séparés en grands groupes taxonomiques, avant d'être identifiés. La macro et la mésofaune présentes dans les échantillons ont été identifiés jusqu'à l'ordre pour permettre l'analyse des effets des pesticides. Seuls les collemboles ont été identifiés jusqu'à l'espèce.

3.3. Traitement des données

L'abondance totale de la faune du sol, la richesse en espèce, les indices de diversité de Shannon (H'), Hill, Simpson (D) ainsi que l'indice d'équitabilité (E) ont été utilisés pour évaluer la diversité des espèces au sein de la communauté. L'utilisation de trois indices, Shannon-Wiener, Simpson et Hill de manière concomitante permet une analyse plus complète des informations concernant la structure des communautés. Les indices sont calculés en utilisant les formules suivantes :

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i$$

P_i est l'abondance proportionnelle : $p_i = n_i/N$; n_i est le nombre d'individus de chacune des i espèces de l'échantillon et N est le nombre total d'individus

$$E = H' / H'_{max}$$

$H'_{max} = \log S$ (S = nombre total d'espèces)

$$D = \frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

$$Hill = \lambda^{-1} / e^{H'}$$

$\lambda = D$ (indice de Simpson)

Nous avons utilisé l'indice de dominance de Berger-Parker (d) pour exprimer la proportion d'individus représentés par les espèces les plus abondantes pour chaque période. Il est donné par la formule suivante :

$$d = N_{max} / N$$

N_{max} est le nombre d'individus de l'espèce numériquement dominante.

La constance de l'espèce (C) ou la fréquence d'occurrence est le nombre d'échantillons dans lesquels une espèce donnée est trouvée par rapport au nombre total d'échantillons. Six classes de constance ont été considérées : l'espèce est rare si $C \leq 17\%$, accidentelle si $17\% < C \leq 34\%$, accessoire si $34\% < C \leq 51\%$, régulière si $51\% < C \leq 68\%$, constante si $68\% < C \leq 85\%$ et omniprésente si $C > 85\%$.

3.4. Représentations graphiques

Tout d'abord, p Pour caractériser l'abondance et la diversité de la faune, des courbes de rang-abondance ont été créées. Ces courbes constituent la méthode la plus facile pour analyser les modèles de diversité. Tout d'abord, le nombre total d'individus est calculé pour chaque espèce (pour la totalité des traitements). Ensuite, les espèces sont rangées de la plus abondante à la moins abondante. Finalement, un graphe est construit avec le numéro de rang sur l'axe horizontal, et l'abondance sur l'axe vertical. Par la suite, afin d'effectuer une première comparaison visuelle des résultats de diversité, une classification des sites a été construite à partir des coefficients de Bray-Curtis.

Cette méthode consiste, dans un premier temps, tout d'abord à passer les données brutes d'abondance en données de présence-absence, dans chaque répétition. Ensuite, un coefficient de similarité, pour chaque couple de sous-parcelles, est calculé. Le coefficient de Bray-Curtis (C_s) est utilisé lorsque les inventaires sont insuffisants ou relativement variables. De plus, il est préféré au coefficient de similarité de Jaccard, car il donne deux fois plus de poids à la présence conjointe de deux espèces au même endroit qu'à la présence de l'une des deux seulement

$$C_s = \frac{2C}{(a + b)}$$

c : nombre d'espèces communes aux deux répétitions ; a et b : nombre d'espèces présentes dans chacune des deux répétitions.

Enfin, l'arbre de classification est construit à partir d'une classification ascendante hiérarchique et grâce à la méthode de Ward. Cette méthode est proche du groupement moyen, qui consiste à présenter la dissimilitude entre A et B comme la moyenne des dissimilarités entre les objets de A et ceux de B, mais minimise l'augmentation de la variance intra-groupe à chaque regroupement ; il s'agit de la méthode la plus facilement interprétable pour des données écologiques.

3.5. Analyse Statistique

Nous avons utilisé quelques méthodes statistiques pour identifier les changements dans les communautés d'invertébrés en relation avec la période et la profondeur d'échantillonnage.

En utilisant les tests de Shapiro-Wilk et de Levene, nous avons constaté que la normalité des données et l'homogénéité de la variance ne sont pas vérifiées. Nous avons donc choisi d'utiliser le test de Friedman (une alternative non paramétrique à l'ANOVA).

Les hypothèses pour le test de Friedman sont toutes remplies (données continues, échantillon aléatoire, groupe mesuré à trois occasions différentes). Ce test a été complété par le test des rangs de Wilcoxon. Les statistiques ont été réalisées en utilisant le logiciel IBM SPSS Statistics 26

Résultats et discussion

Dans le but d'identifier et d'évaluer l'intensité d'utilisation des pesticides (herbicides, insecticides et fongicides) dans les exploitations agricoles, nous avons réalisé la présente recherche dans différents vignobles de Tizi-Ouzou et de Boumerdès. L'objectif principal est de mettre en évidence les périodes d'application, les dosages et les fréquences d'utilisation des pesticides, nous permettant ainsi de suivre l'évolution de l'IFT pour différents groupes de pesticides afin de quantifier la variabilité de cet indicateur ainsi que l'existence de tendances dans l'utilisation des pesticides entre les différents sites. L'autre objectif de cette étude est de déterminer si la culture de la vigne a un impact ou non sur les paramètres physico-chimiques du sol.

I. Résultats

1. Management des produits phytosanitaires

1.1. Spéculation cultivées

Les cultures pratiquées dans les zones d'étude sont variées (Tab. 8), elles peuvent être groupées en trois catégories que sont les arbres fruitiers avec 14% des citations, la vigne (17%), et les cultures maraichères (69%). Une grande diversité des légumes a été rapportée au niveau des sites ; la pomme de terre et la tomate sont les plus fréquemment citées.

Tableau 8: Fréquences de citation des spéculations cultivées dans la zone de Tizi-Ouzou

Spéculation	Fréquence %	
Arbres fruitiers	14%	
Vigne	17%	
	Tomate	17%
	Piment	2%
	Poivron	7%
	Haricot vert	7%
	Pomme de terre	10%
Cultures maraichères	concombre	1%
	Choux fleur	2%
	Pastèque + Mellon	7%
	Aubergine	1%
	Courgette	5%
	Laitue	3%
	Autre	7%

1.2. Pesticides utilisés

Un grand nombre de pesticides sont utilisés dans la zone d'étude et sont très diversifiés. Il y a une nette dominance des fongicides et des insecticides, avec des pourcentages respectifs qui dépassent les 50 % et 43% d'utilisation chez les agriculteurs, l'analyse des déclarations a aussi permis de mettre en relief les pesticides les plus vendus. Ainsi, les substances actives les plus vendues sont principalement des insecticides (34%) et des fongicides (32%) (Fig. 13). Les produits à large spectre d'action sont également bien sollicités, notamment les insecticide/acaricides (IA).

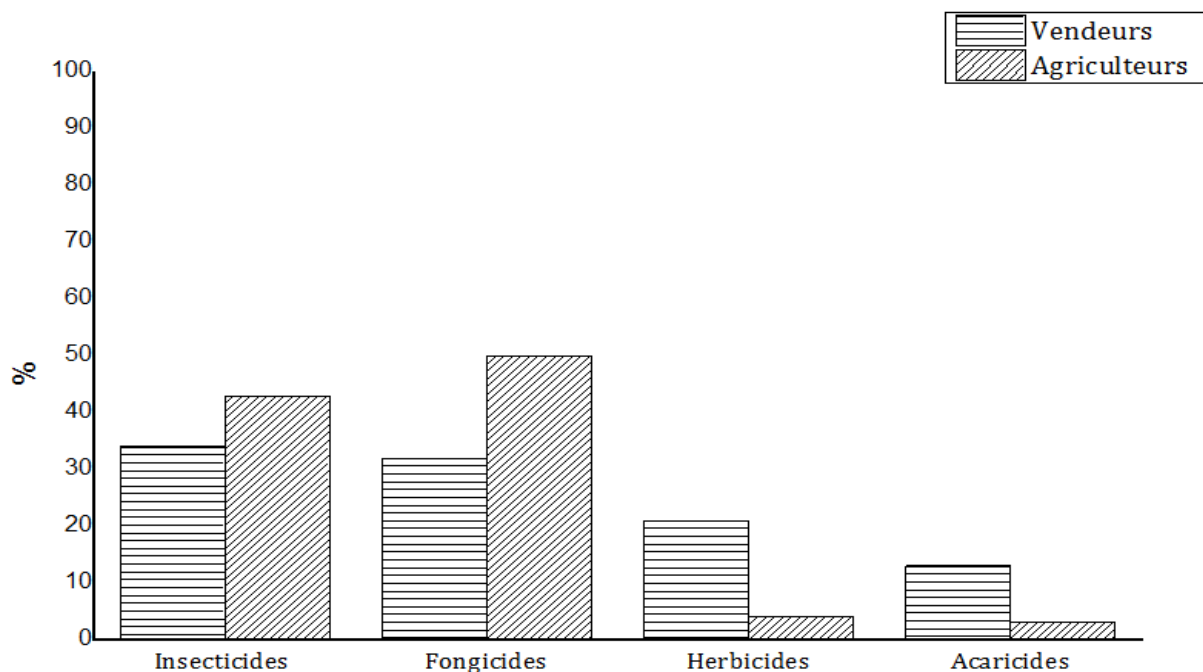


Figure 13: Types de pesticides utilisés par les producteurs et commercialisés par les vendeurs dans la zone de Tizi-Ouzou

Différents types de formulations sont également utilisés dans ce milieu. Les concentrés émulsifiants (EC), avec 28 %, sont les plus dominants, suivis des poudres mouillables (VP) avec 25 % (Tab. 9). Ainsi un grand nombre de pesticides sont utilisés dans la production agricole urbaine et périurbaine. En effet, devant l'intensification et les conditions écologiques favorables aux déprédations, le recours aux pesticides constitue une garantie pour les petits producteurs pour s'assurer une bonne production.

Tableau 9 : Classification des pesticides selon leur formulation

Formulation	Pourcentage (%)
EC: Concentré Emulsifiable	28
WP: Poudre Mouillable	25
WDG: Granulés à disperser dans l'eau	14
WSL: Concentré Soluble	13
SC: Suspension Concentrée	10
G: Granulé	8
DP: Poudre pour Poudrage	2

Les pesticides commercialisés et appliqués sur les cultures appartiennent principalement à 06 grandes familles chimiques que sont les néonicotinoïdes, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthriinoïdes, les dithiocarbamates et les triazoles. Les matières actives néonicotinoïdes étaient les plus fréquemment citées par les ouvriers agricoles et les vendeurs de pesticides avec des taux respectifs de 20% et 18%, et en dernier les pyréthriinoïdes avec une très faible utilisation et commercialisation (1%, 7%) (Tab. 10).

Les résultats de l'enquête montrent, par matière active individuelle, un total de 35 pesticides. Environ 14 des pesticides utilisés appartiennent à la classe de toxicité **II** (modérément dangereux) de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), la classe **Ia** (extrêmement dangereux) ne contient qu'une seule substance (parathion), et deux sous la classe de toxicité **Ib** (très dangereux) (méthomyl et abamectin). L'acétamipride et l'imidaclopride de la classe de toxicité **II** de l'OMS (modérément dangereux) ont été utilisés par la majorité des agriculteurs (20%) et sont les plus réactifs et les plus utilisés malgré leur neurotoxicité pour les humains.

Tableau 10 : Pesticides les plus couramment commercialisés et utilisés par les ouvriers agricoles et leurs classes toxicologiques (WHO, 2020)

Catégorie de pesticide	Ingredient actif	Famille chimique	Fréquence	Classe OMS
Fongicides 50%	Penconazole	Triazole	9,00%	III
	Mancozeb	Dithiocarbamate	7,00%	U
	Maneb	Dithiocarbamate	6,00%	U
	Triadimenol	Triazole	5,00%	II
	Copper	Inorganic substance		
	Oxychloride+Mancozeb	+ Dithiocarbamate	4,00%	II
	Cymoxanil +Mancozeb	Acetamide+		
	Thiophanate-Methyl	Dithiocarbamate	3,00%	II
	Difenoconazole	Carbamate	2,00%	U
	Metalaxyl-M	Triazole	2,00%	II
	Trifloxystrobin	phenylamide	2,00%	II
	Fosetyl-al	Strobilurin	2,00%	U
	Hexaconazole	Phosphonate	2,00%	U
	Carbendazim	Triazole	1,00%	III
	Chlorothalonil	Carbamate	1,00%	U
	Propamocarb	Organochloride	1,00%	U
Copper Oxychloride + Iprovalicarb	Carbamate	1,00%	U	
Folpet	Inorganic substance + carbamate	1,00%	II	
Insecticides 43%	Acetamiprid	phthalimide	1,00%	U
	Abamectin	Neonicotinoid	13,00%	II
	Imidacloprid	Avermectin	10,00%	Ib
	Pirimiphos-Methyl	Neonicotinoid	7,00%	II
	Parathion-methyl	Organophosphorus	2,00%	II
	Spinosad	Organophosphorus	2,00%	Ia
	Chlorantraniliprole	Spinosyn	2,00%	III
	Cyromazine	Diamide	1,00%	U
	Lambda-Cyhalothrin	Triazine	1,00%	III
	Dimethoate	Pyrethroid	1,00%	II
	Thiamethoxam-Lambda-cyhalothrin	Organophosphorus	1,00%	II
	Methomyl	Neonicotinoid +Pyrethrinoid	1,00%	II
	Chlorpyrifos	Carbamate	1,00%	Ib
	Herbicides 4%	Glyphosate	Organophosphorus	1,00%
Linuron		Organophosphorus	1,00%	III
Haloxypop-R		Substituted urea	1,00%	III
Acaricides 3%	Spirodiclofen	Organophosphorus	1,00%	II
	Hexythiazox	Tetronic acid	2,00%	III
		thiazolidinone	1,00%	U

Ia = extrêmement dangereux ; Ib = très dangereux ; II = modérément dangereux ; III = légèrement dangereux ; U = peu susceptible de présenter un danger aigu en usage normal ; FM = fumigant, non classé ; O = obsolète en tant que pesticide, non classé.

Les agriculteurs se focalisent uniquement dans la logique productiviste avec l'utilisation fréquente des produits chimiques pour améliorer les rendements. Les facteurs prix (16%) et efficacité (37%) sont les paramètres déterminant dans le choix du pesticide (Fig. 14)

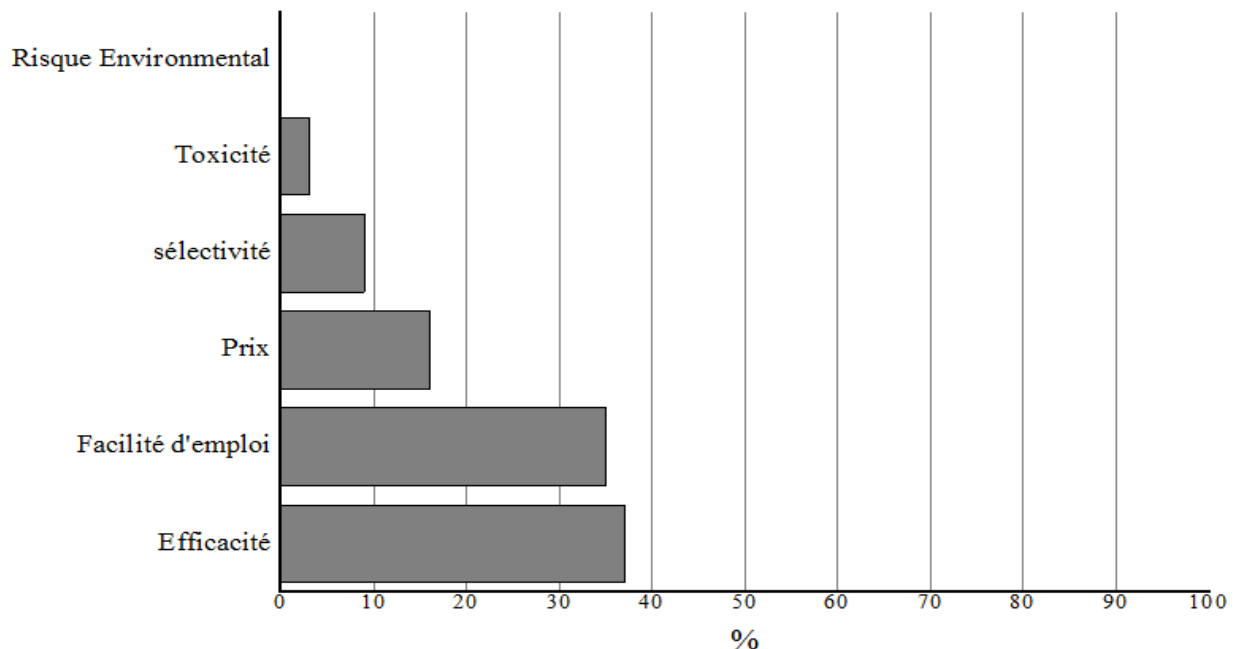


Figure 14: Critères de choix des pesticides

1.3. Pratiques phytosanitaires

1.3.1. Management des produits phytosanitaires

L'utilisation des pesticides sur les cultures obéit aux règles des BPA qui contribuent à garantir la sécurité sanitaire des aliments et la protection de l'environnement des conséquences néfastes résultant d'un mésusage. Parmi ces règles, figure l'application des produits phytosanitaires qu'en cas de stricte nécessité.

D'après les agriculteurs rencontrés, la fréquence d'utilisation des pesticides dépend essentiellement de la présence des maladies et des ravageurs (72%) d'une part, et du climat d'autre part (vent et pluie). En effet, lors de forte attaque parasitaire, les traitements peuvent se faire 2 ou 3 fois par semaine, selon le type et la résistance du ravageur. Par contre, en faible présence ou même en absence d'attaque, le traitement se fait une fois par 15 jours ou par mois juste par prévention (Tab. 11).

Les solutions de pesticides préparées sont appliquées sur les cultures principalement au moyen de pulvérisateurs (66%) et accessoirement par épandage (34%).

La plupart des agriculteurs avaient une attitude inappropriée à l'égard de l'utilisation des équipements de protection individuelle.

Par conséquent, seulement 19% des agriculteurs ont convenu que ces équipements sont nécessaires dans l'agriculture au moment de la pulvérisation, mais aussi lors du mélange (préparation des bouillies). Cependant, 81% d'entre eux déclarent que l'utilisation des outils lors de la préparation des mélanges n'est pas pratique, et préfèrent mélanger les préparations à la main.

Tableau 11: Quelques aspects du management des produits phytosanitaires.

Quantité	fréquence %
Dépend des instructions du fabricant	3
Dépend du pesticide	21
Dépend de la spéculation	4
Dépend de la pression parasitaire	72
Moyen d'application	
Pulvérisateurs manuel	66
Pulvérisateurs moderne (tracté)	34
Préparation	
Contact direct	81
Utilisation d'appareil	19
Dosage	
Dosage respecté	83
Surdosage	17

1.3.2. Mesures de sécurité prises lors et après traitement

Dans le tableau 12, nous décrivons les mesures de prévention prises par les personnes ayant un contact direct avec des pesticides. Au total, 47 participants (47%) ne prennent aucune mesure de protection, alors que seulement 15% portent la tenue complète de protection. Parmi les moyens de protection que les agriculteurs utilisent, 13 d'entre eux, soit 13% portent la combinaison uniquement. La protection des mains (port des gants) est respectée par 11% d'entre eux.

Quant aux distributeurs, la majorité (81%) affirment utiliser au minimum un moyen de protection, tel que des gants ou un tablier.

En termes de résistance corporelle aux pesticides, un total de 28% des agriculteurs et 37% des vendeurs ont convenu que leur corps serait résistant aux pesticides et qu'ils sont en bon état de santé.

Les participants à ce questionnaire ont été interrogés sur les symptômes de toxicité liés aux pesticides ; la plupart ont signalé des irritations des yeux, des maux de tête, des étourdissements (malaise), de la toux et une inflammation de la peau.

Le traitement réservé aux emballages vides n'était pas non plus adéquat. En effet, les ouvriers agricoles stockent les contenant pour les réutiliser pour y placer de l'eau ou des aliments (9%), les brûler (39%), mais la majorité des sujets jetteraient ces déchets (spécialement pour les petits sachets) dans l'environnement, ou avec les autres déchets (26%) et seulement 6% d'entre eux restituent les emballages vides aux distributeurs de produits phytosanitaires. Ces derniers ont déclaré jeter les emballages avec les déchets urbains.

Tableau 12 : Type d'équipement de protection porté lors de la manipulation des pesticides et nature des symptômes de toxicité ressentis

Variante	Fréquence	
	Agriculteurs	Distributeurs
EPI		
Aucune protection	47	15
Protection minimale*	39	81
Combinaison complète	15	4
Symptômes de toxicité		
Nausée	41	18
Réaction cutanée	41	38
Picotements aux yeux	50	31
Malaise	39	14
Aucun	28	37
Gestion des emballages		
Brulés	39	--
Abandonnés	20	--
Jetés	26	65
Stockés	9	--
Rendus	6	26
Vendus	--	9
Produits périmés		
Brulés	--	27
Jetés	--	65
Rendus	--	8

*Protection minimale : pantalons et chemises à manches longues (ou combinaisons) et gants.

Selon l'ACM liée au comportement des producteurs lors des traitements phytosanitaires (Fig. 15), sur l'axe 1, les contributions, sont celles de l'état sanitaire (pratiquement 81%), absence et présence de protection (près de 79%), de l'utilisation d'appareils (un peu plus de 43%) (annexe 3). En observant le graphique, nous remarquons, que l'axe 1 discrimine les agriculteurs ne présentant aucun symptôme après application des pesticides suite à leur respect des mesures d'hygiène (port EPI et utilisation d'appareils) à droite, et ceux ayant eu au moins un malaise à gauche à cause de leur mauvaise pratique phytosanitaire. Cet axe peut donc être l'interpréter essentiellement comme l'axe d'opposition entre les agriculteurs sains et malades. Les modalités repérées ci-dessus (fortes contributions à l'axe 1) sont proches des agriculteurs n'ayant aucun symptôme, est le port d'équipement de protection complet ; la modalité proche des agriculteurs présentant un malaise, est le contact direct avec les produits. Ainsi, le facteur prépondérant du malaise est le contact avec les pesticides sans protection (autrement dit, le non-respect des bonnes pratiques phytosanitaires).

Sur l'axe 2, les contributions les plus importantes sont celles du niveau de protection (un peu plus de 82 %) et des consultations (un peu plus de 34 %). Nous remarquons encore une nette discrimination, selon cet axe, entre les agriculteurs ayant nécessité une consultation médicale suite à l'utilisation des pesticides en haut, et ceux n'ayant fait aucune visite chez le médecin en bas. Les agriculteurs n'utilisant aucun moyen de protection sont ceux qui négligent les moyens de protection individuels.

Ces résultats suggèrent que les mesures d'hygiène lors de la préparation et l'application des pesticides peuvent avoir un effet direct sur la santé des producteurs.

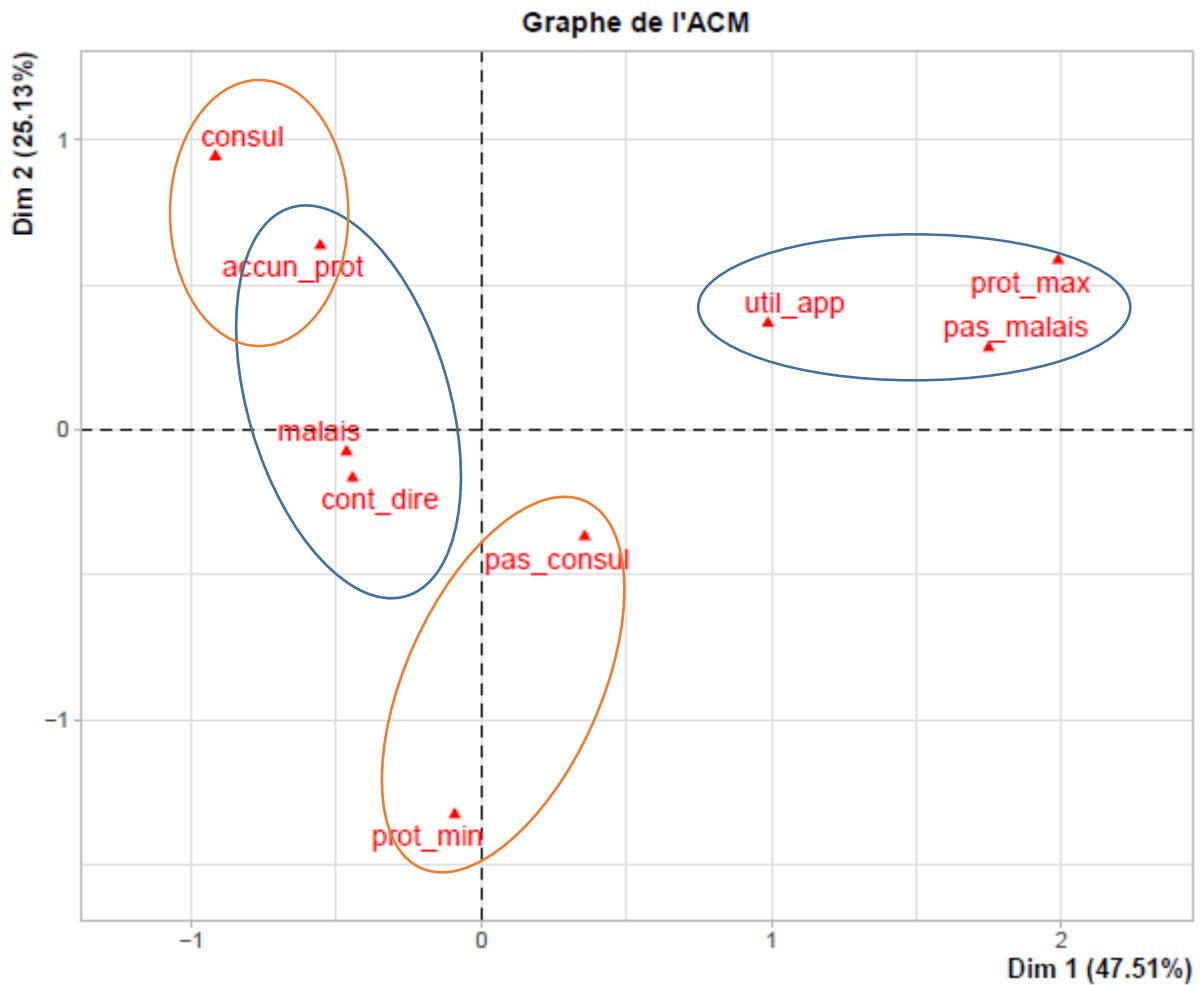


Figure 15: Analyse des Correspondances Multiples (ACM) entre les attitudes des agriculteurs lors des traitements phytosanitaires et leur état sanitaire après traitement

Concernant l'ACM relative à la gestion des emballages des produits phytosanitaires et la formation sur les bonnes pratiques phytosanitaires (Fig. 16), sur l'axe 1, les contributions sont celles de gestion des emballages (presque 81%), et les agriculteurs ayant fait une formation sur l'utilisation des produits phytosanitaires (84%) (annexe 4). En observant le graphique, nous remarquons, que cet axe discrimine les agriculteurs qui ont restitué les emballages des produits après utilisation à droite, et ceux ayant d'autres moyens de gestion (brûlés, usage, dépôt sur site) à gauche. Il peut donc être interprété essentiellement comme l'axe d'opposition entre les agriculteurs formés sur les pratiques d'utilisation des pesticides et ceux n'ayant pas eu de formation.

Sur l'axe 2, les contributions les plus importantes sont celles de la gestion des emballages (un peu plus de 73%) et le dosage (un peu plus de 32 %). Nous remarquons encore une nette discrimination, selon l'axe 2, entre les agriculteurs respectant les doses prescrites sur les produits en bas, et ceux qui surdosent en haut sans que cela ne soit clairement lié à la formation. De même, la pratique des agriculteurs en matière de gestion des emballages et le dosage était en corrélation avec leurs connaissances et leur attitude.

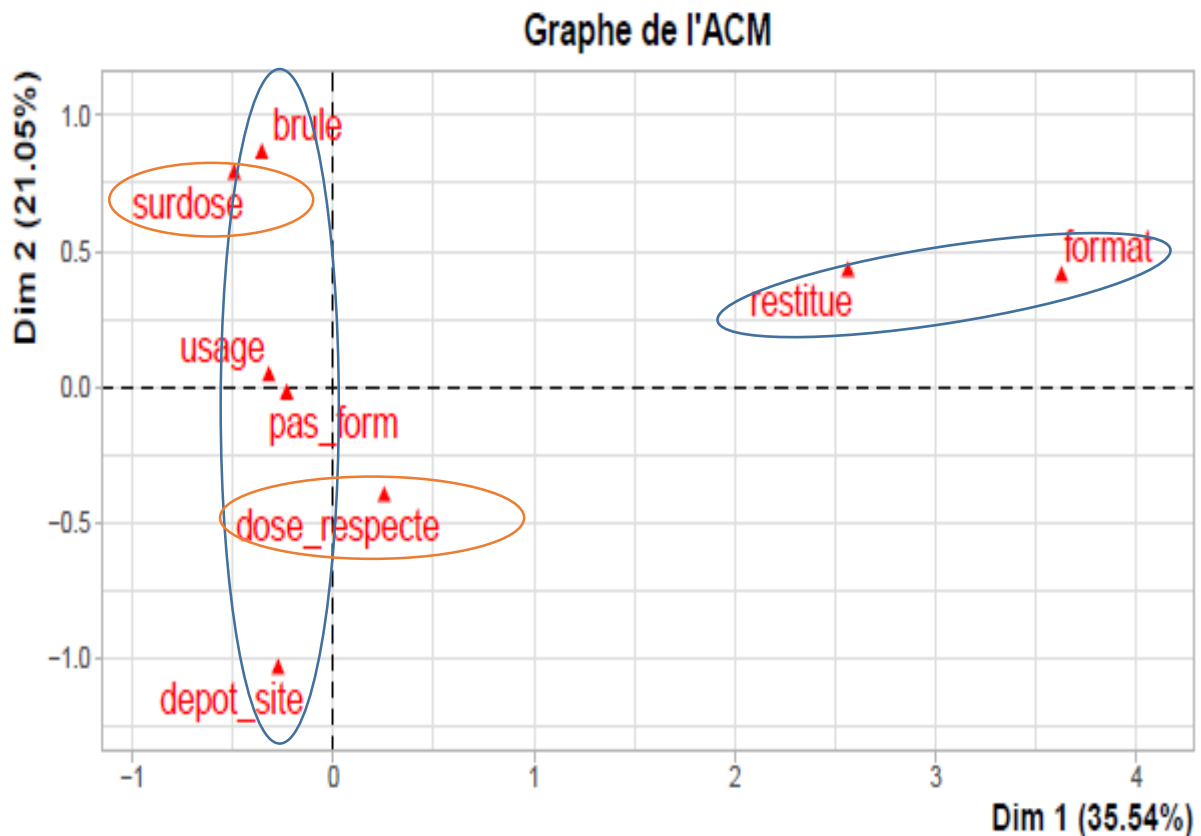


Figure 16: Analyse des Correspondances Multiples (ACM) entre le dosage, la formation des agriculteurs et la gestion des emballages des produits phytosanitaires.

2. Propriétés physiques et chimiques des sols

Les résultats obtenus après analyse sont représentés dans les tableaux 13 et 14.

2.1. Granulométrie

Le tableau 13 représente les résultats de l'analyse granulométrique des quatre régions d'étude en taux d'argile (A), de limon fin (LF), de sable fin (SF), de limon grossier (LG) et de sable grossier (SG).

La teneur en sable la plus élevée est enregistrée dans la parcelle de Tizi-Gheniff, elle est suivie par celles de Beghlia, Dellys et la parcelle de Chamllal. Les limons, par contre, présentent des teneurs plus élevées dans la parcelle de Chamllal, suivie par Dellys et Tizi-Gheniff, et, enfin, Beghlia. Cette analyse nous permet de voir que les sols de Chamllal, Beghlia et Dellys appartiennent à la classe texturale Argilo-limoneuse, par contre ceux de Tizi-Gheniff appartiennent à la classe limono-sableuse.

Tableau 13 : Analyse granulométrique du sol des quatre régions d'étude

	% ARGILE	%LF	%LG	%SF	%SG
CHAMLLAL	44,58	30,55	18,02	4,81	2,04
DELLYS	44,6	26,43	14,92	6,22	7,83
TG	19,87	23,92	17,21	23,69	15,31
BEGHLIA	38,7	21,53	13,45	13,44	12,88

2.2. Propriétés chimiques du sol

Le pH des sols des différentes parcelles varie de 7,90 à 10,82 (Tab. 14). Nous constatons que durant la période avant traitement BT (premier échantillonnage), les pH des sols sont bas et lors des traitements DT, ils sont les plus élevés, et ce, indépendamment de la région d'étude. Les pH des sols peuvent être classés dans la catégorie légèrement alcaline, excepté le sol de Tizi-Gheniff qui présente un pH fortement alcalin durant les traitements par les pesticides.

Les teneurs en carbone organique des sols des parcelles d'étude sont très faibles selon la classification de Landon (1991) (> 20% très élevé, 10-20% élevé, 4-10% moyen, 2-4% faible et < 2% très faible).

Les sols des quatre parcelles, et durant les trois périodes d'échantillonnage, présentent des teneurs très faibles en matière organiques (MO<14%). Nous remarquons que dans la région de Dellys, nous avons le taux le plus élevé de matière organique allant de 2.11 à 3.08% et le taux le plus faible a été enregistré dans les parcelles de Beghlia et Tizi Gheniff, avec de légères variations allant de 0.84 à 1.82% et de 0.84 à 1.87%, respectivement.

La teneur en azote total des sites étudiés était très élevée selon la classification de Landon (1991). Les plus faibles teneurs en azote du sol étant enregistrées lors de la deuxième période d'échantillonnage.

Le dosage des carbonates de calcium a montré que les taux de calcaire ne sont pas importants. D'après les normes d'interprétations de Baize, (1988) (Annexe 5), les sols des stations de Chamllal sont calcaires. Quant aux sols de Tizi-Gheniff, ils sont pauvres en calcaire. Néanmoins, nous remarquons une même tendance des teneurs en calcaire qui diminuent lors de la deuxième période (DT) correspondant à l'application des pesticides.

Tableau 14 : Caractéristiques chimiques des sols des quatre régions en fonction des périodes de prélèvement

		CHAMLLAL	BEGHLIA	DELLYS	TIZI GHENNIF
pH	BT	8,17	8,04	7,9	7,17
	DT	8,28	8,21	7,98	10,82
	AT	8,34	8,34	7,89	7,41
C%	BT	0,533	0,492	1,23	0,492
	DT	1,24	1,13	1,64	1,11
	AT	1,31	1,06	1,79	1,09
MO%	BT	0,91	0,84	2,11	0,84
	DT	2,13	1,94	2,82	1,91
	AT	2,25	1,82	3,08	1,87
N%	BT	2,9	2,91	2,81	1,46
	DT	2,01	2,12	2,11	1,46
	AT	2,25	1,86	2,81	1,46
C/N	BT	0,18	0,17	0,44	0,34
	DT	0,62	0,53	0,78	0,76
	AT	0,58	0,57	0,64	0,75
CT%	BT	9,16	8,75	6,25	4,58
	DT	8,13	8,63	3	2,5
	AT	5	10,13	2,88	2
CE (mmhos/cm)	BT	0,15	0,1	0,1	0,1
	DT	0,16	0,24	0,12	0,1
	AT	0,16	0,17	0,17	0,1
H%	BT	6,38	5,9	7,27	2,51
	DT	7,39	4,93	7,28	2,51
	AT	7,91	4,54	6,62	2,51

3. Répartition des IFT

Les indices de fréquence de traitement enregistrés pour les parcelles de vigne varient considérablement entre les régions, avec une forte dynamique spatiale entre les régions sur l'ensemble des IFT calculés : fongicides, insecticides et total.

D'après la figure 17, nous constatons que les IFT fongicides sont plus élevés que les IFT insecticides et ce indépendamment de la région. La valeur IFT fongicides et insecticides les plus élevées sont enregistrées dans la région de Beghlia avec une valeur de 33,71 et la plus faible est enregistrée dans la région de Chamllal. En ce qui concerne, les insecticides, les résultats montrent une très faible utilisation, ils sont recensés uniquement dans trois régions, néanmoins, la station de Beghlia enregistre toujours le taux le plus élevé (11,33%). D'après ces résultats, nous pouvons conclure qu'il y'a une très forte tendance pour les fongicides dans les parcelles viticoles.

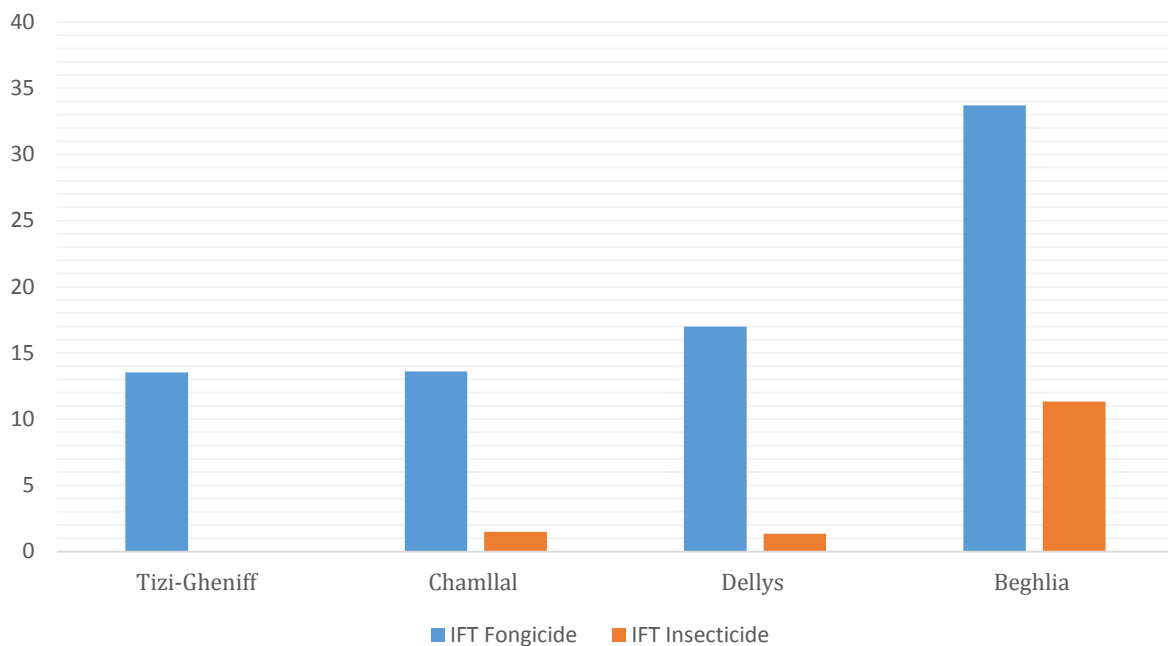


Figure 17 : Répartition des IFT selon le type de pesticide en fonction des quatre sites

De la même manière que les autres IFT, les valeurs de l'IFTt (total) des quatre parcelles varie considérablement entre les régions, avec des fluctuations très importantes. La figure 18 nous montre que l'IFT total vigne est très important au niveau de Beghlia, comparé aux trois autres régions, qui présentent des IFT totaux assez proches, et très réduits dans la région de Tizi-Gheniff. Il convient de noter que la variation de l'IFTt est corrélée à celle des fongicides puisqu'ils constituent plus de la moitié des pesticides appliqués.

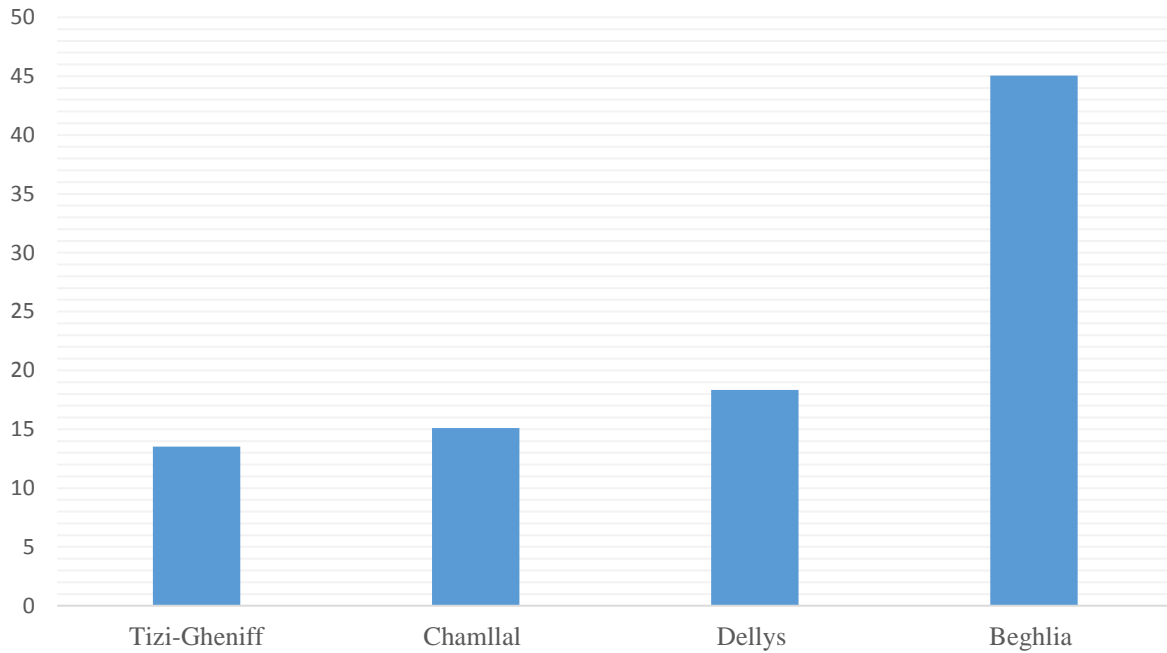


Figure 18 : IFT total des cultures enquêtées sur les quatre sites

4. Différents types de pesticides utilisés

Lors de notre analyse sur les quatre vignobles, nous avons recensé l'utilisation de deux types de pesticides (herbicides et fongicides), leur proportion d'utilisation change d'une région à une autre. Néanmoins, les fongicides restent la gamme de pesticides la plus utilisée pour la vigne dans toutes les régions, avec des taux de 94.74% pour Dellys, 83.33% pour Beghlia, 100% pour Tizi-Gheniff et 94.74% pour Chamllal (Tab. 15).

Tous les pesticides sont constitués d'une ou plusieurs matières actives. Ces dernières ont permis de diviser les pesticides en différentes familles chimiques. Ainsi, le tableau 7 montre le pourcentage d'utilisation des pesticides en fonction des matières actives et des familles chimiques.

La région de Beghlia se caractérise par l'utilisation du plus grand nombre de pesticides. En effet, les fongicides utilisés sont composés de 22 matières actives différentes. S'agissant des insecticides, quatre matières actives seulement ont été notées à savoir Abamectine, Acetamipride, Chlorpyrifos et Diméthoate.

Concernant la région de Dellys, les fongicides utilisés sont composés de 8 matières actives, avec la dominance du Fosetyl-aluminium, Folpet, et Hexaconazole atteignant un taux d'utilisation de 22.22% contre 5,56% pour le reste des matières actives. Les insecticides, quant à eux, comptabilisent une seule matière active à savoir Lambda-cyhalothrine avec un même taux de 5.56%.

Pour Chamllal ,13 matières actives composent la classe des fongicides avec la dominance de cinq matières actives différentes qui sont le Iprovalicarbe, Oxychlorure de cuivre, Boscalid, Fosetyl-aluminium et Kresoxim-methyl avec un taux de 10,53%. Ces trois dernières sont également les plus utilisées dans la station de Tizi-Gheniff mais avec un taux d'utilisation différent (19.04%).

A Tizi-Ouzou, les pesticides les plus utilisés appartiennent à la famille chimique des phtalmides et strobilurines, avec 23,81% au niveau de la station de Tizi-Gheniff, et les substances inorganiques (27.78%) au niveau de la parcelle de Chamllal. Quant aux pesticides recensés au niveau de Boumerdès, les Organophosphorés et les substances inorganiques sont les plus utilisés avec un même taux de 11.90% ainsi que les phtalmides au niveau de la station de Dellys (27.78%).

Tableau 15 : Pesticides utilisés par les ouvriers agricoles ; et classes toxicologiques selon OMS (WHO, 2020)

Wilaya	Régions	Familles Chimiques	fréquence %	Matières Actives	Fréquence %	classe OMS	
Tizi-Ouzou	<u>Tizi-Gheniff</u>	Fongicides 100%	Benzamides	14,29	Fluopicolide	14,29	U
			Carbamate	4,76	Metirame	4,76	U
			Carboxamides	19,05	Boscalid	19,05	U
			Dinitrophényles	4,76	Meptyldinocape	4,76	III
			Inorganic substance	4,76	Sulfate teracuivrique tricalcique	4,76	II
			Phosphonate	19,05	Fosetyl-aluminium	19,05	U
			Phtalimides	23,81	Folpet	4,76	U
					Captan	19,05	U
			Strobilurine	23,81	Kresoxim-methyl	19,05	III
					Pyraclostrobine	4,76	II
	<u>Chamllal</u>	Fongicides 94,74%	Spirocétalamines	5,26	Spiroxamine	5,26	II
			Benzamides	5,26	Fluopicolide	5,26	U
			Carbamates	10,53	Iprovalicarbe	10,53	U
			Carboxamides	10,53	Boscalid	10,53	U
			Inorganic substance	21,05	Oxychlorure de cuivre	10,53	II
					Soufre	5,26	
					Sulfate teracuivrique tricalcique	5,26	II
			Phosphonate	10,53	Fosetyl-aluminium	10,53	U
			Phtalimides	10,53	Folpet	5,26	U
					Captan	5,26	U
			Strobilurine	15,79	Kresoxim-methyl	10,53	III
					Trifloxystrobine	5,26	U
		Thiophanates	5,26	Thiophanatemethyl	5,26	U	
	Insecticides 5.26%	Organophosphorés	5,26	Dimethoate	5,26	II	

Wilaya	Régions	Familles Chimiques	fréquence %	Matières Actives	Fréquence %	classe OMS		
BOUMERDES	<u>Dellys</u>	Fongicides 94,74%	carbamates	5,56	Iprovalicarbe	5,56	U	
			Inorganic substance	16,67	Oxychlorure de cuivre	5,56	II	
					Soufre	5,56		
					Sulfate teracuivrique tricalcique	5,56	II	
			Phosphonate	22,22	Fosetyl-aluminium	22,22	U	
			phtalimides	27,78	Folpet	22,22	U	
					Captan	5,56	U	
			triazoles	22,22	Hexaconazole	22,22	III	
			Insecticides 5,56%	pyréthrinoïdes	5,56	Lambda-cyhalothrine	5,56	II
	<u>Beghlia</u>	Fongicides 83,33%	acétamides	4,76	Cymoxanil	4,76	II	
			Acyalanines	2,38	Metalaxyl-m	2,38	II	
			Amides	2,38	Fluopicolide	2,38	U	
			benzamides	2,38	Fluopyram	2,38	III	
			carbamates	16,67	Carbendazim	2,38	U	
					Iprovalicarbe	4,76	U	
					Thiophanate methyl	7,14	U	
			Mancozebe	2,38	U			
			Hydroxyanilides	2,38	Fenhexamid	2,38	U	
			Imidazolinone	2,38	Fenamidone	2,38	III	
			Inorganic substance	11,90	Oxychlorure de cuivre	7,14	II	
					Soufre	4,76		
			phénylpyrroles	2,38	Fludioxonil	2,38	U	
Phosphonate	7,14	Fosetyl-aluminium	7,14	U				

	phtalimides	7,14	Folpet	2,38	U
			Captan	4,76	U
	spirocétalamines	2,38	Spiroxamine	2,38	II
	Strobilurine	9,52	Azoxystrobine	7,14	U
			Trifloxystrobine	2,38	U
	triazoles	9,52	Difenoconazole	7,14	II
			Tebuconazole	2,38	II
Insecticide s 16,67%	avermectines	2,38	Abamectine	2,38	Ib
	néonicotinoïdes	2,38	Acetamipride	2,38	II
	organophosphorés	11,90	Chlorpyrifos	4,76	II
			Dimethoate	7,14	II

Ia = extrêmement dangereux ; Ib = très dangereux ; II = modérément dangereux ; III = légèrement dangereux ; U = peu susceptible de présenter un danger aigu en usage normal ; FM = fumigant, non classé ; O = obsolète en tant que pesticide, non classé.

5. Quantification de la contamination

Cette partie est consacrée à la présentation des résultats issus de l'exploitation des données provenant de l'analyse de 36 échantillons de sol et 12 échantillons de fruits. Ces derniers ont été collectés sur les quatre sites retenus pour l'étude à savoir Dellys, Beghlia, T-Gheniff et Chamllal. L'échantillonnage a été réalisé durant trois campagnes qui ont eu lieu alternativement avant, pendant et après traitement par les produits phytosanitaires.

5.1. Contamination des sols

Les concentrations en résidus de pesticide, dans les sols, obtenues au niveau des quatre sites sur les trois campagnes présentent une grande variabilité entre les points de prélèvement au sein d'un même site et entre les sites. Cette variabilité est illustrée par la figure 19 qui représente les concentrations en résidus de pesticide totaux des différents points de prélèvement numérotés de 1 à 9 par site et par campagne.

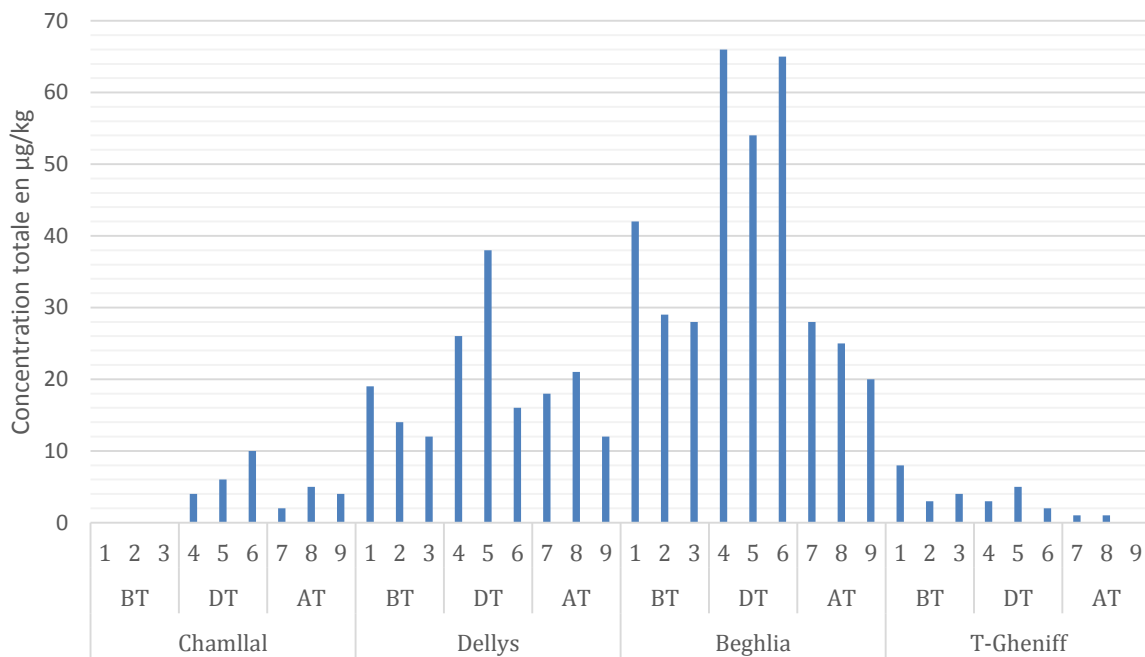


Figure 19: Concentrations en résidus de pesticides totaux des points de prélèvement de sol numérotés de 1 à 9 par site et par campagne

Des profils de concentration très différents entre les points de prélèvement de sol au niveau des quatre sites étudiés, ont été notés. Ces observations sont également valables pour les fruits. En réalité, cette variabilité semble être une caractéristique principale de l'étude de la contamination de ces matrices telle que rapportée par plusieurs auteurs.

Les comportements des matières actives peuvent dépendre, dans une grande mesure, des intervalles entre les périodes d'application et le moment de l'échantillonnage. En effet, la demi vie des pesticides joue un rôle essentiel dans leur devenir d'où la pertinence de l'étude des variations temporelles des teneurs en résidus. Les différents sites investigués présentaient une certaine analogie dans les profils de concentration (Fig. 20), montrant des teneurs en résidus de pesticides très élevées lors de la période des traitements (DT), avec une tendance à diminuer lors de la période après traitement (AT). La période post-traitement (BT) reste celle qui présente les concentrations les plus faibles indépendamment de la région d'étude exceptée la parcelle de T-Gheniff où les concentrations étaient plus élevées lors de la période post-traitement (BT).

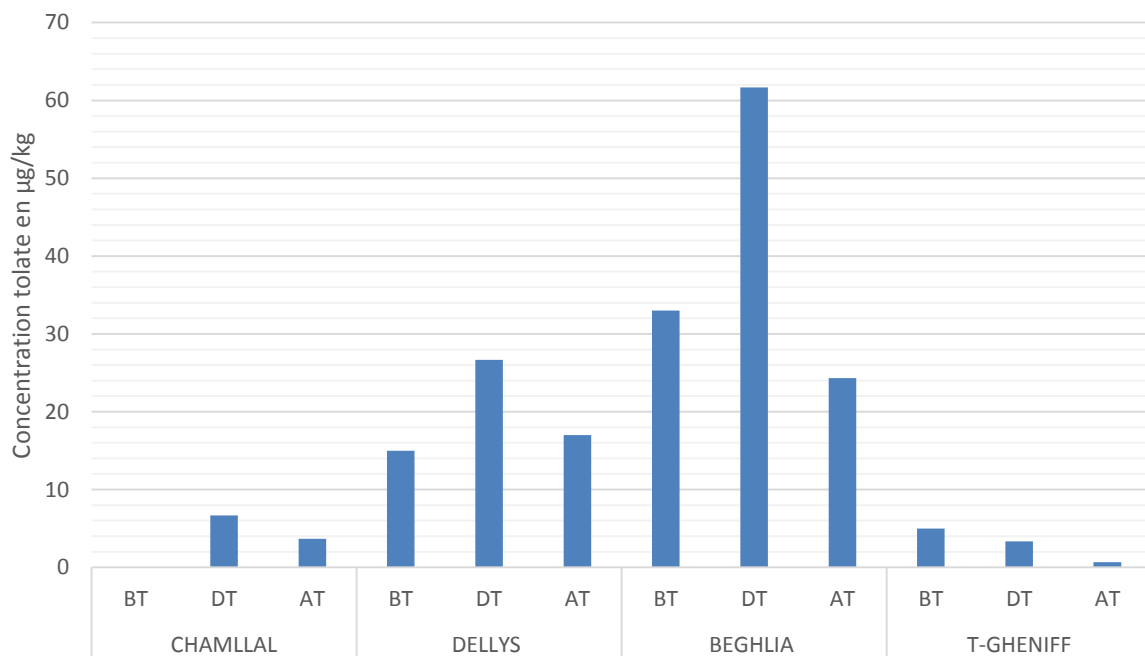


Figure 20 : Concentrations totales en résidus de pesticides des sols des différents sites

Les différents sites de prélèvement investigués présentent un nombre variable de substances détectées dont plusieurs peuvent atteindre des concentrations très élevées. Le tableau 16 rapporte la répartition des échantillons selon le nombre de substances détectées et selon les sites.

Tableau 16 : Nombre de matières actives retrouvées par échantillon dans les différents sites

Nombre de matières actives	Pourcentage d'échantillons			
	Chamllal	Dellys	Beghlia	T-Gheniff
0	33,33	0,00	0,00	0,00
1	55,56	0,00	0,00	33,33
2	11,11	55,56	0,00	55,56
3	0,00	44,44	11,11	0,00
4	0,00	0,00	88,89	0,00

Ainsi, 50% des échantillons présentaient au moins une substance à des niveaux quantifiables au niveau des sites de Chamllal, Dellys et T-Gheniff. En moyenne, trois pesticides ont été détectés par échantillon positif. Le nombre maximal de pesticides détectés est de 4 retrouvés dans près de 90% des points de prélèvement de la parcelle de Beghlia (annexe 6).

La figure 21 représente les concentrations moyennes et les écart-types des matières actives dans les sols en fonction du site. Toutes les molécules sont prises en comptes (détectées et non détectées) et tous les pesticides sont donc représentés. L'ordre d'apparition des molécules sur la figure a été obtenu en faisant la moyenne des concentrations par site et par période d'échantillonnage.

Le nombre de pesticides détectés est variable d'un site à l'autre. Ainsi, quatre matières actives ont été retrouvées au niveau du site de Beghlia durant les trois périodes d'échantillonnage, trois à Dellys à des niveaux quantifiables et deux matières actives dans le site de Chamllal. Quant au site de Tizi-Gheniff, une matière active a été détectée lors de la période BT et deux matières durant chacune des périodes DT et AT.

Concernant les concentrations des molécules actives détectées, des divergences sont à nouveau remarquées dans les profils des régions ; le site de Beghlia présente des concentrations supérieures aux autres régions. Les quatre matières actives détectées suivaient l'ordre Lambda Cyhalothrin > Azoxystrobine > Dimethoate > Chlorpyrifos. La parcelle de Dellys vient en deuxième position avec des concentrations légèrement inférieures et respectant l'ordre Lambda Cyhalothrin > Azoxystrobine > Penconazole.

Des concentrations très réduites des résidus des substances actives est remarquée au niveau des sites de Chamllal, et Tizi-Gheniff avec respectivement l'ordre Lambda Cyhalothrin > Azoxystrobine, et Diméthoate > Azoxystrobine.

En relation avec les niveaux de concentration moyenne dans les sols, on peut distinguer deux groupes de matières actives. Un premier groupe est constitué par les pesticides retrouvés à des concentrations élevées et qui comprend, le diméthoate, l'azoxystrobine, la λ -cyhalothrine, et le chlorpyrifos). Ces molécules ont été retrouvées à des concentrations supérieures à 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sur la majorité des prélèvements. Le deuxième groupe, constitué par le Penconazole, a enregistré des concentrations plus faibles que les pesticides du groupe précédent ne dépassant pas 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sur tous les sites investigués, et l'Hexaconazole détecté mais au-dessous du seuil de quantification.

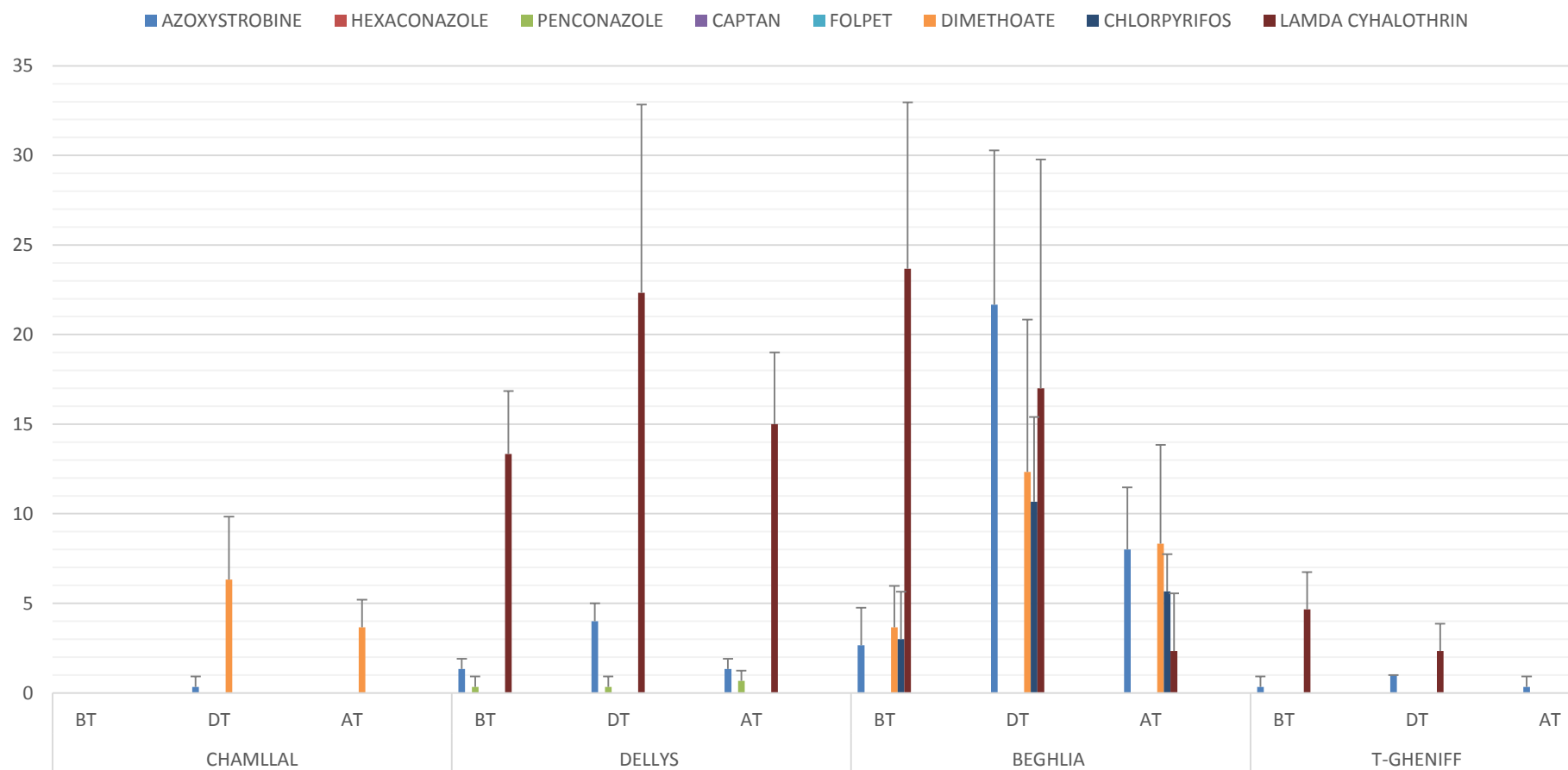


Figure 21 : Concentrations moyennes des matières actives dans les sols en fonction du site

5.2. Contamination des fruits

L'exploitation des données des analyses sur l'ensemble des sites a fourni les résultats des niveaux de concentrations en résidus de pesticide des raisins représentés sur la figure 22

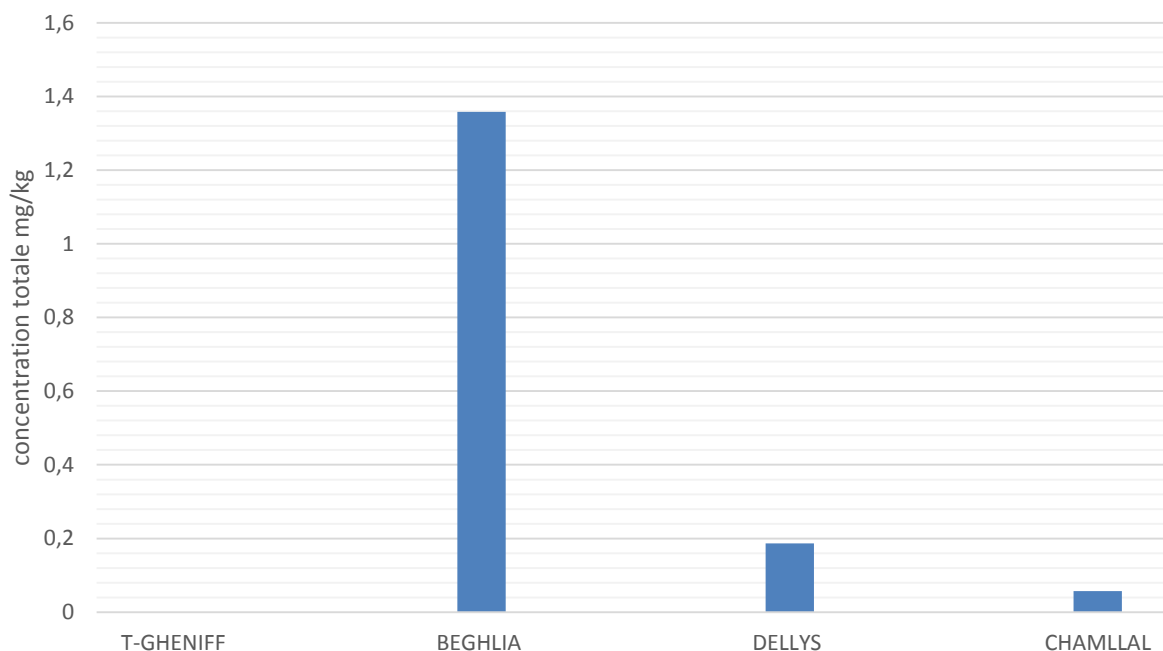


Figure 22 : Concentrations totales en pesticides dans le raisin des différents sites

Le niveau de contamination est beaucoup plus élevé pour le site de Beghlia par rapport à Dellys et Chamllal. Concernant la parcelle de T-Gheniff, les fruits ne présentent aucune contamination aux résidus de pesticides aux seuils quantifiables.

Les taux de contamination et de dépassement des LMR sont représentés sur la figure 23 pour les différentes matières actives (ordre d'apparition correspondant à leurs concentrations moyennes calculées sur l'ensemble des sites).

Dans l'optique de pouvoir comparer les résultats obtenus aux LMR, les différentes matières actives ont été présentées séparément.

On peut observer que les matières actives responsables de la contamination des raisins sont, essentiellement, le diméthoate, le chlorpyrifos et la λ -cyhalothrine. Ces pesticides correspondent aux principaux contaminants détectés dans les sols. De plus, ils faisaient partie des pesticides les plus cités par les agriculteurs.

La distribution du nombre de pesticides retrouvés par échantillon diffère en fonction des sites. Ainsi, au moins un résidu de matière active a été quantifié dans 75 % des échantillons des fruits (annexe 6).

Des profils de contamination très divergents ont été notés entre les sites ; celui de T-Gheniff ne présente aucune matière active quantifiable comme cela a été noté précédemment.

Le nombre de matières actives quantifiées était de 3 (le diméthoate, le chlorpyrifos, l'azoxystrobine) dans les raisins de Beghlia contre 1 seule matière active, λ -cyhalothrine et diméthoate respectivement dans les raisins de Dellys et Chamllal.

Les niveaux de concentrations par pesticide du raisin de Beghlia étaient supérieurs aux LMR sauf pour l'azoxystrobine. La concentration moyenne maximale était de 0,5 mg/kg pour le chlorpyrifos et 0,05 mg/kg pour le diméthoate tandis qu'elle ne dépasse pas 0,5 mg/kg et 0,02 mg/kg pour les LMR. Pour les deux autres sites, la λ -cyhalothrine, le chlorpyrifos, dans une moindre mesure, ont été retrouvés avec de plus faibles concentrations. Comme nous l'avons déjà rappelé ci-dessus, ces molécules faisaient partie des plus citées par les agriculteurs. Elles ont, aussi, enregistré des concentrations élevées dans le sol. Ainsi, la présence de leurs résidus à de fortes concentrations témoigne de leur application fréquente et de manière consistante.

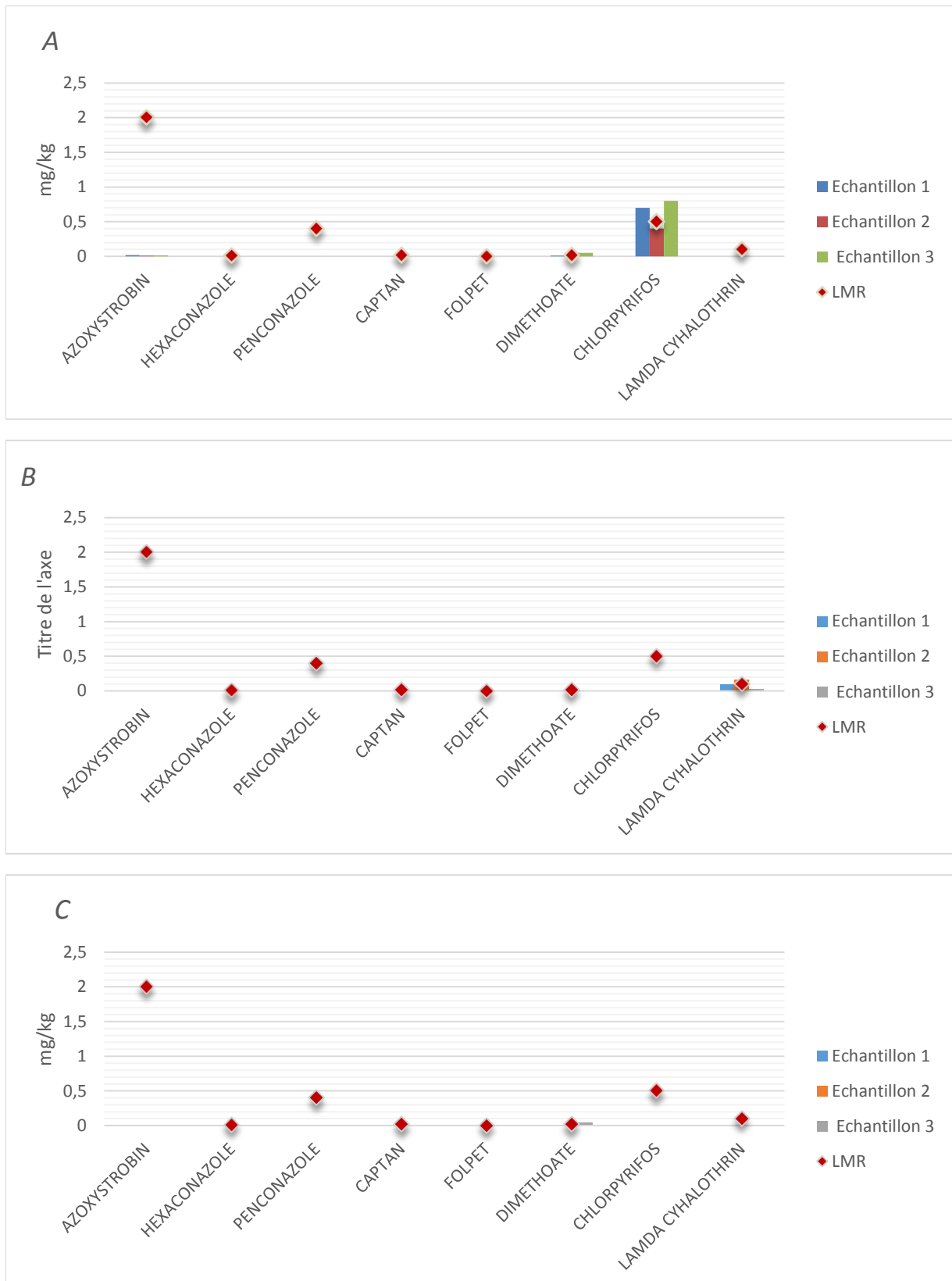


Figure 23: Concentrations moyennes en résidus de matière active et leur LMR des différentes stations : A : Beghlia, B : Dellys et C : Chamllal

6. Evolution de la faune du sol

Cette partie illustre les résultats de l'évaluation de la dynamique temporelle de la macro et de la mésofaune du sol au cours de différentes périodes de traitement aux pesticides, dans les deux vignobles où la contamination du sol est la plus importante à savoir Beghlia et Dellys.

6.1. Beghlia

6.1.1. Réponse globale de la communauté d'invertébrés

En considérant la dynamique temporelle de la structure de la communauté, les communautés de macro et de mésofaune du sol en mars, mai et août étaient clairement différentes les unes des autres. En mars, un total de 3354 individus a été recensé avant le traitement pesticide (BT), dont 3295 taxons de mésofaune et 59 taxons de macrofaune. En mai, une forte diminution de la mésofaune a été enregistrée avec 224 individus et quasi absence de la macrofaune pendant l'application du pesticide (DT). Ensuite, une augmentation a été observée après le traitement pesticide, où nous avons compté 39 et 480 individus respectivement pour la macro et la mésofaune.

Parmi les différents invertébrés présents dans le sol, nous avons enregistré, pour l'embranchement Arthropoda, les classes des Collembola, Diplura, Insecta, Arachnida, Diplopoda, Chilopoda, Symphyla, Pauropoda, Acari et Malacostraca. Une seule classe, par contre, est inventoriée pour l'embranchement Annelida qui est celle des Clitellata. Parmi les différentes classes présentes dans le sol, celle des acariens représente 68,24% de la faune totale de la première période d'échantillonnage (BT), suivie par la classe des Collembola (20,34%). Les Mesostigmata ont enregistré le pourcentage le plus élevé (31,46%) parmi la classe des Acari et les Poduromorpha étaient les plus abondants (12,68%) parmi la classe des Collembola (Tab. 17).

Tableau 17: Effets des traitements pesticides sur l'abondance des invertébrés du sol Beghlia (moyenne ± écart type)

	Traitement		BT			DT			AT			
	Profondeurs		P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
Mesofauna	Collembola	Entomobryomorpha	14.2± 6.14	10.6± 6.69	26.6± 17.18	0.2± 0.44	0± 0	0.2± 0.44	5± 7	3± 3.74	5.4± 7.4	
		Poduromorpha	23.2± 15.2	20.8± 21.13	41± 54.39	0.4± 0.89	0.8± 1.78	0± 0	18.8± 22.02	5.2± 6.14	1.8± 3.03	
	Diplura	Dicellurata	1.2± 1.78	1.2± 1.3	1.8± 1.78	0± 0	0± 0	0.2± 0.44	0.4± 0.54	0.2± 0.44	0.2± 0.44	
		Rhabdura	1.6± 2.07	1.4± 2.6	1± 1	0± 0	0.2± 0.44	0.2± 0.44	0.2± 0.44	0.8± 1.09	0± 0	
	Symphyla		0.4± 0.54	0.4± 0.89	0.4± 0.54	0± 0	0± 0	0± 0	0.2± 0.44	0± 0	0.4± 0.89	
	Paupoda		12.6± 6.58	11± 6.7	2.8± 3.7	0± 0	0± 0	0± 0	0.8± 1.3	2.2± 4.38	1.8± 2.68	
	Acari	Mesostigmata	133± 206.38	47.8± 63.06	30.2± 15.31	4.33± 5.27	2.66± 2.19	6.5± 3.57	13± 15.81	5.6± 7.56	11± 14.84	
		Ixodida	14.8± 13.59	23± 16.38	7± 7.81	22± 18.74	1± 0.54	1± 7.15	1± 4.61	1± 3.049	1± 2.68	
		Oribate	21± 40.91	0± 0	0± 0	5.33± 5.63	0.33± 0.44	0± 0	0± 0	1.33± 1.78	1± 0.89	
		Holothyrida	94.6± 174.82	72± 104.56	14.2± 15.38	19.33± 19.57	1.33± 1.3	0± 0	1± 1.34	1.33± 1.78	2± 1.78	
		Prostigmata	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	1± 0.89	
	Insecta	Metastigmata	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	2± 1.78	
		Hemiptera	Hemiptera	15.6± 16.53	3.2± 2.38	1± 0.44	2.33± 1.67	0.5± 0.44	0.5± 0.44	0.66± 0.54	4± 5.36	1.33± 1.3
			Diptera	0.8± 0.44	2.2± 1.92	0.66± 0.89	0± 0	0± 0	1± 0.89	2.66± 2.3	5.66± 3.71	0.33± 0.44
Psocoptera	0.4± 0.89		0± 0	0± 0	0± 0	0.5± 0.44	0± 0	0± 0	0.33± 0.44	0± 0		
Arachnida	Opiliones	3± 4.24	2.2± 1.64	0.4± 0.54	0± 0	0± 0	0± 0	0.2± 0.44	0.6± 1.34	4± 7.38		
	Pseudoscorpionida	0.2± 0.44	0± 0	0± 0	0± 0	0.6± 0.89	0± 0	0± 0	0.4± 0.54	0± 0		
Macrofauna	Chilopoda		1± 1.22	0.8± 0.83	1± 1	0± 0	0± 0	0± 0	0.6± 0.89	0.4± 0.89	0.2± 0.44	
	Diplopoda		1.6± 1.51	0.6± 1.34	0.4± 0.54	0± 0	0± 0	0± 0	1.2± 2.68	0.8± 1.3	1.2± 1.78	
	Insecta	Coleoptera	0.4± 0.54	0± 0	0.66± 0.54	0.33± 0.44	0± 0	0.5± 0.44	0.33± 0.44	0.66± 0.89	0.33± 0.44	
		Formicidae	4.2± 9.39	0.8± 1.78	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	
	Arachnida	Araneae	0.4± 0.89	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0.4± 0.89	0± 0	
	Clitellata	Haplotoxida	0.2± 0.44	0± 0 ^a	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	2± 1.09	1± 0.54 ^b	1± 0.44	
	Malacostraca	Isopoda	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0± 0	0.6± 1.34	0± 0	

P1 : profondeur 0-10cm, P2 : profondeur 10-20cm, P3 : profondeur 20-30cm. BT : avant traitement, DT : lors des traitements, AT : après traitement

Les résultats du test de Friedman pour les effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur du sol sur l'abondance de la mésofaune et de la macrofaune (Tab. 18) montrent des différences significatives entre les périodes d'échantillonnage (p-value=0,00005, p-value=0,0004 pour la méso et la macrofaune, respectivement), mais il n'y a pas de différences significatives pour la profondeur (p-value=0,229, p-value=0,422 pour la méso et la macrofaune, respectivement). Ainsi, les effets négatifs sur la faune du sol sont expliqués par les périodes, et non par la profondeur.

Tableau 18 : Résultats du test de Friedman des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale des communautés de la mésofaune et de la macrofaune du sol. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées

Test de Friedman	Mesofauna		Macrofauna	
	χ^2	p-value	χ^2	p-value
profondeur	2,945	0,229	1,724	0,422
Periode	19,600	0,000055*	15,244	<0,05
DT -BT	-	<0,05	-	<0,05
AT - BT	-	<0,05	-	0,276
AT - DT	-	<0,05	-	<0,05

* indiquent des groupes significativement différents selon le test de Wilcoxon ($p < 0,05$). Pour les abréviations des sites d'échantillonnage, voir la légende du tableau 17

Dans la communauté de la mésofaune, le test de Wilcoxon a identifié trois groupes statistiquement significatifs (Tableau 18) liés aux mois d'échantillonnage, séparant les périodes de faible (DT : $44,8 \pm 49,635$ individus ; moyenne \pm SD), moyenne (AT : $96 \pm 85,55$) et de plus grande abondance (BT : $659 \pm 334,774$).

Pour la communauté de macrofaune, le test de Wilcoxon a révélé des différences significatives dans l'abondance pendant la période de traitement (DT : $0,4 \pm 0,89$ individus ; moyenne \pm SD) avant la période de traitement (BT : $11,8 \pm 12,07$) et après le traitement (AT : $7,8 \pm 8,01$).

Concernant la richesse des groupes, la plus faible a été observée au milieu de la période de traitement (Tab. 19). Le test de Friedman n'a montré aucune différence significative pour la mésofaune, mais il existe une différence significative pour la macrofaune (p-value=0,029), ainsi, le mois de mars était significativement plus riche que le mois de mai (p-value = 0,042).

En plus d'un nombre d'ordres et d'une abondance plus élevés durant les deux périodes sans traitement (BT, AT), la faune a montré une structure homogène, vérifiée par des valeurs de diversité biologique (H') et d'équitabilité (E) plus élevées et des valeurs de l'indice de Simpson (D) plus faibles. Bien que la diversité moyenne ait été plus élevée pendant cette période, ces indices ne diffèrent pas significativement pour les deux communautés (macro et mésofaune) (Tab. 19). Néanmoins, l'indice de Hill, de la communauté de macro et de mésofaune a varié de manière significative (p-value = 0,029, p-value = 0,036) entre mars et mai. Ceci a permis de conclure que les échantillons collectés en mars, avant l'application des pesticides, présentaient une plus grande diversité pour les communautés de macro et mésofaune (Tab. 19).

Tableau 19 : Effets des périodes de traitement (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, la régularité et la diversité de la communauté de la macro et de la mésofaune du sol. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées

Traitement	Abondance			Test Friedman				
	BT	DT	AT	χ^2	p	DT * BT	AT * BT	AT * DT
Mesofauna								
Shannon (H')	2.53±0.59	1.51±1	1.96±1.19	3,26	0,196	-	-	-
E	0.7±0.16	0.6±0.36	0.6±0.33	0,31	0,854	-	-	-
Simpson (D)	0.25±0.12	0.46±0.32	0.39±0.34	2,21	0,331	-	-	-
Hill	0.34±0.04	0.61±0.23	0.49±0.29	6,63	0,036*	0,043*	0,225	0,068
Richnesse (S)	12.4±0.54	5.4±3.28	8.4±5.31	5,44	0,066	-	-	-
Macrofauna								
Shannon (H')	1.44±0.29	0±0	1.04±0.96	5,77	0,056	-	-	-
E	0.88±0.14	0±0	0.55±0.5	5,33	0,069	-	-	-
Simpson (D)	0.21±0.21	1±0	0.55±0.4	5,77	0,056	-	-	-
Hill	0.48±0.21	1±0	0.81±0.18	7,11	0,029*	0,043*	0,080	0,109
Richnesse (S)	3.4±1.14	0.2±0.44	2.2±2.04	7,11	0,029	0,042*	0,131	0,102

* indiquent des groupes significativement différents selon le test de Wilcoxon (p < 0,05). Pour les abréviations des sites d'échantillonnage, voir la légende du tableau 19

6.1.2. Réponses individuelles des ordres d'invertébrés

L'abondance de la plupart des invertébrés a été réduite au cours des périodes d'échantillonnage. Les Entomobryomorpha, Poduromorpha, Mesostigmata, Ixodida et Hemiptera sont les groupes de mésofaune les plus touchés et dont les effectifs ont nettement diminué. De plus, les abondances des ordres de la macrofaune du sol diffèrent selon les mois d'échantillonnage.

Cependant, l'abondance de la communauté de la mésofaune a montré une diminution plus prononcée que celle de la macrofaune et a été affectée par les périodes d'échantillonnage.

6.1.3. Réponse globale de la communauté des collemboles

Au total, 886 individus et 9 espèces de collemboles ont été échantillonnés et identifiés au cours des trois périodes d'étude dans le vignoble. Un effet global sur les collemboles a été observé et illustré par une différence significative de leur composition entre les trois périodes d'échantillonnage. Le test de Friedman (Tab. 20) montre clairement un effet négatif des périodes d'échantillonnage (p-value = 8,781E-06) sur l'abondance des collemboles dans les sols échantillonnés. En revanche, la profondeur ne l'a pas affecté (p-value = 0,368).

Tableau 20 : Résultats de test de Friedman montrant les valeurs p pour les tests des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale de la communauté des collemboles. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées.

Test Friedman	Abondance totale	
	χ^2	p-value
profondeur	2,000	0,368
Periode	23,286	8,78E-06*
DT -BT		0,001*
AT - BT		0,008*
AT - DT		0,008*

* différences significatives (p < 0,05)

Les six classes de constance considérées ont été observées (Tab. 21) dont cinq ont été identifiées avant les traitements (BT). Les espèces régulières sont absentes, une seule espèce (*Isotomiella minor*) est omniprésente avec C = 100 %, et deux espèces sont constantes (*Onychiuridae sp.* et *Protaphorura armata*).

Quatre classes de constance ont également été identifiées après les traitements (AT). Cependant, durant cette période, aucune espèce de collembole n'a été identifiée comme omniprésente ou constante. Les trois espèces identifiées en mars (DT) sont rares : *Onychiuridae sp.* (13,33 %), *Cryptopygus thermophilus* et *Folsomia quadrioculata* (6,67 % pour chaque espèce).

Tableau 21 : Abondance des espèces de collemboles trouvées dans le site expérimental (moyenne+SD), valeurs de constance (C) et leurs catégories correspondantes.

Espèces	BT			DT			AT		
	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie
<i>Onychiuridae sp.</i>	49.4± 50.78	80%	constante	1.2± 1.78	13.33%	rare	18.2± 12.73	60 %	regulière
<i>Protaphorura armata</i>	34.6± 27.28	80%	constante	0± 0	-	-	7.2± 9.85	13.33%	rare
<i>Ceratophysella armata</i>	1± 0.7	26.67%	accidentelle	0± 0	-	-	0.4± 0.89	6.67%	rare
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	0.4± 0.54	13.33%	rare	0.2± 0.44	6.67%	rare	0± 0	-	-
<i>Folsomia quadrioculata</i>	5.2± 4.54	46.67%	accessoire	0± 0	-	-	4.2± 5.76	20%	accidentelle
<i>Isotomiella minor</i>	43± 20.96	100%	omnipresente	0.2± 0.44	6.67%	rare	9± 12.44	46.67%	accessoire
<i>Proisotoma minuta</i>	0.8± 1.3	13.33%	rare	0± 0	-	-	0.2± 0.44	6.67%	rare
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	1.4± 2.07	20%	accidentelle	0± 0	-	-	0± 0	-	-
<i>Entomobrya sp.</i>	0.6± 0.54	20%	accidentelle	0± 0	-	-	0± 0	-	-

La communauté des collemboles du sol a montré une diversité significativement plus élevée en mars qu'en mai (valeur $p = 0,043$). En plus de la diversité élevée des espèces en mars, nous mettons en évidence une grande uniformité de la structure de la communauté, soutenue de manière significative (p -value = $0,043$) par une équitabilité (E) plus élevée (Tab. 22). La richesse diffère significativement entre les trois périodes (p -value = $0,008$). Les valeurs les plus élevées ont été observées en mars (avant le traitement pesticide) et les plus faibles en mai (pendant les traitements). Des différences significatives dans l'indice Berger Parker ont également été observées pour la communauté des collemboles (p -value = $0,036$). Cet indice montre que la prépondérance relative de la morpho-espèce la plus dominante (*Onychiuridae sp.*) est plus élevée durant la période post-traitement. La valeur la plus faible de cet indice (diversité la plus élevée) a été observée avant le début des traitements (Tab. 22).

Tableau 22 : Effets des périodes d'échantillonnage (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, l'équitabilité et la diversité de la communauté des collemboles. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées.

Traitement	H'		E		d		S	
BT	0.67 \pm 0.11		1.74 \pm 0.31		0.5 \pm 0.1		6.2 \pm 1.3	
DT	0 \pm 0		0 \pm 0		1 \pm 0		0.6 \pm 0.54	
AT	0.63 \pm 0.41		1.03 \pm 0.86		0.61 \pm 0.32		2.6 \pm 1.94	
test de Friedman	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
Periode	6,42	0,040*	7,68	0,021*	6,631	0,036*	9,57	0,008*
DT - BT		0,043*		0,043*		0,043*		0,041*
AT - BT		0,686		0,138		0,345		0,042*
AT - DT		0,068		0,068		0,068		0,066

6.1.4. Réponses individuelles des taxons de collemboles

Parmi les espèces de collemboles inventoriées durant les première, deuxième et troisième périodes expérimentales, 4 espèces ont une fréquence d'occurrence supérieure à 40% durant la période de prétraitement ; ce sont *Onychiuridae sp.*, *Isotomiella minor* et *Protaphorura armata* présentant respectivement 36,21%, 31,52% et 25,36% de l'abondance totale des collemboles. Ces trois espèces représentent plus de 93% de tous les collemboles du sol alors que et le quatrième taxon (*Folsomia quadrioculata*) ne représente que 3,81% de l'abondance totale.

Les courbes de la figure 24, ont une forme hyperbolique, ce qui montre une forte inégalité entre l'abondance des espèces. Les espèces les plus abondantes (plus de 50 individus par espèce) sont très peu nombreuses alors que les espèces rares sont très nombreuses. La même figure montre que les espèces *Onychiuridae sp.* et *Isotomiella minor* sont les plus abondantes au cours des trois périodes, occupant respectivement la première et la deuxième position. *Protaphorura armata* occupe la troisième position pendant les périodes BT et AT, tandis que pendant la période DT, c'est *Cryptopygus thermophilus* qui occupe cette position.

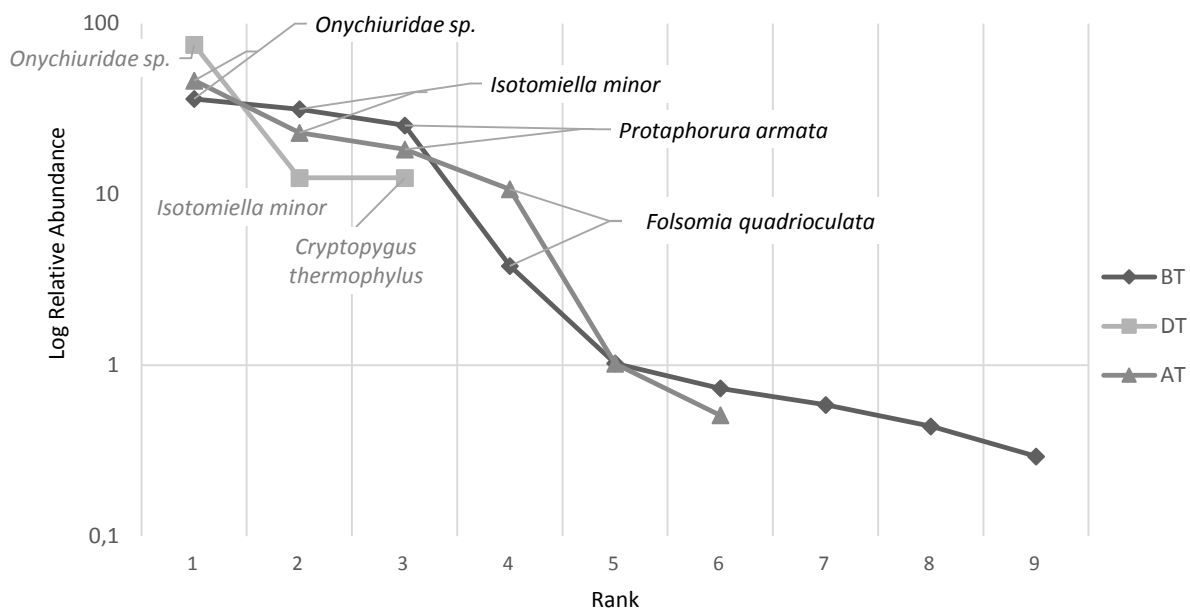


Figure 24 : Courbes rang-abondances en log de la diversité faunistique de la faune observée dans les trois traitements dans le vignoble de Beghlia

6.2. Dellys

6.2.1. Réponse globale de la communauté d'invertébrés

Au cours de la présente étude, nous avons identifié un total de 24 taxons à Dellys dont 15 de mésofaune et 5 de macrofaune. Dans les échantillons de sol prélevés avant le début de la campagne des traitements pesticides, la mésofaune était constituée d'un total de 1545 individus, une nette diminution est observée lors de la deuxième campagne (application des pesticides) durant laquelle seulement 369 individus de mésofaune et 79 de macrofaune ont été enregistrés. Tandis que durant la dernière campagne, parmi les 1152 taxons recensés, 1113 faisaient partie de la communauté de la mésofaune et 39 de la macrofaune (Tab. 23).

Durant toutes les campagnes d'échantillonnage, les familles des Mesostigmata (Acari) et Entomobryomorpha (Collembola) représentaient, à elles seules, plus de 70% de l'abondance totale de la mésofaune. Les mesostigmates contribuant avec 59,87%, 73,98 %, 69,27 %, durant les trois campagnes BT, DT et AT respectivement et les entomobryomorphes avec 14,37%, 5,96 % et 18,42% respectivement. Par ailleurs, les groupes taxonomiques de macrofaune les plus abondants sont Diplopoda , Coleoptera et Chilopoda..

Tableau 23: effets des traitements pesticides sur l'abondance des invertébrés du sol Dellys (moyenne +écart type)

	Classe	ordre	BT			DT			AT		
			P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Mesofauna	Collembola	Entomobryomorpha	26,8±27,01	12,2±7,75	5,4±3,20	0±0	0,6±0,54	3,8±3,83	11±14,96	9±12,92	21±22,12
		Poduromorpha	8,2±5,44	1,8±2,68	1,6±1,51	0±0	2±2,34	1,2±1,78	2,8±4,38	1,2±1,78	6,2±7,69
	Diplura	Dicellurata	0±0	1,4±2,07	1±1	0±0a	0±0	0±0	0,4±0,89	0,4±0,54	0,4±0,89
		Rhabdura	0±0	0,2±0,44	0,2±0,44	4±5,04	0,6±1,34	1,2±1,78	4±3,74	0,2±0,44	1,2±2,68
	Symphyla		0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0,2±0,89	1±1,41
	Pauropoda		0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0,6±0,89	0,6±0,89	0±0
	Acari	Mesostigmata	3±3,46	103,8±221,58	78,2±74,74	0,2±0,44	41±55,488	13,4±24,285	13,4±15,388	3,6±4,335	137,2±170,8
		Ixodida	2,8±5,21	0,4±0,89	7,4±10,43	0±0	0±0	1±2,23	1,4±2,19	0,2±0,44	0,8±1,78
		Oribate	0±0	0,2±0,44	0,2±0,44	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
		Holothyrida	3,6±6,98	1,2±2,16	47,75±60,16	0,2±0,44	0,6±0,89	0±0	0,4±0,89	0,2±0,44	0±0
	Insecta	Hémiptèra	0±0	0,6±0,89	5,8±9,54	0±0	0±0	0±0	0,8±1,09	0,2±0,44	0,8±0,83
		Diptera	0,2±0,44	0±0	0±0	0±0	1,2±2,68	2,8±5,16	0,8±0,83	1,4±2,60	1,4±1,67
		Psocoptera	0,8±1,78	2,4±3,91	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
	Arachnida	Opiliones	0±0	1,2±1,78	0±0	0±0	0±0	0±0	0,2±0,44	0±0	0,6±0,89
		Pseudoscorpionida	0±0	0±0	0,2±0,44	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0
Macrofauna	Chilopoda		0,2±0,44	0±0	0,2±0,44	0,2±0,44	0,2±0,44	0±0	1,2±2,167	0,8±0,83	1±1
	Diplopoda		0±0	0±0	0,6±0,89	10,2±15,2	0±0	1,2±1,78	1,6±2,30	1,4±1,34	0±0
	Insecta	Coleoptera	0±0	1±1,22	0±0	0±0	0±0	0,2±0,44	0±0	0±0	0±0
	Clitellata	Haplotoxida	0±0	0±0	0±0	3,8±6,49	0±0	0±0	0±0	0±0	0,2±0,44
	Malacostraca	Isopoda	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0±0	0,4±0,89	0,8±1,78	0,4±0,89

Dans la parcelle de Dellys, l'abondance de la faune du sol (macro et mésofaune) était élevée en mars, bien que la dynamique temporelle ne soit pas forte et qu'aucune différence significative de l'abondance n'a été trouvée entre les dates d'échantillonnage (Tab. 24).

Tableau 24 : Résultats du test de Friedman des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale des communautés de la mésofaune et de la macrofaune du sol. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées

Test de Friedman	Mesofauna		Macrofauna	
	χ^2	p-value	χ^2	p-value
Profondeurs	1,069	0,586	0,809	0,667
Périodes	4,983	0,083	2,971	0,226

La diversité observée était plus élevée en Mars (BT) et en Août (AT) pour les communautés de méso et macrofaune respectivement. Tandis qu'au mois de Mai (lors de l'application des pesticides), la diversité est la plus faible pour les deux communautés. Toutefois, ni les diversités de Shannon et de Simpson, ni l'équitabilité des deux communautés ne diffèrent significativement entre les périodes de traitement du vignoble (toutes les valeurs $p > 0,05$).

Bien qu'aucune différence significative n'a été observée pour l'indice de Simpson, la diversité enregistrée lors de la période pré et post-traitement (BT), pour les deux communautés, reste plus élevée que la période des traitements. De plus, le rapport entre l'influence des espèces abondantes (Simpson) et celle des espèces rares (Shannon) des communautés de macro et mésofaune, mesuré par l'indice de Hill, variait également entre les périodes d'échantillonnage. L'indice de Hill des trois périodes de traitement (BT, DT et AT) diminue à mesure que la diversité augmentait pour les deux communautés de macro et mésofaune, ce qui indique un haut degré de dominance dans la communauté (Tab. 25). La période pré-traitement (mars) a également montré une richesse en ordres significativement plus importante pour la faune.

De tous les indices calculés, seule la richesse en ordres, a montré un effet négatif significatif du traitement sur la faune du sol ($p=0,034$ et $p=0,029$ pour la méso et la macrofaune respectivement), la richesse étant plus élevée avant l'application des traitement (Mars, BT).

Tableau 25 : Effets des périodes (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, la régularité et la diversité de la communauté de la macro et mésofaune du sol. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées

Traitement	Abondance			Test de Friedman				
	BT	DT	AT	χ^2	p	DT * BT	AT * BT	AT * DT
Mesofauna								
Shannon (H')	1.69 \pm 0.49	1.24 \pm 0.55	1.35 \pm 0.79	2,800	0,247	-	-	-
E	0.66 \pm 0.18	0.68 \pm 0.28	0.51 \pm 0.22	0,400	0,819	-	-	-
Simpson (D)	0.32 \pm 0.18	0.49 \pm 0.22	0.53 \pm 0.25	1,600	0,449	-	-	-
Hill	0.53 \pm 0.17	0.58 \pm 0.08	0.56 \pm 0.22	0,4	0,818			
Richnesse	8.4 \pm 3.04	4.2 \pm 1.64	7.4 \pm 4.1	6,778	0,034	0,042	0,705	0,068
Macrofauna								
Shannon (H')	0.56 \pm 0.51	0.42 \pm 0.54	0.87 \pm 0.85	2,533	0,282			
E	0.38 \pm 0.53	0.24 \pm 0.36	0.57 \pm 0.53	3,818	0,148			
Simpson (D)	0.67 \pm 0.47	0.84 \pm 0.25	0.58 \pm 0.38	3,800	0,150			
Hill	0.76 \pm 0.32	0.83 \pm 0.16	0.88 \pm 0.21	0,133	0,936			
Richnesse (S)	3.4 \pm 1.14	0.2 \pm 0.45	2.2 \pm 2.05	7,111	0,029	0,042	0,131	0,102

6.2.2. Réponses individuelles des ordres d'invertébrés

Conformément à la grande importance des conditions du site, les ordres composant les deux communautés ont montré un schéma clair en ce qui concerne la richesse et l'abondance. Tous les ordres d'invertébrés rencontrés dans le vignoble étaient négativement associés au traitement pesticides. Une exception est, toutefois, faite pour les Haplotoxida (annélides), Rhabdura et Diplopoda sur lesquels l'application des pesticides n'a eu aucun effet négatif.

6.2.3. Réponse globale de la communauté des collemboles

Au total, 574 individus de 8 espèces de collemboles ont été trouvés durant les différentes périodes d'échantillonnage et sont négativement associés à la période de traitement.

L'échantillonnage avant traitement (N = 280) comptait en moyenne 50 espèces de collemboles de plus que la période de traitement et l'abondance des collemboles était significativement plus élevée dans la parcelle avant le traitement (P = 0,025). En outre, il n'y avait pas d'interaction significative entre l'abondance des collemboles et les différentes profondeurs du sol (P = 0,86).

Le test de Friedman sépare clairement les communautés de collemboles recensées en deux groupes distincts (Tab. 26), en opposant la période des traitements pesticides avec une faible abondance (7,6± 3,91) aux périodes de pré et post-traitement (P = 0,003, P = 0,013), sachant que les communautés de collemboles recensées hors traitement ne différaient que très peu entre elles (56± 35,67, 51,2± 45,40, respectivement), et qu'aucune différence significative n'a été observée entre ces périodes.

Tableau 26 : Résultats du test de Friedman montrant les valeurs p pour les tests des effets des périodes d'échantillonnage et de la profondeur sur l'abondance totale de la communauté des collemboles. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées sont indiquées

	Abondance totale	
BT	56± 35,67	
DT	7,6± 3,91	
AT	51,2± 45,40	
Friedman test	χ^2	p-value
Depth	0,298	0,862
Periods	7,37	0,025*
DT -BT		0,003*
AT - BT		0,6
AT - DT		0,013*

Le nombre d'espèces présentait des variations très importantes dans toutes les communautés de collemboles échantillonnées hors traitement. Avant traitement, l'abondance totale des espèces de collemboles variait plus largement que durant les autres périodes (Tab. 27). La constance (Tab. 27) des espèces recensées avant traitement, répartit cette communauté en 5 catégories : une seule espèce (*Isotomiella minor*) était constante et une accessoire (*Proisotoma minuta*), les autres catégories de constance observées (régulière, accidentel et rare) comportaient chacune deux espèces (Tab. 27).

Quant aux 7 espèces retrouvées à la fin de tous les traitements (AT), elles ont été caractérisées par quatre classes de constance (rare, accidentelle, accessoire, régulière).

La communauté de collemboles inventoriée durant la période des traitements était composée uniquement de 4 taxons, répartis en deux catégories en matière de constance : 2 sont des espèces accidentelles (*Onychiuridae sp.* et *Isotomiella minor*) et 2 espèces sont rares (*Protaphorura armata* et *Folsomia quadrioculata*).

Tableau 27 : Abondance des espèces de collemboles trouvées dans le site expérimental (moyenne + écart type), valeurs de constance (C) et leurs catégories correspondantes

Espèces	BT			DT			AT		
	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie	Abondance moyenne (± SD)	C	Categorie
<i>Brachystomella parvula</i>	0.6± 1.34	7%	rare	0.2± 0.44	-	-	0.2± 0.44	7%	rare
<i>Onychiuridae sp.</i>	4.6± 5.12	53%	regulière	2.2± 0.8	27%	accidentelle	3.2± 3.11	27%	accidentelle
<i>Protaphorura armata</i>	6.4± 3.28	33%	accidentelle	0.8± 1.09	13%	rare	6.8±4.76	47%	accessoire
<i>Cryptopygus thermophylus</i>	0.6± 1.34	7%	rare	0± 0	-	-	0± 0	-	-
<i>Folsomia quadrioculata</i>	9.8± 10.18	60%	regulière	0.2± 0.44	7%	rare	4± 4.24	27%	accidentelle
<i>Isotomiella minor</i>	29.2± 18.36	80%	constante	4.2± 3.76	27%	accidentelle	37.2± 35.4	60%	regulière
<i>Proisotoma minuta</i>	3.2± 3.49	40%	accessoire	0± 0	-	-	0.2± 0.44	7%	rare
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	1.6± 1.34	33%	accidentelle	0± 0	-	-	0.4± 0.54	13%	rare

Au niveau de la communauté globale (qui comprend toutes les espèces de collemboles), aucun effet significatif du traitement sur la faune du sol n'a été observé, il n'y avait pas d'effets significatifs non plus sur la richesse ou la diversité des collemboles du sol (Tab. 28). La variation observée dans ces réponses a été mieux expliquée par l'abondance.

Tableau 28 : Effets des périodes d'échantillonnage (BT, DT, AT) sur l'abondance totale, la richesse, l'équitabilité et la diversité de la communauté des collemboles. Les valeurs sont des moyennes \pm SE. Les estimations du χ^2 et les significations non paramétriques associées du test de Friedman sont indiquées.

Traitement	H'		E		d		S	
BT	1.69 \pm 0.53		0.79 \pm 0.16		0.53 \pm 0.12		5.6 \pm 2.19	
DT	0.89 \pm 0.38		0.78 \pm 0.19		0.64 \pm 0.19		2.2 \pm 0.44	
AT	0.85 \pm 0.25		0.34 \pm 0.22		0.85 \pm 0.09		2.8 \pm 1.92	
Friedman test	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
période	3,111	0,211	3,895	0,143	4,526	0,104	3,263	0,196

6.2.4. Réponses individuelles des taxons de collemboles

Les courbes présentées dans la figure 25 se rapprochent d'une allure hyperbolique, ceci montre une forte inégalité entre les espèces. Une exception est faite pour la période avant traitement où la courbe a une allure linéaire ; ce qui implique que le site est relativement bien diversifié durant cette période, caractérisé par deux groupes d'espèces rares et environ 4 groupes d'espèces dont les abondances dépassent les 20 individus.

Dans les trois courbes, on observe la supériorité numérique du même taxon : *Isotomiella minor*. Ce sont *Onychiuridae sp.* et *Protaphorura armata* qui arrivent ensuite et occupent le 2ème et 3ème rang respectivement durant la période des traitements, et inversement après les traitements.

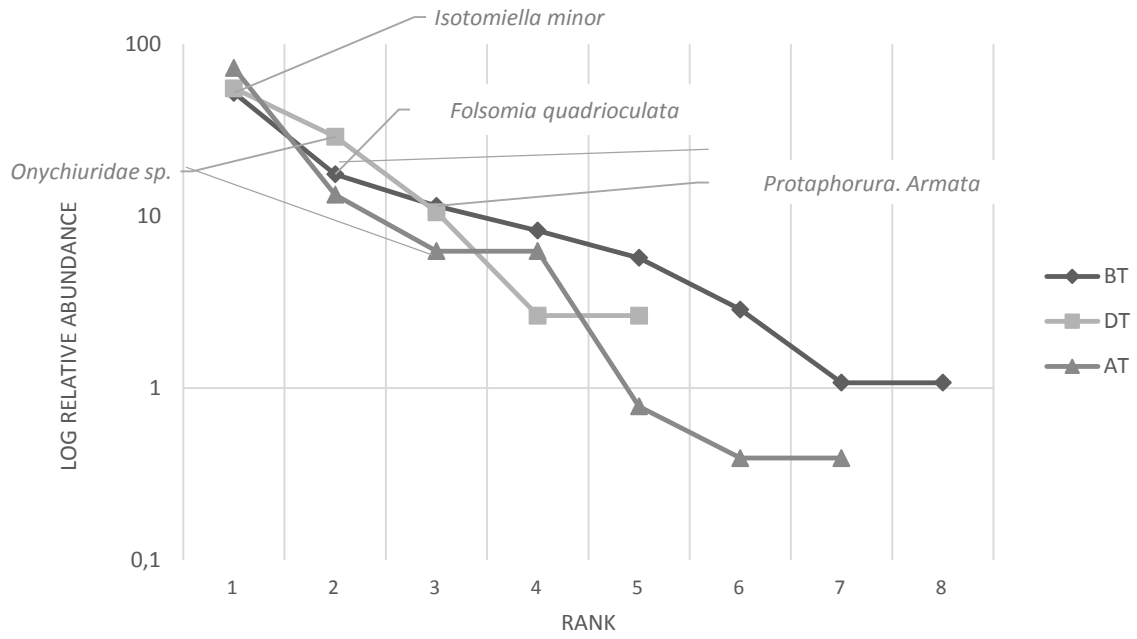


Figure 25: Courbes rang-abondances en log de la diversité faunistique de la faune observée dans le site de Dellys durant les trois périodes de traitements

6.3. Comparaison entre les deux sites étudiés

Les liens hiérarchiques entre les périodes d'échantillonnage (modalités) en rapport avec les communautés de macro et mésofaune apparaissent sur les dendrogrammes présentés ci-dessous.

Le dendrogramme, ou arbre hiérarchique, montre non seulement les liaisons entre les différentes périodes de traitement, mais la hauteur des branches nous indique également leur niveau de proximité pour la même région. La classification des variables, BT, DT et AT par la distance euclidienne et l'agrégation selon la méthode de Ward nous permet de voir les différences dans les réponses des deux sites face à l'application des pesticides et donne les dendrogrammes suivants pour les deux sites (Beghlia et Dellys).

Ainsi, concernant la mésofaune, dans les deux sites (Beghlia et Dellys), nous visualisons deux groupes distincts (Fig. 26) ; le premier groupe comprend AT et DT (périodes d'échantillonnage durant et après traitements), ces dernières ont enregistré les effectifs les plus faibles en espèces. Par contre, le deuxième groupe, représenté par la période BT (pré-traitement) est caractérisé par la communauté de mésofaune ayant les effectifs les plus élevés.

Concernant la communauté de macrofaune du vignoble de Dellys, le dendrogramme montre une forte séparation entre un cluster formé par la période après- traitement et le reste des périodes (Fig. 26). Au sein de ce groupe, les périodes (BT, DT) n'étaient pas bien séparées et la différence entre ces échantillonnages n'est pas élevée. Quant à la parcelle de Beghlia, c'est la période des traitements qui présente la plus grande dissimilitude et elle est placée dans un groupe à part.

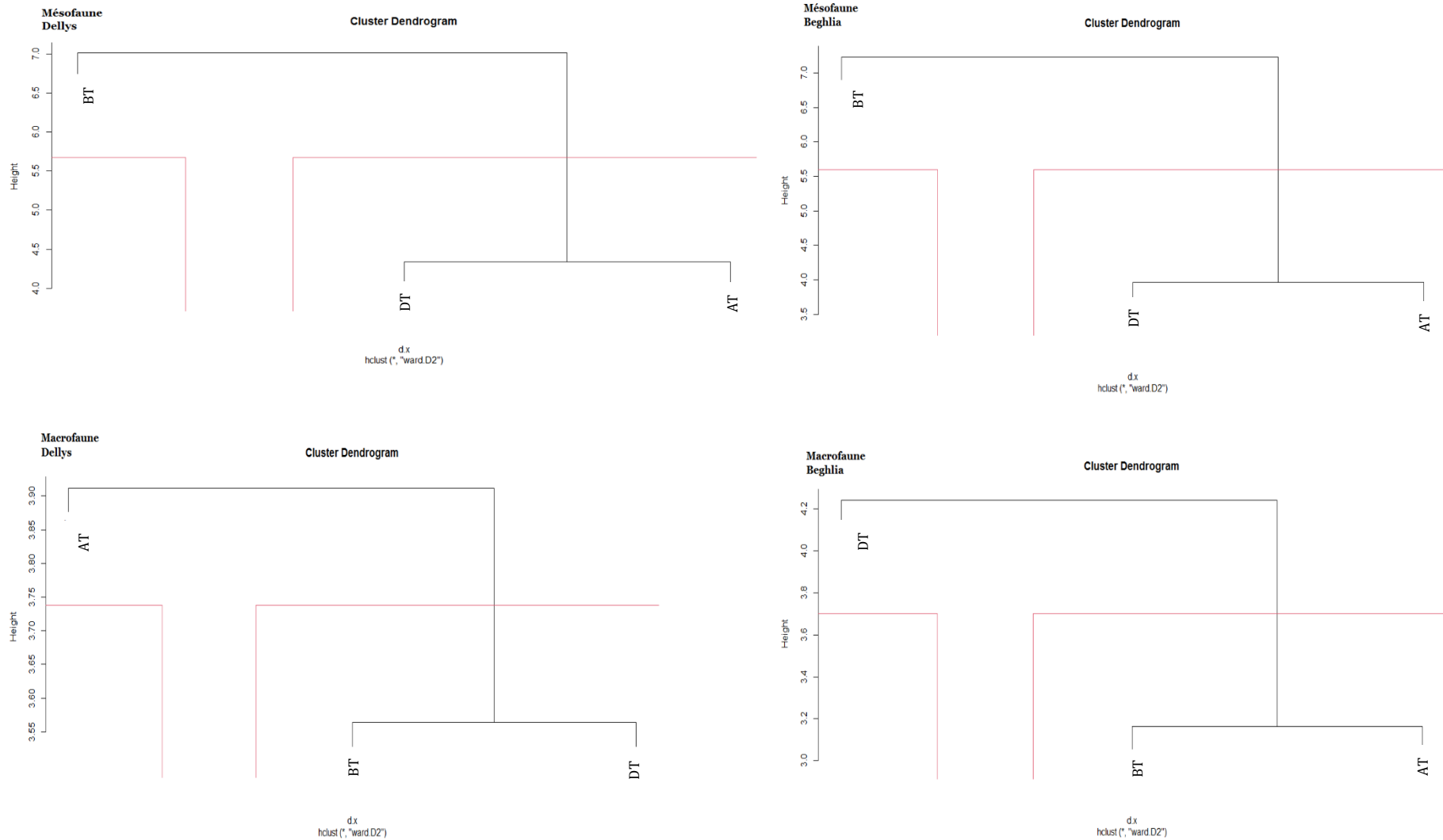


Figure 26 : Dendrogramme des 3 périodes d'échantillonnage par la méthode CAH pour les effectifs des différentes ordres de macro et mésafaune sur les deux sites de Dellys et Beghlia.

Les figures 27 et 28 montrent les résultats d'une analyse en classification hiérarchique de la méso et macrofaune basée sur les trois périodes de traitement. Comme cela a déjà été signalé, l'axe horizontal montre la distance entre chaque groupe en utilisant la méthode Ward, dans laquelle trois groupes ont été identifiés avec un nombre optimal de 1 à 5 ordres dans chacun pour la macrofaune et 1 à 14 ordres pour la mésofaune.

La figure 27 montre que les Isopoda, Haplotoxida et Araneae font partie du groupe 1a au niveau de la parcelle de Beghlia, et Araneae, Coleoptera, Haplotoxida et Formicidae au niveau de la parcelle de Dellys. Les analyses précédentes (voir la figure 26) permettent de retracer les facteurs à l'origine de cette classification, en indiquant que le cluster 1a contient les ordres ayant les plus faibles abondances et relativement homogènes et ce durant les trois périodes de traitement. Le cluster 1b comprend trois ordres pour Beghlia, et deux au niveau de Dellys. Les facteurs communs à ces ordres sont une variation importante de leur abondance durant les périodes de traitement, combinée à une tendance à disparaître directement après application.

Concernant la mésofaune, les groupes qui montrent le plus de dissimilarité par rapport au reste de la communauté sont représentés par les acariens et les collemboles. Ces ordres ont fait preuve d'une forte variabilité et d'une grande précision lors de leurs réponses aux traitements par les pesticides. Ils sont caractérisés par des abondances très importantes durant les périodes hors traitement qui ont tendance à diminuer de façon drastique directement après application des traitements.

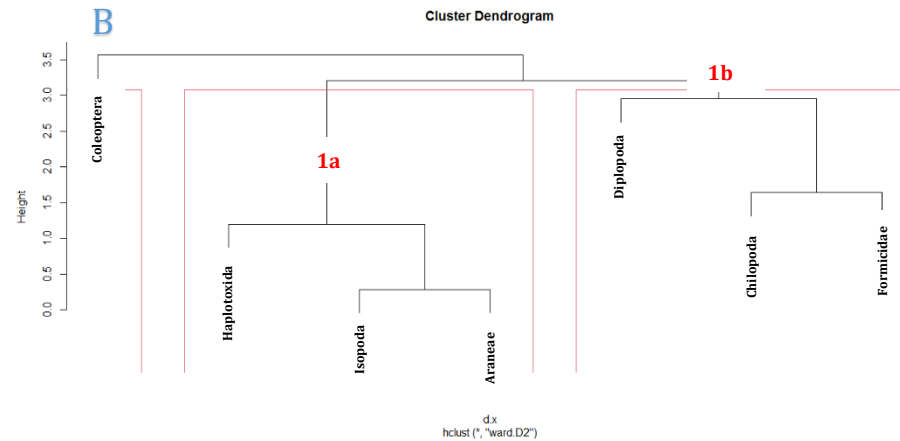
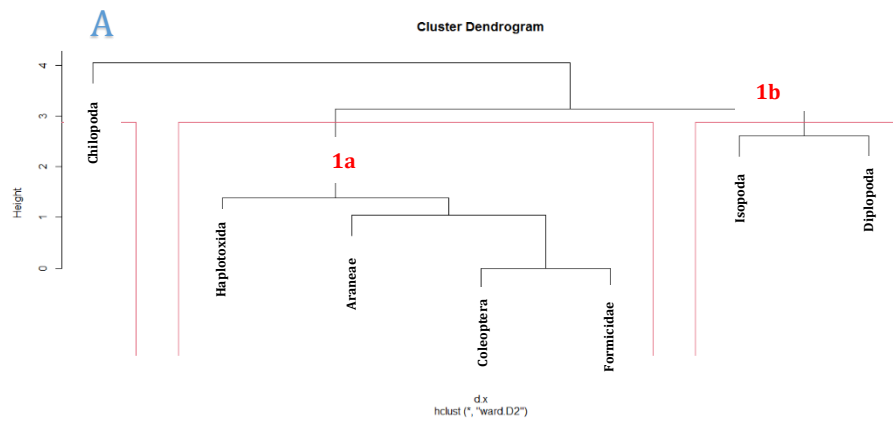


Figure 27 : Dendrogramme de la macrofaune par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Dellys (A) et Beghlia (B)

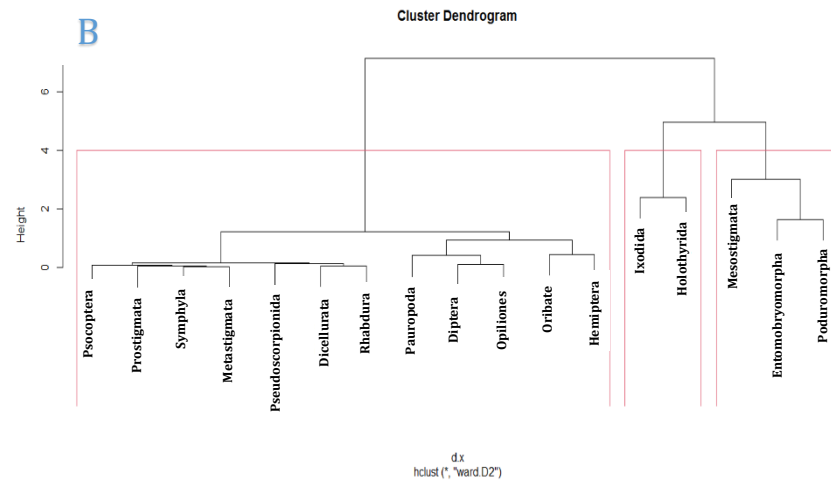
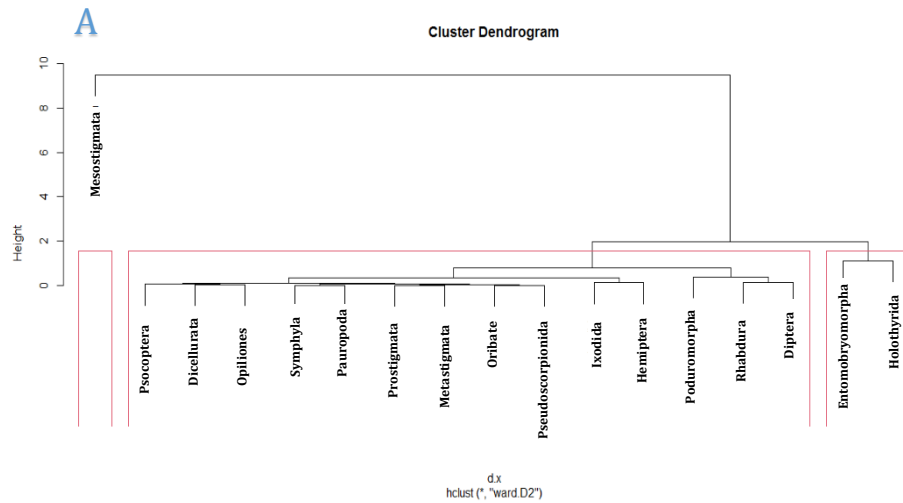


Figure 28 : Dendrogramme de la mésifaune par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Dellys (A) et Beghlia (B)

La classification hiérarchique a également permis l'étude de la similitude entre les espèces de collemboles de différentes périodes et nous a permis de distinguer 3 groupes d'espèces pour Dellys (Fig. 29A). Ainsi, le dendrogramme individualise le Groupe 1 composé de *Brachystomella parvula*, *Cryptopygus thermophilus*, *Proisotoma minuta* et *Lepidocyrtus cyaneus*. En dehors de ce groupe, presque toutes les espèces étaient isolées sur des branches uniques. Trois des quatre espèces formaient un groupe distinct, qui associe les espèces *Onychiuridae sp*, *Protaphorura armata* et *Folsomia quadrioculata*. Ce dernier a deux sous-groupes classant chaque espèce dans un cluster à part. Le dernier groupe est constitué d'une seule espèce qui est *Isotomiella minor*.

Concernant le site de Beghlia (Fig. 29B), le groupe de gauche est composé des individus les plus semblables et sont rassemblés à un niveau à peu près équivalent : *Ceratophysella armata*, *Cryptopygus thermophilus*, *Proisotoma minuta*, *Lepidocyrtus cyaneus* et *Entomobrya sp*. (Regroupement effectué le plus bas, donc, avec la valeur de l'indice de dissimilarité le plus faible) indiquant une similitude dans leur comportement lors des différents périodes d'échantillonnage. Ensuite, le groupe formé de ces espèces est le plus similaire au groupe formé par *Folsomia quadrioculata* indiquant ainsi qu'il s'en différencie un peu plus. Le groupe de droite constitué des deux individus les plus semblables à savoir *Isotomiella minor* et *Protaphorura armata* ; ces deux espèces sont plus similaires au groupe 1. Finalement, le groupe 1 (*Ceratophysella armata*, *Cryptopygus thermophilus*, *Proisotoma minuta*, *Lepidocyrtus cyaneus*, *Entomobrya sp* et *Folsomia quadrioculata*) et 2 contenant *Isotomiella minor*, *Protaphorura armata* sont reliés encore plus haut avec l'espèce *Onychiuridae sp*. suggérant, ainsi, la dissimilarité la plus forte entre ces deux groupes.

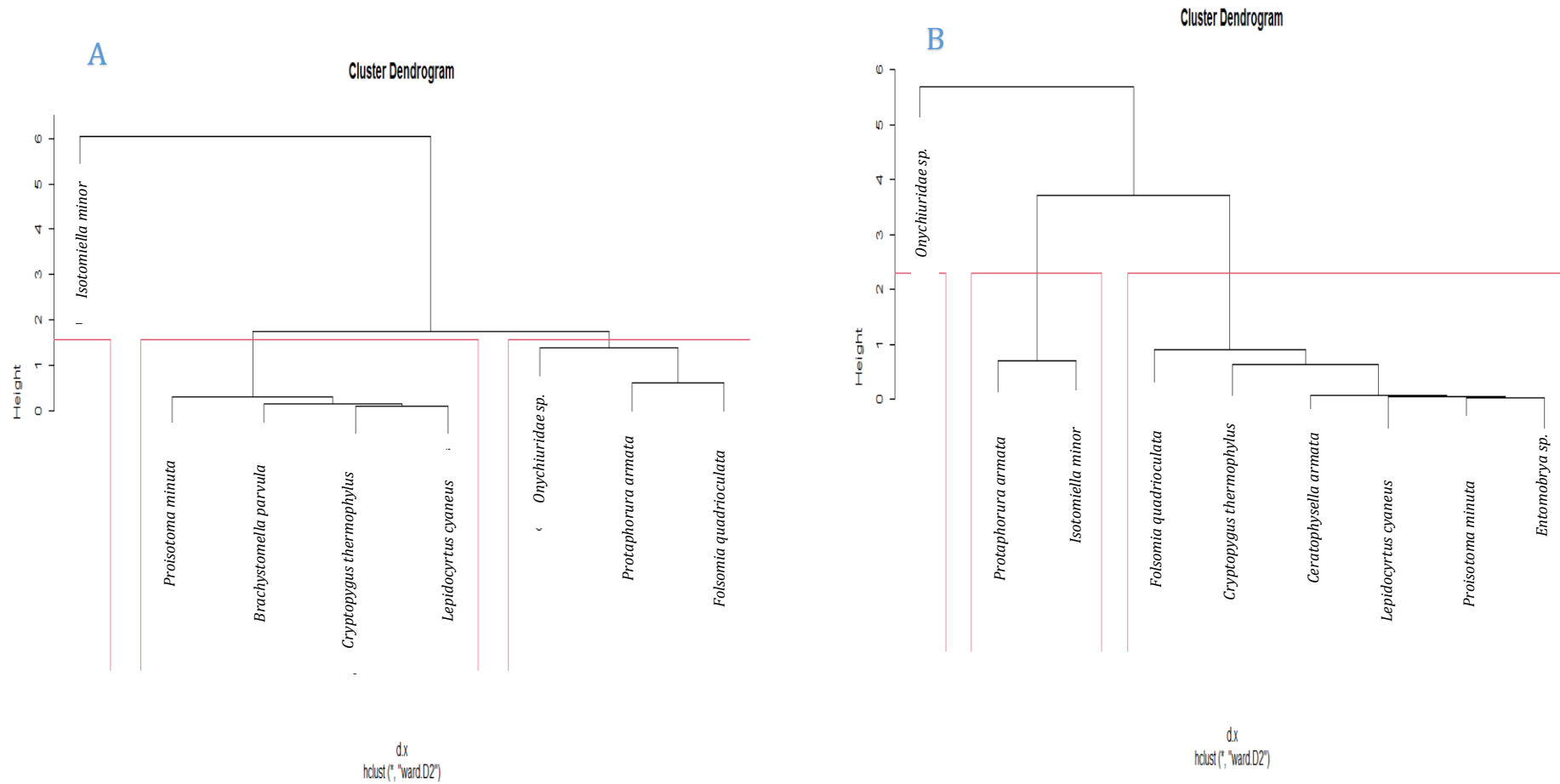


Figure 29 : Dendrogramme des espèces de collemboles par la méthode CAH pour les différentes périodes d'échantillonnage sur les deux sites de Delys (A) et Beghlia (B)

II. Discussion

Dans le but de protéger les cultures vis-à-vis des bio-agresseurs qui sont en constante évolution, et d'assurer le meilleur rendement en quantité et en qualité pour pouvoir répondre aux exigences du marché, tous les agriculteurs rencontrés dans les régions enquêtées ont recours à l'utilisation d'une gamme assez large de produits phytosanitaires.

Certaines spéculations cultivées dans la zone d'étude sont très sensibles aux attaques des ravageurs dont l'action peut engendrer des pertes importantes de rendement. Il s'y ajoute que les conditions climatiques qui y règnent sont très favorables à la croissance et à la multiplication de certains ravageurs comme les champignons (humidité et température relativement élevées). Ainsi, pour contrer leur action, différentes méthodes de lutte sont mises en œuvre dont la plus pratiquée est l'application de produits phytosanitaires

Le choix des pesticides est fortement lié aux types de cultures et au parasite à combattre, au prix, à la formulation ainsi qu'à sa disponibilité sur le marché. Par ailleurs les noms des produits (noms commerciaux) ne sont pas pris en considération dans le choix de ces derniers, puisqu'il existe sur le marché des appellations multiples dont le principe actif ou le mode d'action sont les mêmes.

La position dominante des fongicides est accrue en Algérie près de 1600 tonnes sont utilisées en 2017 (FAOSTAT, 2019). En effet, compte-tenu de la prédominance des exploitations arboricoles, viticoles et les cultures maraîchères, les fongicides et les insecticides sont plus largement appliqués contrairement aux herbicides qui sont principalement utilisés en cultures céréalières peu présentes à Tizi-Ouzou.

Les néonicotinoïdes constituent la famille chimique la plus recensée chez les ouvriers agricoles et en magasin. En effet, ils représentent actuellement la classe d'insecticides la plus répandue dans le monde (Simon-Delso et al., 2015). Il y a de plus en plus de préoccupations concernant l'impact de ces pesticides systémiques, pas seulement sur les organismes non-cibles (en particulier les pollinisateurs tels que les abeilles) (Mickaël Henry et al., 2012; Sánchez-Bayo et al., 2016), mais également sur les humains (Harada et al., 2016). Des traces de néonicotinoïdes ont été retrouvées dans 75% des miels produits dans le monde et persistent jusqu'à 40 mois. De même, le miel destiné à la consommation humaine conservera une concentration identique en pesticides durant de nombreux mois

(Mitchell et al., 2017). Nous ne savons pas encore bien quel impact ces substances ont sur la santé humaine à long terme.

Les pyréthriinoïdes qui sont les pesticides les moins toxiques (Hansen et al., 2014) sont encore peu utilisés par les agriculteurs à cause de leur prix plus élevé par rapport aux autres groupes, en particulier les organophosphorés qui sont aussi plus importants en nombre dans la gamme des pesticides utilisés par les agriculteurs (Cissé et al., 2003 ; Ngom et al., 2012). Néanmoins, d'autres auteurs rapportent une plus large utilisation de cette famille par les producteurs de tomate (Son et al., 2018) et les maraichers (Belhadi et al., 2016).

Par matière active individuelle, l'enquête a montré, chez les organophosphorés, une plus grande utilisation du parathion, même si celui-ci est classé par l'OMS dans la catégorie des produits extrêmement dangereux (la) et banni de nombreux pays à cause de sa forte toxicité pour la santé et pour l'environnement (Guyton et al., 2015).

Parmi les néonicotinoïdes, l'acétamipride et l'imidaclopride sont les plus répandus et utilisés à grande échelle malgré leur caractère neurotoxiques pour l'humain (EFSA, 2013), l'utilisation de ces matières est actuellement remis en question dans de nombreux pays (Van der Sluijs et al., 2015), avec une interdiction désormais en vigueur en France (Furlan & Kreutzweiser, 2015) en raison de leur toxicité élevée pour les organismes non ciblés tels que les pollinisateurs domestiques et sauvages (Sánchez-Bayo et al., 2016).

Les résultats de l'enquête ont montré l'absence de professionnalisme dans les exploitations agricoles. Ces résultats confirment ceux d'autres auteurs (Cissé et al., 2003; Belhadi et al., 2016; Son et al., 2017; Rahmoune et al., 2020) qui ont informé d'une utilisation massive et incontrôlée des pesticides dans l'agriculture en Algérie et en Afrique. Selon certains auteurs (Martin et al., 2000; Akogbeto et al., 2005), le non-respect des doses recommandées par le fabricant a entraîné une résistance des ravageurs à la plupart des insecticides couramment utilisés. Il en résulte une forte pression parasitaire qui exige des traitements appropriés pour réduire les dégâts causés par les ravageurs afin d'améliorer les rendements.

Dans la zone de Tizi-Ouzou, les producteurs sont, en général, temporaires dans le système et ignorent totalement les bonnes pratiques agricoles surtout en ce qui concerne l'utilisation des pesticides (délai d'application, doses appliquées, fréquence de

traitements, etc.). L'utilisation de ces produits en ne respectant pas les doses préconisées ainsi que les périodes d'utilisation entraîne la contamination des produits agricoles (Bai et al., 2006). Ces facteurs sont aggravés par le fait que près de 95% des agriculteurs n'ont reçu aucune formation sur les bonnes pratiques phytosanitaires, et révèlent l'absence de professionnels dans le secteur de production (Anseur, 2009; Chedded, 2015). Des études menées en Algérie et au Maroc ont rapporté un niveau de pesticide supérieur à la LMR (limite maximale de résidu) sur des échantillons de tomates, suite à l'utilisation de doses excessives (Salghi et al., 2012; Saidi et al., 2017).

Le dosage recommandé par le fabricant du pesticide est ignoré par les agriculteurs, surtout en ce qui concerne les formulations en poudre (WP) qui nécessiteraient une pesée. Par conséquent, les dosages varient fortement d'un agriculteur à un autre, d'un traitement à un autre et sont dans la majorité des cas supérieures à la dose recommandée sur l'étiquette. De plus, plusieurs producteurs mélangent plusieurs préparations commerciales pour obtenir des concentrations qui leur conviennent, bien que ces spécialités bénéficient chacune d'une homologation à titre individuel, elles ne sont pas homologuées en mélange, sachant que l'effet des mélanges ne peut pas être prédictible de l'effet des composés pris individuellement, et pourraient présenter des risques pour l'applicateur, le travailleur, le consommateur et l'environnement (Baldi et al., 2013). Les effets des mélanges peuvent être cumulatifs, antagonistes, additifs ou synergiques (Gamet-Payrastré, 2011) entraînant des modifications fonctionnelles, altérant le système immunitaire, et des effets au niveau des paramètres hématologiques et reproductifs de plusieurs espèces (Merhi, 2008; Yu et al., 2011; Pascotto et al., 2015).

En ce qui concerne le délai d'attente avant la récolte (DAR), intervalle de temps entre le dernier traitement autorisé et la récolte, son respect varie d'un producteur à un autre et est plus lié à l'état sanitaire des fruits à ce moment-là (absence de ravageurs) qu'aux recommandations d'emploi du produit phytosanitaire. Le non-respect des DAR constitue un facteur de risque pour la santé des consommateurs due à la présence des résidus de pesticides supérieurs aux normes acceptables dans les denrées alimentaires. En effet, d'après (Mebdoua et al., 2017) plus de 57% des fruits et légumes algériens contiennent des résidus de pesticides et près de 13% dépassent la limite maximale de résidu (LMR), exposant les consommateurs aux risques toxiques (Ramdani et al., 2009). Des observations similaires ont été faites par l'ONG générations futurs (2018) révélant que

71,9 % des échantillons de fruits et 43,3 % de légumes en France contiennent des résidus de pesticides.

Concernant l'application des pesticides, le traitement par aspersion à l'aide d'une pompe manuelle est pratiqué chez la majorité des agriculteurs (66 %). Par contre, les producteurs ne disposant pas d'une pompe utilisent à la place des arrosoirs. Ces derniers, s'ils ne sont pas bien réglés et bien étalonnés, peuvent favoriser la contamination de l'environnement par les résidus de pesticides (Bettiche et al., 2017). En effet, l'impact d'un pesticide sur l'environnement dépend essentiellement de la quantité de matière active employée et de son mode d'application (Van der Werf, 1996). Dans plusieurs pays développés, ces derniers subissent un contrôle technique annuel et peuvent être reformés en cas de défaillance (FAO, 2002).

Les mesures de protection et l'hygiène sont également négligées par la majorité des producteurs et des vendeurs (tab 3). Cela est dû, d'une part, à la négligence, et d'autre part au manque de conviction du véritable danger que représente l'exposition aux résidus de pesticides sur leur santé. Cependant, plusieurs autres études ont montré cette négligence par rapport au port d'équipements de protection par les personnes ayant un contact direct avec les pesticides. Ainsi, Wade (2003) a montré, dans une étude menée au Sénégal, que le manque de matériel de protection accroît les risques d'intoxication. D'après Van der Werf (1996), les risques existent surtout lors de la préparation de la bouillie mais aussi lors de son application sur les cultures. Ce risque est d'autant plus grand que l'utilisateur ne porte pas d'équipements de protection (Salameh et al., 2004).

Plus de la moitié des participants (agriculteurs et vendeurs) ont déjà ressenti des effets sur leur santé que ce soit après l'épandage de ces substances ou après commercialisation, comme les nausées, le malaise, les réactions cutanées rencontrées majoritairement chez les vendeurs, suite à la manipulation des produits sans protection des mains (port de gants) et le picotement des yeux qui est le symptôme le plus cité par les agriculteurs rencontrés (50%). Des résultats similaires ont été signalés dans d'autres pays (Rostami et al., 2019). Ces mêmes symptômes sont considérés comme des manifestations courantes de l'inhibition de l'acétylcholine estérase suite à l'exposition répétée aux pesticides, en particulier les insecticides organophosphorés, et l'importance des symptômes était associée à une utilisation prolongée des pesticides (Kamel et al., 2005).

La mauvaise gestion, manipulation, stockage et utilisation des produits phytosanitaires sont dues au manque d'information et formation sur les bonnes pratiques agricoles (BPA) et phytosanitaires car la quasi-totalité des producteurs enquêtés (95%) n'ont suivi aucune formation sur ces pratiques, et ils suivent les conseils des vendeurs de pesticides ou leurs compétences et leur expérience. Étant donné le pourcentage élevé d'utilisation inappropriée des pesticides, la fréquence élevée d'obtention d'informations chez les vendeurs de pesticides et l'impossibilité de dissocier les agriculteurs des vendeurs de pesticides, nous pouvons dire que les informations des vendeurs de pesticides doivent être revues, car ces derniers n'ont, également, pas reçu de formation (71%) en matière d'emploi des pesticides. Selon la FAO (1977), l'usage d'un produit phytosanitaire est officiellement autorisé dans des conditions précises, à un stade quelconque de la production, de l'entreposage, du transport, de la distribution ou du traitement d'un aliment ou d'une autre denrée agricole.

La non-maîtrise des méthodes utilisées pour le traitement des produits agricoles peuvent ainsi affecter tous les compartiments de l'environnement (Aktar et al., 2009). En effet, l'utilisation des produits phytosanitaires conduit à une pollution massive des sols, des eaux superficielles (Bettiche et al., 2017), et des nappes souterraines (Lebik & Ait-amar, 2013). Il y a quelques années déjà, dans certaines régions du pays, les concentrations en pesticides dans les eaux de source et des nappes souterraines étaient élevées et dépassaient les valeurs guides préconisées par l'OMS (Moussaoui et al., 2001). Cela sans oublier, qu'à ce jour, plusieurs pesticides ont été identifiés comme des cancérigènes connus, probables ou possibles pour l'homme, cela par différents organismes internationaux (IARC, 1999).

1. Intensité des traitements des parcelles de vigne

Des données complètes sur l'utilisation des pesticides pour la vigne, pour les quatre régions, ont été recueillies et analysées. Les résultats ont révélé des différences majeures dans l'intensité de l'utilisation des pesticides dans les différentes exploitations. Ces différences sont très liées aux deux zones géographiques spécifiques. Pour les quatre régions sur lesquelles les données ont été comparées, les analyses sur les pesticides ont montré une utilisation plus faible sur Tizi-Ouzou (IFT de 15,10-13,53 respectivement pour les deux régions de Chamllal et Tizi-Gheniff) par rapport à Boumerdès (45,04-18,33),

ceci pouvant être expliqué par le fait que la production des raisins, au niveau national, est principalement localisée dans la région de Boumerdès, en particulier, à Beghlia.

L'analyse de la variation des indicateurs de fréquence de traitement dans les zones d'étude, dépend surtout de la quantité de pesticides appliquée pour la protection des plantes contre diverses attaques qui diffèrent considérablement d'un itinéraire technique à l'autre. Parmi les pesticides, et indépendamment de la région d'étude, les fongicides sont la classe la plus utilisée sur les cultures viticoles. Nous avons également noté, l'utilisation très réduite des insecticides au niveau des parcelles et une absence totale des herbicides. Les différences d'IFT total constatées entre les différentes exploitations peuvent s'expliquer par le fait que la majorité des agriculteurs n'ont pas reçu de formations quant à l'utilisation des pesticides, et révèle l'absence de professionnels dans le secteur de production (Anseur, 2009; Chedded, 2015). Ces résultats confirment ceux d'autres auteurs (Belhadi & Touriki, 2016; Cissé et al., 2003; Rahmoune et al., 2020; Son et al., 2017) qui ont fait état d'une utilisation massive et non contrôlée des pesticides dans l'agriculture en Algérie et en Afrique.

L'analyse de l'IFT permet de détecter une marge de progrès importante car, pour la vigne, le calcul de l'IFT cache une grande variabilité de pratiques entre régions et à l'intérieur d'une région. Cette variabilité est avant tout le fait d'une grande dispersion des IFT fongicides sur cette culture traduisant notamment des contextes pédoclimatiques et de pressions parasitaires différenciées (Brunet et al., 2007), mais également, les insecticides qui sont appliqués moins fréquemment. Il est souvent affirmé que les insecticides sont utilisés de manière préventive en mélange avec le dernier traitement fongicide (Jørgensen et al., 2019).

Selon Nathanaël et al. (2007), l'IFT réalisé sur les parcelles engagées ne doit pas dépasser 60 % de l'IFT de référence pour les herbicides et 50% pour les autres produits phytosanitaires. Tandis que nos valeurs restent largement supérieures à la valeur référence et la production de raisins dépend de l'utilisation d'une large gamme de pesticides, y compris les fongicides avec une dose élevée.

L'un des moyens d'optimiser l'utilisation des pesticides consiste à effectuer des évaluations et des repérages sur le terrain et de relier ces informations aux données météorologiques qui génèrent des évaluations des risques (Jørgensen et al., 2008). Ce comportement d'aversion au risque explique très probablement l'écart entre la dose

optimale moyenne à long terme calculée et la dose réelle appliquée sur le terrain. Du point de vue de l'agriculteur, il semble raisonnable d'accepter une certaine surutilisation des fongicides car la gravité de certaines maladies spécifiques en l'absence de traitements fongicides varie considérablement d'une année à l'autre et ne peut pas être facilement prédite (Jørgensen et al., 2019).

Au fil du temps, les données agrégées sur les exploitations agricoles devraient constituer une source d'informations plus fiable que les données nationales sur les ventes, étant donné que les premières sont plus spécifiques et plus précises que les secondes. Les premières reflètent, en effet, plus spécifiquement les différences de variations saisonnières dans les besoins de lutte contre les parasites et sont également insensibles à la constitution des stocks.

2. Caractérisation physico-chimique des sols viticoles

Le site de Beghlia présente le niveau de contamination le plus élevé suivi, dans l'ordre décroissant, des sites de Dellys, Chamllal et de T-Ghennif. Néanmoins, ces valeurs se situent dans un même ordre de grandeur.

Les sols viticoles sont principalement composés par deux types de particules : les particules plutôt grossières et les particules fines. Ces dernières sont les plus importantes en ce qui concerne la texture du sol ainsi que son influence sur la dispersion des contaminants. Ainsi, malgré la teneur en limon légèrement différente entre les vignobles, peu de différences ont été observées entre les textures des échantillons de sols des trois régions Beghlia, Dellys et Chamllal alors que le sol de T-Gheniff présente des teneurs en sable plus élevées.

Ainsi, les caractéristiques physiques et chimiques déterminent le devenir des pesticides dans ces sols. Clavet et *al.* (2005), ont, en effet, montré que les fractions de matière organique et d'argile sont les principaux constituants qui affectent le comportement des pesticides ; les pesticides carboniques sont mieux absorbés par les sols riches en minéraux argileux et les sols faibles en particules sableuses. Ce qui laisse prédire que dans ces endroits, les pesticides seront beaucoup plus adsorbés et complexés et, par conséquent, nous pouvons assister à une importante accumulation le long du profil du sol ce qui sera transféré vers le produit agricole. Cependant, le pourcentage des sables est relativement élevé dans le vignoble de Tizi-Gheniff, ce qui laisse supposer qu'il y aurait

une activité de pesticides plus faible sur ce type sol. Par contre, il y'aurait une infiltration d'une concentration plus élevée de pesticides dans les eaux souterraines.

En revanche, une grande variabilité des paramètres physico-chimiques a été observée dans l'ensemble des zones et dans chaque vignoble en fonction des périodes de traitement. Cette grande variabilité inter et intra-site pourrait être attribuée aux pratiques de gestion (par exemple le nombre de traitements des vignobles et les méthodes de pulvérisation utilisées).

De faibles teneurs en carbone organique ont été obtenues dans les sols des quatre sites. La faible croissance des racines des mauvaises herbes, en raison de leur suppression par les agriculteurs, peut-être la raison de la baisse de la teneur en carbone organique, qui a exposé le sol à des facteurs environnementaux tels que l'eau, l'air et le rayonnement solaire et a, probablement, augmenté l'érosion (Rial-Otero et al., 2004).

Il a également été proposé que la perte de CO du sol se produit avec une réduction des contributions de MO, une augmentation des taux de décomposition ou une réduction de la protection physique du C dans les sols, comme avec les processus de travail du sol (Post & Kwon, 2000; Matieu Henry et al., 2013). De même, il a été noté que le travail du sol diminue la MO en raison d'une minéralisation plus élevée des résidus de culture, de l'altération des agrégats du sol et d'une aération accrue (Sainju et al., 2003).

L'élimination partielle de la MO du sol entraîne une diminution de la capacité de sorption, en particulier pour les insecticides à base de phosphore, suggérant que le contenu organique du sol affecte plus les substances hydrophobes que les substances hydrophiles. Puisque les sols étudiés ont, en général, une faible teneur en CO, comme c'est le cas dans la région méditerranéenne, la sorption des pesticides n'est pas un problème dans la présente étude.

Il a été rapporté que les changements dans l'utilisation des sols augmentent l'érosion à travers les changements dans la couverture végétale et le travail du sol, mais le sort du C dans les sols érodés est encore un sujet débattu. Les processus d'érosion des sols ont été décrits comme la redistribution partielle du carbone enfoui par l'érosion et l'émission dans l'atmosphère (Matieu Henry et al., 2013; Lal, 2005).

Le carbone organique favorise l'adsorption des pesticides à leur surface, augmentant ainsi leur persistance (Bansal & Gupta, 2010; Rigi et al., 2015). La faible teneur en carbone organique présente dans le sol favorisera donc une faible adsorption des pesticides et de leurs résidus à la surface du sol, réduisant ainsi leur persistance et leur efficacité dans le sol. Il en résulte que des quantités plus importantes de pesticides doivent être appliquées pour lutter efficacement contre les mauvaises herbes. Il a également été signalé que pour les sols à faible teneur en Carbone organique, les interactions des pesticides avec la matrice inorganique du sol peuvent devenir plus importantes. La sorption des pesticides peut être affectée par la texture du sol, et la rétention peut devenir accrue pour les sols argileux.

Le faible niveau de la teneur en azote du sol a suivi le même schéma que celui de la matière organique du sol. La diminution signalée peut être due à la grande sensibilité des bactéries fixatrices d'azote aux pesticides appliqués (Zafar et al., 2014).

Aucune variation importante du pH n'a été observée dans nos sols, contrairement aux autres signalisations dans les vignobles qui rapportent une contribution importante des pesticides à l'acidification du sol qui peut résulter des applications de soufre élémentaire dans les vignobles (Klikocka et al., 2016). En fait, le soufre a été largement utilisé depuis longtemps comme une mesure de protection contre les maladies des cultures, en particulier pendant la période de croissance (Griffith et al., 2015). La diminution du pH du sol est principalement observée immédiatement après l'application des pesticides y compris le soufre, car une oxydation assez rapide est observée (Hinckley et al., 2011). En effet, des études récentes ont montré que la majorité du S appliqué s'oxyde dans la première demi-heure, avec une oxydation complète se produisant dans les 7 jours suivant l'application (Hinckley et al., 2011) expliquant ainsi nos résultats.

3. Niveaux de pesticides organiques synthétiques dans les sols des vignobles

Nos résultats sont particulièrement alarmant car la majorité des pesticides détectés sont des perturbateurs endocriniens connus et plusieurs échantillons contenaient des composés dangereux tels que le chlorpyrifos (récemment interdit en raison de sa neurotoxicité).

Les concentrations les plus élevées ont été trouvées pour le λ -cyhalothrine, le diméthoate et le chlorpyrifos. Parmi les pesticides détectés, ces deux derniers sont les plus dangereux.

De faibles doses de chlorpyrifos ont entraîné des anomalies cérébrales chez les fœtus et les enfants (Rauh et al., 2012) et affectent l'activité locomotrice, le comportement et les systèmes de neurotransmetteurs chez les rats (Perez-Fernandez et al., 2020) ; entre-temps, cet insecticide est interdit dans l'UE.

En ce qui concerne les cinq fongicides analysés, le folpet et le captan n'ont été détecté dans aucun échantillon, et l'hexaconazole a été détecté mais avec des quantités non quantifiables, (inférieures aux seuils de quantifications) Le penconazole a été détectée à des niveaux très faibles tandis que l'azoxystrobine a été détecté dans 75% des échantillons. Des études antérieures ont rapporté des résultats similaires pour le folpet, même pendant la période d'application, ce fongicide n'a pas été détecté dans les échantillons de sol en raison de sa dégradation rapide (Bermúdez-Couso et al., 2007; Schreck et al., 2008).

Le penconazole, l'hexaconazole et l'azoxystrobine ont une solubilité quasi similaire dans l'eau (73, 17 et 6 mg L⁻¹, respectivement) et la même valeur de log KOW (3.72, 3.9 et 2.5), mais un KOC estimé à 1789, 1040 et 1690L kg⁻¹, respectivement et une demi-vie dans le sol de 117, 225 et 78 jours, respectivement. Ainsi, la fréquence de détection est plus élevée pour le penconazole l'hexaconazole induisant une plus faible mobilité et une persistance plus élevée, indiquant que l'azoxystrobine est moins persistant et que les concentrations détectées, plus élevées, sont dues à l'application répétée des pesticides.

Néanmoins, certains rapports sur sa persistance et sa mobilité ont indiqué qu'il peut rester dans le sol pendant plusieurs mois (Bending, 2008). Toutefois, la présence d'azoxystrobine détectée dans les eaux souterraines et de surface dans différentes zones de culture de la vigne en Allemagne (Neumann et al., 2003), au Brésil (Menezes Filho et al., 2010), en France (Rabiet et al., 2010), et en Espagne (Herrero-Hernández et al., 2013) révèle que certains facteurs non contrôlés affectent son comportement dans les sols.

Il convient également de souligner que le fongicide azoxystrobine, bien qu'ayant une contribution moindre à la concentration, était le plus fréquemment détecté. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il s'agisse du fongicide le plus couramment utilisé dans les cultures viticoles dans la région. C'est un fongicide ayant un large spectre d'activité systémique pour la lutte contre les pathogènes fongiques des cultures (Bartlett et al., 2002). Il appartient au groupe des strobilurines et c'est un produit chimique dont

l'utilisation a été approuvée sur plus de 80 cultures différentes dans 72 pays. Il est couramment utilisé comme fongicide foliaire, et une proportion élevée de ce fongicide peut être déposée dans le sol lorsqu'il est appliqué sous forme de pulvérisation (Adetutu et al., 2008).

Quant au penconazole, c'est un fongicide systémique qui est considéré comme stable et qui a tendance à s'accumuler dans les sols (Singh et al., 2005). Bermúdez-Couso et al. (2007) ont trouvé du penconazole dans les sols (jusqu'à 411 $\mu\text{g kg}^{-1}$.) échantillonnés tout au long de l'année, avec des concentrations plus élevées observées en été et au printemps pendant les applications. Ces résultats viennent confirmer ceux de notre étude qui attestent que le niveau de contamination des sols viticoles est plus important directement après application des pesticides.

Néanmoins, il est nécessaire de souligner que le penconazole a été trouvé dans les sols à des concentrations relativement faibles, ce qui est dû à son taux d'application plus faible que celui des autres fongicides. Singh (2005) a signalé que le penconazole a montré la plus grande intensité d'adsorption et la plus faible mobilité par rapport aux autres triazoles, dans les sols à faible teneur en carbone organique (0,4-0,5 %). Ces résultats indiquent que la teneur en matière organique n'est pas le seul paramètre qui affecte l'adsorption et que d'autres composants du sol (par exemple, les oxyhydroxydes, les minéraux argileux) peuvent influencer l'adsorption de ces fongicides dans les sols. La nature des argiles joue également un rôle important selon le même auteur.

Rodriguez-Cruz et al. (2006) ont, par contre, constaté que le penconazole adsorbé sur des sols riches en matière organique est plus stable que le penconazole adsorbé sur des sols naturels à faible teneur en matière organique. Par conséquent, il est possible de supposer que la teneur en matière organique est l'un des plus importants facteurs influençant l'adsorption du penconazole.

En ce qui concerne les insecticides actuellement appliqués, le chlorpyrifos n'a été détecté que dans 25% des échantillons, le diméthoate dans 41% des échantillons et la λ -cyhalothrine dans 75% des échantillons. Ces résultats sont opposés à ceux d'autres études, puisque les insecticides ne sont pas couramment utilisés dans les vignobles et qu'ils ne sont appliqués qu'épisodiquement (Schreck et al., 2008). Néanmoins, la présence des pesticides organophosphorés notamment le chlorpyrifos, et le diméthoate à des

fréquences élevées dans les sols a été signalée dans d'autres travaux (Kumari et al., 2008; Akan et al., 2013). D'autre part, la présence de ces insecticides dans nos sols peut venir d'utilisations antérieures, mais en raison de leur persistance, leur faible mobilité et leur toxicité, la contamination a montré des niveaux significatifs, ce qui peut indiquer que ces niveaux sont liés à une contamination de fond.

Lorsque l'on compare le pourcentage de concentration et le niveau maximal de concentration et la concentration maximale trouvée, la λ -cyhalothrine et le chlorpyrifos apparaissent comme les composés les plus pertinents. La λ -cyhalothrine, qui est le seul représentant du groupe des pyréthriinoïdes, a été retrouvée dans trois sites avec des concentrations assez élevées. Sa non détection au niveau du site de Chamllal est due soit à sa non application sur ce site soit à son utilisation dans des proportions limitées. Très peu de données faisant cas de la présence des pesticides de ce groupe dans les sols ont été rapportées dans la littérature. Cette situation s'explique probablement par le fait que les recherches se focalisent surtout sur les matières actives dont les risques environnementaux se posent avec plus d'acuité comme les organochlorés et les organophosphorés. En effet, les pyréthriinoïdes sont caractérisés par une persistance faible à modérée et une toxicité relativement faible (Costa, 2015).

Comme l'ont rapporté de nombreux auteurs tels que Biel-Maeso et al. (2021) et Broznić et al. (2021), la mobilité verticale des insecticides dans le sol est limitée et les résidus ont tendance à être retenus dans la couche arable. Une teneur plus élevée en matière organique, en argile et la capacité d'échange cationique favoriseraient les processus abiotiques (sorption) des insecticides lipophiles.

Il a, également, été rapporté que la dégradation est influencée par l'hydrolyse, en particulier à un pH de 7 et par des températures du sol supérieur à 7°C, par la photolyse et par la dégradation microbienne. Il a été mentionné aussi que les micro-organismes associés, qui sont étroitement liés à la quantité de matière organique présente dans le sol, jouent un rôle important dans les processus de transformation, en particulier lorsque les températures dépassent un niveau critique de 6-7°C (Barcelo' et al., 1991). Nos résultats indiquent que les niveaux de résidus de pesticides sont clairement retenus par les caractéristiques de l'horizon de l'environnement du sol.

Ainsi, l'hydrolyse, la volatilisation et la dégradation microbienne peuvent être à l'origine des principales pertes prévues pour les insecticides dans le sol. Le processus de volatilisation peut avoir moins d'influence sur le processus de dégradation car la pression de vapeur de ces pesticides est relativement faible.

4. Présence de fongicides dans les raisins

Au cours des dernières décennies, la production de raisins, qui font partie des fruits les plus consommés dans le monde, est en augmentation (Xu et al., 2018). Cependant, il existe toujours un taux élevé de détection de pesticides dans les raisins, car ces fruits sont rapidement attaqués par des ravageurs. Ainsi, des pesticides plus efficaces sont nécessaires avec une activité plus longue.

Dans notre étude, 75% des raisins analysés contenaient des résidus de pesticides. Seul 3 échantillons ne présentaient pas de traces de pesticides. Ces échantillons ont été tous les trois récupérés dans une parcelle de Tizi-Gheniff. Presque tous les raisins testés contenaient plusieurs pesticides différents par échantillon. Ces multiples expositions aux toxiques sont particulièrement inquiétantes d'un point de vue toxicologique car elles exposent le consommateur à des cocktails de substances qui peuvent agir en synergie (Pose-Juan et al., 2016)

La présence de résidus de fongicides dans les échantillons de fruits est fréquente car les fongicides sont généralement appliqués après la récolte et pendant la commercialisation (Qin et al., 2015). Les problèmes liés à la putréfaction des raisins ont encouragé l'utilisation de fongicides à une période proche de la récolte (Pedrotti et al., 2019), ce qui explique en partie les niveaux de contamination élevés retrouvés dans nos échantillons qui n'ont subi aucun traitement pesticides après récolte.

Dans la plupart des cas, les insecticides et les fongicides sont couramment appliqués dans les exploitations viticoles (Qin et al., 2021). Bien que les pesticides soient des outils puissants dans la lutte contre les ravageurs et sont largement utilisés en agriculture, leur application à grande échelle à des fins agricoles est devenue la source d'importants problèmes sanitaires et environnementaux et s'accumulent progressivement dans les aliments (Pirsaheb et al., 2019; Mahdavi et al., 2022).

Les dommages causés à la santé humaine et à l'écosystème dus à la présence de résidus de pesticides dans les produits agricoles sont parmi les principales préoccupations du

public en matière de sécurité alimentaire dans le monde. Au cours des dernières décennies, deux résidus ou plus ont été trouvés dans les échantillons de fruits (Mahdavi et al., 2022).

Il s'agit d'un problème grave car il serait difficile de parvenir à une utilisation rationnelle, en raison du manque de connaissances professionnelles des agriculteurs sur les ingrédients utilisés dans les pesticides mixtes (sur le marché, ils sont vendus sous des noms commerciaux, et l'étiquette utilisée n'affiche pas de manière transparente les ingrédients des pesticides utilisés).

Les niveaux de résidus et les LMR des pesticides dans les produits agricoles peuvent affecter de manière significative le commerce (Drogue & Demaria, 2012). Par conséquent, la présence et les niveaux exacts de résidus de pesticides dans les produits alimentaires doivent être contrôlés afin de protéger les consommateurs de l'exposition à des produits chimiques dangereux.

Dans la présente étude, la plupart des échantillons présentaient des niveaux de résidus alarmants, de sorte que près de 33% des échantillons de raisins présentent des taux dépassant les LMR. En Algérie, des résidus de pesticides ont été déjà trouvés dans 68,4 % et 59,4 % des échantillons de raisins et de pommes prélevés entre 2013 et 2014 (Mebdoua et al., 2017) En outre, une étude réalisée en Pologne a indiqué que 50,0 % des échantillons de raisins contenaient des résidus de pesticides. Les chercheurs ont conclu que les êtres humains pouvaient être contaminés par des résidus de pesticides en raison de la consommation directe et non transformée de fruits et de légumes, ainsi que de l'exposition à la pollution par l'inhalation d'eau et d'air (Szpyrka et al., 2015).

Dans la présente étude, 4 matières actives ont été retrouvées dans les échantillons de raisins : le diméthoate, le chlorpyrifos, l'azoxystrobine et la λ -cyhalothrine. La présence de ces pesticides était de 75 % dans les raisins, dont seulement 33% dépassaient les LMR internationales. Qin et al. (2021) ont signalé la présence de carbendazime, de thiophanate-méthyle, de prochloraze, de difénoconazole et de tébuconazole dans le raisin en Chine. Une autre étude récente sur la détermination des résidus de pesticides dans les raisins collectés en Égypte, a rapporté que les pourcentages de résidus de pesticides dépassant les LMR dans les raisins étaient de 16,4 % ; ce qui est cohérent avec les résultats de la présente étude.

Les pesticides les plus fréquemment retrouvés dans le raisin étaient l'azoxystrobine, le triadimenol, le chlorpyrifos et le cyprodinil, (Bakırcı et al., 2014). Les composés organophosphorés et les triazoles étaient les pesticides les plus fréquemment trouvés, en particulier dans les échantillons de raisins (Jardim & Caldas, 2012). Ces pesticides ont également présenté les niveaux de résidus les plus élevés dans les échantillons de raisins de la présente étude.

5. Faune du sol

Les schémas temporels de l'abondance et de la diversité de la macrofaune et de la mésofaune varient selon la période. Des études antérieures ont montré que la température et les précipitations sont les facteurs critiques qui déterminent l'abondance de la faune du sol (Irmler, 2006). Ainsi, la combinaison d'une température élevée et d'un manque de précipitations réduit considérablement l'abondance des communautés d'invertébrés du sol (Wu & Wang, 2019). Parallèlement, dans notre étude, l'abondance et la diversité faunique étaient plus faibles en mai qu'en août (mois plus chaud et plus sec). Ce résultat reflète le fait que les traitements aux pesticides peuvent être des médiateurs des changements dans les communautés de la macro et de la mésofaune du sol.

Nous avons trouvé un effet significatif des périodes d'échantillonnage sur les invertébrés du sol, bien que l'interaction des périodes et des traitements pesticides ait une tendance plus claire sur la mésofaune et la macrofaune du sol. Par exemple, une plus grande abondance et diversité en été par rapport au printemps dépendait de la présence de pesticides. La gestion des sols viticoles est connue pour affecter largement la faune du sol : les produits chimiques (pesticides) et le travail du sol peuvent sérieusement réduire les populations d'invertébrés du sol (Paoletti, 1999 ; El Titi, 2003).

Ceci suggère que la faune du sol de la vigne a été perturbée par les pratiques agronomiques adoptées (pesticides et travail du sol) et/ou par les facteurs climatiques. En résumé, l'ajout de pesticides (en particulier de fongicides) dans les sols viticoles induit une diversité/abondance de la mésofaune et de la macrofaune systématiquement plus faible, comme l'ont montré des études antérieures. En outre, plusieurs études (Booth et al., 2003; De Silva et al., 2009; Vogelweith & Thiéry, 2018; Bart et al., 2019) ont montré que les fongicides sont potentiellement dangereux pour la reproduction des vers de terre, expliquant ainsi la quasi absence de ce taxon dans nos échantillons. Les pesticides

affectent l'abondance de plusieurs espèces d'arthropodes, notamment dans les sols viticoles (Pennington et al., 2018) .

Quant aux microarthropodes, leurs réponses à l'application de fongicides varient considérablement. Ainsi, Gan et Wickings, (2017) rapportent que des applications mensuelles de chlorothalonil (fongicide), à une dose préventive moyenne (MP), ont réduit significativement l'abondance globale des microarthropodes.

Les résultats obtenus montrent que les pratiques de gestion des sols viticoles peuvent fortement influencer la dynamique temporelle de la faune du sol, ceci étant en accord avec d'autres études (Pryke et al., 2013; Burgio et al., 2016; Sáenz-Romo et al., 2019). Sharley et al. (2008) ont constaté que le travail du sol dans les vignobles réduit significativement la population de plusieurs taxons. En effet, le travail du sol est connu pour avoir un effet néfaste sur la diversité fonctionnelle (Sánchez-Moreno et al., 2015; Fiera et al., 2020). Il peut affecter les arthropodes du sol de différentes manières. Par exemple, ils peuvent être directement affectés en étant tués par des dommages mécaniques ou par l'enfouissement et indirectement par la perturbation ou la détérioration de l'habitat qui entraîne une réduction des densités dans les vignobles (Sharley et al., 2008) et d'autres cultures (Thorbeck et al., 2017). Cependant, d'autres expériences sont nécessaires pour explorer les mécanismes responsables des changements de la faune.

Ce travail montre que les collemboles sont moins sensibles à l'effet négatif des périodes. Des travaux précédents ont révélé que les collemboles peuvent présenter des tailles de population importantes malgré l'application de pesticides et une intensité de gestion élevée (Frampton & van den Brink, 2007; Fiera et al., 2020). Ainsi, ces arthropodes peuvent être moins affectés par les pratiques agricoles que d'autres organismes du sol, tels que les vers de terre ou les prédateurs épigés (Holland et al., 1994; Faber et al., 2017). Ceci s'explique par un effet négatif plus important sur les prédateurs de Collembola que sur les Collembola eux-mêmes, conduisant à une résurgence classique et une recolonisation rapide après la fin des traitements.

La présente étude montre, également, que le suivi de l'abondance totale des collemboles sur le terrain ne permet pas de détecter des effets spécifiques aux espèces : les taxons les plus rares n'ont pas été affectés par la variation du mois d'échantillonnage. De plus, la présente recherche met en évidence la forte influence des périodes et de la gestion

intensive du vignoble sur la composition des communautés de collemboles : le nombre d'individus pour les deux espèces *Protaphorura armata* et *Isotomiella minor* était plus élevé en mars qu'en mai et en août. Conformément à notre hypothèse, l'ajout de pesticides, en particulier juste après l'application, a eu tendance à affecter l'abondance et/ou la composition des communautés de collemboles. Ces résultats sont en accord avec les conclusions précédentes selon lesquelles une surveillance ciblée des espèces qui sont représentatives, facilement identifiables et sensibles aux traitements chimiques pourrait être plus appropriée. Nous suggérons que ces deux espèces (*Protaphorura armata* et *Isotomiella minor*) pourraient être des candidats potentiels en tant qu'indicateurs pour l'identification des risques liés aux pesticides sur les invertébrés du sol et devraient être testées de façon routinière en tant que représentants des arthropodes du sol.

Il faut noter que ces espèces ont des densités plus faibles pendant la période post-traitement car elles sont directement affectées par l'ajout de pesticides, notamment les insecticides, car leurs caractéristiques morphologiques et physiologiques sont similaires à celles des Insecta (Peck, 2009; Zortéa et al., 2018). Des études ont montré la forte toxicité des organophosphorés pour les collemboles (Natal-da-Luz et al., 2012; Santos et al., 2012), ce qui pourrait expliquer la réduction significative des effectifs de certaines espèces après l'application de pesticides. D'autres études menées dans les vignobles montrent que la perturbation mécanique par un travail du sol fréquent n'est pas toujours nuisible aux collemboles (Buchholz et al., 2017; Pfungstmann et al., 2019). En effet, les collemboles semblent être plus sensibles à l'intensité d'application des pesticides qu'au travail du sol.

En considérant les effets du mois et des pesticides sur la structure des communautés, l'abondance et la diversité de la faune du sol, nous avons constaté que les pesticides ont un effet important sur les communautés de la mésofaune et de la macrofaune du sol. Par conséquent, notre hypothèse a été confirmée. Les résultats suggèrent qu'une plus grande attention devrait être portée aux traitements par les pesticides durant les différentes saisons lors du suivi de la diversité de la faune du sol.

Cependant, des études plus détaillées avec plus de dates d'échantillonnage par saison sont nécessaires pour clarifier les processus sous-jacents. Il est également important de noter que les méthodes de calcul d'un indice écomorphologique montrent que les espèces édaphiques peuvent être plus sensibles à divers facteurs. Par exemple, les communautés

de collemboles actives au-dessus du sol sont probablement plus exposées aux traitements pesticides que les espèces actives dans le sol. En outre, on s'attend à ce que les espèces ayant une faible capacité de dispersion mettent plus de temps à se rétablir

6. Analyse comparée

L'analyse comparée des résultats des analyses des fruits et des sols, montre que certains pesticides recherchés n'ont été retrouvés dans aucun de ces deux milieux. Ces résultats sont cohérents avec ceux de l'enquête où ces molécules ont été peu ou pas citées par les agriculteurs

Les hypothèses que nous pouvons émettre concernant les deux premières molécules (penconazole et hexaconazole) sont : soit elles n'ont effectivement pas été appliquées, soit elles l'ont été dans des proportions négligeables. Ces hypothèses sont confortées par le fait que ce sont des substances qui peuvent persister longtemps dans l'environnement (demi-vies de 117 et 225 jours respectivement).

L'autre information que nous pouvons tirer est que certaines molécules retrouvées à de fortes concentrations dans les sols ont enregistré des concentrations fortes dans les fruits. C'est le cas, de la λ -cyhalothrine et le chlorpyrifos. D'autres molécules qui avaient été retrouvées à des teneurs faibles dans le sol ont montré des concentrations relativement faibles ou nulles dans les fruits. Cette situation peut trouver son explication dans les propriétés physicochimiques différentes des molécules et traduit leur forte utilisation au niveau des sites étudiés, notamment pour certaines d'entre elles dont les propriétés physicochimiques (faible solubilité dans l'eau, KOC élevé, faible mobilité) ne plaident pas en faveur d'une lixiviation importante.

En effet, les pyréthriinoïdes que sont la λ -cyhalothrine et les organophosphorés, chlorpyrifos, s'adsorbent très fortement aux particules du sol et sont caractérisés par des coefficients d'adsorption supérieurs à 5000 ; ce qui les classent parmi les pesticides à mobilité extrêmement faible (McCall et al., 1980). Par contre, les pesticides qui présentent une solubilité dans l'eau et des KOC faibles, figurent parmi les molécules hautement mobiles. Ils sont donc de potentiels polluants des eaux souterraines (Evert, 2002; Van Scoy et al., 2013). Par ailleurs, le nombre de molécules détectées dans les sols était plus important que celui retrouvé dans les fruits. Cette situation s'explique par le fait que le sol soit directement exposé, contrairement aux autres matrices, et peut faire objet de plusieurs cycles de traitement.

Par ailleurs, les taux de recouvrement rapportés par les différents auteurs (Turgut, 2003 ; Tse et al., 2004 ; Tahboub et al., 2005 ; Claver et al., 2006 ; Palma et al., 2009) étaient relativement similaires. Cependant, les limites de détection des pesticides pris individuellement étaient comprises dans des intervalles plus ou moins larges. Ces variations résident dans les méthodes d'extraction et d'analyse choisies et pour une méthode donnée dans les conditions opératoires.

L'absorption de contaminants organiques par les organismes terrestres est intimement liée à l'eau interstitielle, qui est, en général, la voie dominante (Styrishave et al., 2008). Les organismes du sol à corps mou, tels que les vers de terre et les enchytraeides, absorbent les pesticides soit par diffusion passive à travers la peau soit par ingestion avec les particules du sol (De Silva et al., 2009)

Les organismes du sol à corps dur, comme les collemboles, prennent de l'oxygène et de l'eau à travers des organes spécialisés, également dans l'eau interstitielle du sol (EFSA, 2009). De plus, la biodisponibilité des pesticides dans l'eau interstitielle du sol peut être influencée par les propriétés du sol, telles que la teneur en MO et la teneur en argile (augmentation de la matière organique et de l'argile) qui sont liées à la sorption qui retient les molécules de pesticides sous une forme qui n'est pas disponible pour l'absorption par les organismes (EFSA, 2009; Van Gestel, 2012).

On s'attend à ce que l'azoxystrobine ait une faible toxicité environnementale pour les vers de terre et les arthropodes terrestres en raison des caractéristiques de son groupe chimique (strobilurine), car elle est relativement facilement dégradée dans l'environnement, entraînant un faible potentiel d'exposition chronique (Bartlett et al., 2002). Cependant, d'autres études ont révélé une réponse plus élevée de l'effet subléthal de l'azoxystrobine aux vers de terre, ce qui a eu des effets sur leur reproduction (Leitão et al., 2014).

Les effets du chlorpyrifos sur la faune du sol sont largement discutés, notamment sur les collemboles et les acariens (Jegade et al., 2017) mais surtout sur les vers de terre (Silva et al., 2019). Une forte toxicité des organophosphorés pour la faune du sol a déjà été signalée expliquant, ainsi, la forte diminution de tous les taxons du sol dans notre étude, suite aux importantes concentrations détectées du chlorpyrifos.

Les résultats de notre étude sont en accord avec ceux d'Endlweber et al. (2006). Leur expérience de terrain a montré une réduction significative d'un taxon (Protaphorura, un collembole du sol qui est non échantillonné dans notre étude) en réponse au chlorpyrifos. Pareillement, à notre étude, l'abondance globale de Collembola, rapportée par les mêmes auteurs, dans les parcelles traitées par le chlorpyrifos a été réduite, y compris les membres des genres *Ceratophysella* (Endlweber et al., 2006).

Plusieurs études ont indiqué que l'utilisation inappropriée des pesticides est principalement liée aux faibles connaissances et aux attitudes à l'égard de l'utilisation des pesticides (Bagheri et al., 2019). Les évaluations ont révélé que l'utilisation non sécurisée des pesticides est courante dans les pays en développement (Sa'ed et al., 2010). Compte tenu de l'attitude et des connaissances des agriculteurs sur les effets négatifs des pesticides sur la santé, une étude menée par Mohanty et al. (2013) a rapporté que 70 et 40 % des agriculteurs étaient conscients des effets des pesticides chimiques sur la santé et l'environnement, respectivement.

En outre, l'éducation et la formation sur l'application correcte des pesticides et les pratiques de sécurité courantes dans l'utilisation des pesticides seraient nécessaires dans le cadre de la gestion des programmes d'actions correctives.

En ce qui concerne les évaluations des risques pour la santé, une évaluation préliminaire de l'exposition cumulative pour les organophosphates et les carbamates dans les pommes brésiliennes a indiqué que les apports individuels (égaux ou supérieurs à 10 ans) représentent 100 % de la dose de référence aiguë

Dans une étude réalisée en Inde, il a été révélé que les pommes et les raisins étaient contaminés par des pesticides organophosphorés et non organophosphorés et qu'il existait un risque élevé pour la santé de leurs consommateurs. Les résultats de cette enquête suggèrent que la pulvérisation de pesticides sur le raisin à haute dose crée des problèmes de santé dans les pays en développement (Sinha et al., 2012).

En outre, la présente étude étant réalisée à partir d'échantillons prélevés dans des fermes agricoles, ces derniers peuvent présenter des niveaux de résidus plus élevés que ceux obtenus lors de la vente, probablement parce que les résidus se dégradent pendant l'intervalle de temps entre la récolte et la distribution (Jardim & Caldas, 2012). En outre, comme nous l'avons déjà mentionné, certaines activités telles que le stockage, le lavage,

l'épluchage et la cuisson peuvent réduire considérablement les niveaux de résidus de pesticides (Kaushik et al., 2009).

Les risques toxicologiques qui en découlent pour l'homme sont très importants (décès, perturbations endocriniennes, malformations congénitales, cancers, troubles neurologiques, troubles immunitaires....). Les risques écotoxicologiques peuvent être alarmants (destruction de population de vers de terre, de papillons, de grenouilles...) aboutissant à une diminution de la fertilité du sol et à la baisse des rendements agricoles (insécurité alimentaire). Ainsi, il est impératif de mettre en place des normes réglementaires dans un souci de protection de la santé des populations et d'une utilisation écologiquement rationnelle des pesticides.

Conclusion

Cette étude a abordé la question des pratiques d'utilisation des pesticides et de leur impact sur l'environnement dans les régions de Tizi-Ouzou et Boumerdès au nord-est de l'Algérie vu qu'à ce jour, il n'existe pas de diagnostic pertinent réalisé sur notre région d'étude, qui subit des problèmes de contamination par les pesticides. Dans ce présent projet, nous nous sommes tracés comme but de faire un bilan environnemental sur les pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires et à étudier l'état de différents vignobles, à travers l'évaluation des risques de contamination de sols par les pesticides, leur évolution vers les profondeurs et leur accumulation dans les produits alimentaires (raisins). Cette étude a exploré comment la mésofaune et la macrofaune du sol varient entre les périodes d'échantillonnage dans le contexte de l'application de pesticides.

Parmi les constatations qui ressortent de l'enquête menée dans le cadre de cette thèse, les agriculteurs sont peu informés des bonnes pratiques phytosanitaires et se soucient peu des risques liés à l'utilisation des pesticides sur leur santé, celles du consommateur et de l'environnement. En effet, ces risques sont d'autant plus importants que les agriculteurs ne respectent pas les bonnes pratiques phytosanitaires. Les résultats indiquent la commercialisation et l'application de plusieurs matières actives, principalement des néonicotinoïdes (20 %), des triazoles (17 %), des organophosphorés (9 %) et des pyréthroïdes (1 %) sur des spéculations diverses. La fréquence des traitements et les quantités à appliquer sont généralement déterminées de manière arbitraire. Le matériel utilisé pour le dosage et l'application des pesticides n'est pas conforme aux normes et standards requis.

L'analyse des échantillons de sol et de fruits (raisins) montrent des niveaux de contamination élevés dans les vignobles de Boumerdès avec la détection de presque toutes les molécules actuellement appliquées. En effet sur 8 molécules recherchées, 5 ont été retrouvées dans le sol et 3 dans les fruits. Par ailleurs, la détection de matières actives identiques dans les deux compartiments (sol-fruit) témoigne de leur forte utilisation au niveau des sites d'étude.

Les quatre sites ont présenté des profils de contamination analogues pour les deux matrices durant les trois campagnes de prélèvement. Ce résultat met en exergue une certaine homogénéité des pratiques dans les deux zones d'étude. Néanmoins, la distribution du nombre de pesticides retrouvés par échantillon diffère en fonction entre

ces sites. Ainsi, au moins un résidu de matière active a été quantifié dans 83% des échantillons de sols et dans 75 % des échantillons des fruits.

Les teneurs retrouvées dans les fruits ont été comparées aux normes internationales existantes. Près de 33% des fruits, renfermant des pourcentages de non-conformité variant selon les sites, ont été obtenus. En moyenne, au moins une matière active était présente à une teneur supérieure à la norme sur l'ensemble des échantillons. La consommation de ces aliments renfermant des teneurs élevées de pesticides générerait des risques sanitaires importants pour la population.

Il est également pertinent de noter, à partir des résultats expérimentaux, que la richesse de 11 classes d'invertébrés, composées de 24 ordres, a été réduite après les périodes de traitement. Nos résultats suggèrent que les traitements des vignobles avec des pesticides (principalement des fongicides) peuvent restructurer la communauté du sol en affectant l'abondance et la diversité des organismes non ciblés ; les effets les plus importants se produisent directement après l'application. Ces effets du traitement varient, cependant, entre les espèces, ce qui a été confirmé par les collembolés dans cette étude. Ces derniers ont montré des réponses claires en termes de composition, de richesse spécifique, d'abondance et de diversité permettant ainsi d'estimer les risques liés aux pesticides. Cependant, la question de savoir si ces changements conduisent à un déclin définitif des effectifs reste spéculative et nécessite des recherches supplémentaires. Des études de terrain et des expériences dans des conditions contrôlées sont nécessaires pour démêler les effets des variables environnementales et de la toxicité des fongicides sur la communauté faunistique des sols viticoles.

Ainsi, des mesures adaptées doivent être prises pour une application stricte de la réglementation permettant de mettre hors circuit les produits non homologués et les polluants organiques persistants. L'intervention du gouvernement est nécessaire pour renforcer les mécanismes d'application des lois actuelles sur les pesticides. En outre, l'importation, la vente et l'utilisation des pesticides hautement dangereux devraient être interdites, et l'utilisation et le développement de biopesticides devraient être encouragés afin d'appliquer un plan d'action durable dans le domaine agricole.

A ce propos, la gestion intégrée des cultures bien comprise et correctement appliquée peut contribuer à de bons résultats avec un impact minimal sur l'environnement. Son implémentation nécessite la sensibilisation des agriculteurs sur les effets liés à une

mauvaise utilisation des pesticides et sur l'existence de méthodes alternatives de contrôle des ravageurs.

Nous suggérons, enfin, que les priorités des travaux futurs sur les pesticides et leurs effets devraient se concentrer sur l'étude ou la simulation de situations réalistes sur le terrain, c'est-à-dire de multiples applications de pesticides pendant la saison de croissance, y compris leurs interactions temporelles et spatiales avec la faune et la flore.

Références

bibliographiques

A

- Abate, T., van Huis, A., & Ampofo, J. K. O. (2000). Pest Management Strategies in Traditional Agriculture: An African Perspective. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 631–659. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.631>
- Abd-Ella, A. (2011). Etude du mode d'action neurotoxique d'un repulsif, le deet utilisé seul et en association avec un insecticide sur l'acetylcholinesterase des dum neurones d'un insecte la Spécialité. Thèse de doctorat, université d'Angers, France. 179p.
- Adetutu, E. M., Ball, A. S., & Osborn, A. M. (2008). Azoxystrobin and soil interactions: degradation and impact on soil bacterial and fungal communities. *Journal of Applied Microbiology*, 105(6), 1777–1790.
- Akan, J. C., Jafiya, L., Mohammed, Z., & Abdulrahman, F. I. (2013). Organophosphorus pesticide residues in vegetables and soil samples from alau dam and gongulong agricultural areas, Borno State, Nigeria. *Ecosystems*, 3(6) : 58-64.
- Akogbeto, M. C., Djouaka, R., & Noukpo, H. (2005). Utilisation des insecticides agricoles au Bénin. *Bulletin de La Société de Pathologie Exotique*, 98(5), 400–405.
- Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture : their benefits and hazards. 2(1), 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Albero, B., Tadeo, J. L., & Pérez, R. A. (2019). Ultrasound-assisted extraction of organic contaminants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 118, 739-750.
- Anastassiades, M., Lehotay, S. J., Štajnbaher, D., & Schenck, F. J. (2003). Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid-phase extraction” for the determination of pesticide residues in produce. *Journal of AOAC international*, 86(2), 412-431.
- Anseur, O. (2009). Usages et besoins en information des agriculteurs en Algérie. Thèse de doctorat, université Lyon 2, France. 179p.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J. C., & García-Río, L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123(4), 247–260.
- Aristilde, L., Reed, M. L., Wilkes, R. A., Youngster, T., Kukurugya, M. A., Katz, V., & Sasaki, C. R. S. (2017). Glyphosate-Induced Specific and Widespread Perturbations in the Metabolome of Soil *Pseudomonas* Species. 5, 1–13.
- Aubertot, J. N., Barbier, J. M., Carpentier, A., Gril, J. J., Guichard, L., Lucas, P., ... & Voltz, M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Rapport d'expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France). 68p.

B

- Babić, S., Petrović, M., & Kaštelan-Macan, M. (1998). Ultrasonic solvent extraction of pesticides from soil. *Journal of chromatography A*, 823(1-2), 3-9.
- Bagheri, A., Emami, N., Damalas, C. A., & Allahyari, M. S. (2019). Farmers' knowledge, attitudes, and perceptions of pesticide use in apple farms of northern Iran: impact on safety behavior. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(9), 9343–9351.
- Bai, Y., Zhou, L., & Li, J. (2006). Organochlorine pesticide (HCH and DDT) residues in dietary products from Shaanxi Province, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(3), 422–428.
- Baize, D. (1988). *Guide des analyses courantes en pédologie*. Ed. INRA, Paris., 171 P.
- Bakırcı, G. T., Acay, D. B. Y., Bakırcı, F., & Ötleş, S. (2014). Pesticide residues in fruits and vegetables from the Aegean region, Turkey. *Food Chemistry*, 160, 379–392.
- Baldi, I., Cordier, S., Coumoul, X., Elbaz, A., Gamet-Payraastre, L., Lebailly, P., Multigner, L., Rahmani, R., Spinosi, J., & van Maele-Fabry, G. (2013). Pesticides: effets sur la santé. Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM). 1014 p.
- Bansal, O. P., & Gupta, V. (2010). Influence of oxamyl (pesticide) on the availability of nutrients (major and micro) and growth of tomato and mustard plants. *Int J. Chem. Sci*, 8, 2343–2352.
- Barceló, D. (1991). Occurrence, handling and chromatographic determination of pesticides in the aquatic environment. A review. *Analyst*, 116(7), 681-689.
- Barrios, E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), 269–285.
- Barriuso, E., Benoit, P., & Dubus, I. G. (2008). Formation of Pesticide Nonextractable (Bound) Residues in Soil: Magnitude, Controlling Factors and Reversibility. *Environmental Science & Technology*, 42(6), 1845–1854.
- Bart, S., Barraud, A., Amossé, J., Péry, A. R. R., Mouglin, C., & Pelosi, C. (2019). Effects of two common fungicides on the reproduction of *Aporrectodea caliginosa* in natural soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 181(January), 518–524.
- Bartlett, D. W., Clough, J. M., Godwin, J. R., Hall, A. A., Hamer, M., & Parr-Dobrzanski, B. (2002). The strobilurin fungicides. *Pest Management Science: Formerly Pesticide Science*, 58(7), 649–662.
- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E., & Gabrielle, B. (2002). Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22(1), 21-33..
- Belhadi, A, Mehenni, M., Reguieg, L., & Yakhlef, H. (2016). Pratiques phytosanitaires des serristes maraîchers de trois localités de l'est des Ziban et leur impact potentiel sur la santé humaine et l'environnement. *Revue Agriculture*, 1, 9–16.

- Belhadi, Amine, & Touriki, F. E. (2016). A framework for effective implementation of lean production in small and medium-sized enterprises. *Journal of Industrial Engineering and Management*, 9(3), 786–810.
- Benoit, P., Barriuso, E., Houot, S., & Calvet, R. (1996). Influence of the nature of soil organic matter on the sorption-desorption of 4-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol and the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D). *European Journal of Soil Science*, 47(4), 567–578.
- Bermúdez-Couso, A., Arias-Estévez, M., Nóvoa-Muñoz, J. C., López-Periago, E., Soto-González, B., Simal-Gándara, J., & Press, A. I. N. (2007). Seasonal distributions of fungicides in soils and sediments of a small river basin partially devoted to vineyards. *Water Research*, 41(19), 4515–4525.
- Bessaoud, O. (2019). Rapport de synthèse sur l'agriculture en Algérie, Projet D'appui A L'initiative Enpard Mediterranee. 1–82.
- Bettiche, F., Grunberger, O., & Belhamra, M. (2017). Contamination des eaux par les pesticides sous système de production intensive (serres), cas de Biskra, Algérie. *Courrier Du Savoir*23 (Juin), 39–48.
- Biel-Maeso, M., Burke, V., Greskowiak, J., Massmann, G., Lara-Martín, P. A., & Corada-Fernández, C. (2021). Mobility of contaminants of emerging concern in soil column experiments. *Science of The Total Environment*, 762, 144102.
- Boedeker, W., Watts, M., Clausing, P., & Marquez, E. (2020). The global distribution of acute unintentional pesticide poisoning: estimations based on a systematic review. *BMC Public Health*, 20(1), 1875.
- Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D.D. & Tóthmérész B. (2015). Distribution of millipedes (Myriapoda, diplopoda) along a forest interior – forest edge – grassland habitat complex. *Zookeys*, 510, 181–195. .
- Booth, L. H., Bithell, S. L., Wratten, S. D., & Heppelthwaite, V. J. (2003). Vineyard Pesticides and Their Effects on Invertebrate Biomarkers and Bioindicator Species in New Zealand. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(6), 1131–1138. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-8879-9>
- Bouchonnet, S., & Libong, D. (2004). Le couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse. *Actualité chimique*, 7-14.
- Broznić, D., Didović, M. P., Rimac, V., & Marinić, J. (2021). Sorption and leaching potential of organophosphorus insecticide dimethoate in Croatian agricultural soils. *Chemosphere*, 273, 128563.
- 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: 131-141.

- Buchholz, J., Querner, P., Paredes, D., Bauer, T., Strauss, P., Guernion, M., Scimia, J., Cluzeau, D., Burel, F., Kratschmer, S., Winter, S., Potthoff, M., & Zaller, J. G. (2017). Soil biota in vineyards are more influenced by plants and soil quality than by tillage intensity or the surrounding landscape. *Scientific Reports*, 7(1), 1–12.
- Burgio, G., Marchesini, E., Reggiani, N., Montepaone, G., Schiatti, P., & Sommaggio, D. (2016). Habitat management of organic vineyard in Northern Italy: The role of cover plants management on arthropod functional biodiversity. *Bulletin of Entomological Research*, 106(6), 759–768.

C

- Calvet, R. (2005). *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. France agricole éditions. 637p.
- Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil / plant system : a review. 162, 145–173.
- Carniel, L. S. C., Niemeyer, J. C., de Oliveira Filho, L. C. I., Alexandre, D., Gebler, L., & Klauberg-Filho, O. (2020). Are there any risks of the disposal of pesticide effluents in soils? Biobed system meets ecotoxicology ensuring safety to soil fauna. *Ecotoxicology*, 29(9), 1409–1421.
- Carpio, J., & Mar, M. (2021). Effect of Organic Residues on Pesticide Behavior in Soils : A Review of Laboratory Research. *Environments*, 8(4), 32.
- Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy*, 9(7–8), 685–692.
- Centers for Disease Control and Prevention Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, Updated Tables, February 2015. (accessed on 28 September 2018); Available online: http://www.cdc.gov/biomonitoring/pdf/fourthreport_updatedtables_feb2015.pdf.
- Chaplain, V., Mamy, L., & Vieublé-gonod, L. (2011). Approche intégrée pour l' étude du comportement des pesticides dans les sols. November 2015.
- Chaudhary, N., Choudhary, K. K., Agrawal, S. B., & Agrawal, M. (2020). Pesticides Usage, Uptake and Mode of Action in Plants with Special Emphasis on Photosynthetic Characteristics. *Pesticides in Crop Production: Physiological and Biochemical Action*, 159-180.
- Chedded, M. A. (2015). *Analyse de l'impact des investissements agricoles réalisés dans le cadre du Plan National de Développement Agricole (PNDA) sur l'évolution des techniques de productions laitières, céréalières et oléicoles en Algérie: étude de cas dans la wilaya de Tizi-Ouzou*. Thèse de doctorat, université d'Avignon, France.
- Chin-pampillo, J. S., Rodr, C. E., & Ruiz-hidalgo, K. (2013). On-farm biopurification systems: role of white rot fungi in depuration of pesticide-containing wastewaters. *FEMS microbiology letters*, 345(1), 1-12.

- Cissé, I., Tandia, A. A., & Fall, S. T. (2003). Usage incontrôlé des pesticides en agriculture périurbaine: cas de la zone des Niayes au Sénégal. *Cahiers Agricultures*, 12(3), 181–186.
- Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L., & Ovelleiro, J. L. (2006). Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere*, 64(9), 1437–1443.
- Cortet, J., Joffre, R., Elmholt, S., & Krogh, P. H. (2003). Increasing species and trophic diversity of mesofauna affects fungal biomass, mesofauna community structure and organic matter decomposition processes. *Biology and Fertility of Soils*, 37(5), 302–312.
- Costa, L. G. (2015). The neurotoxicity of organochlorine and pyrethroid pesticides. *Handbook of Clinical Neurology*, 131, 135–148.
- Cunningham, S. D., Shann, J. R., Crowley, D. E., & Anderson, T. A. (1997). Phytoremediation of Contaminated Water and Soil. In *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. American Chemical Society. 664: 2-17.

D

- David, J.F., Devernay, S., Loucougaray, G. & Le Floch E. (1999). Belowground biodiversity in a Mediterranean landscape: relationships between saprophagous macroarthropod communities and vegetation structure. *Biodivers. Conserv.*, 8, 753–767.
- De Oliveira, J. L., Campos, E. V. R., Bakshi, M., Abhilash, P. C., & Fraceto, L. F. (2014). Application of nanotechnology for the encapsulation of botanical insecticides for sustainable agriculture: prospects and promises. *Biotechnology advances*, 32(8), 1550-1561.
- De Silva, P. M. C. S., Pathiratne, A., & van Gestel, C. A. M. (2009). Influence of temperature and soil type on the toxicity of three pesticides to *Eisenia andrei*. *Chemosphere*, 76(10), 1410–1415. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.006>
- DESA, O. (2015). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospects. The 2015 Revision. Key Findings and Advance Tables*.
- Diez, C., Traag, W. A., Zommer, P., Marinero, P., & Atienza, J. (2006). Comparison of an acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid-phase extraction” method with classical multi-residue methods for the extraction of herbicide residues in barley samples. *Journal of Chromatography A*, 1131(1-2), 11-23.
- Donal, P. F., Gree, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. *Proceedings. Biological Sciences*, 268(1462), 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Drogue, S., & Demaria, F. (2012). Pesticide residues and trade, the apple of discord? Résidus de pesticides et commerce, une pomme de discorde? No. hal-02648372.
- DSA (Direction des Services Agricoles), 2019, Le service des statistiques agricoles et des enquêtes économiques. Tizi-Ouzou, Algérie DSA Direction des Services Agricoles. Le service des statistiques agricoles et des enquêtes économiques.

E

- EFSA, E. F. S. A. (2009). The usefulness of total concentrations and pore water concentrations of pesticides in soil as metrics for the assessment of ecotoxicological effects-Scientific Opinion of the Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). *EFSA Journal*, 7(1), 922.
- EFSA, E. P. on P. P. P. and their R. (2013). Scientific Opinion on the identification of pesticides to be included in cumulative assessment groups on the basis of their toxicological profile. *EFSA Journal*, 11(7), 3293.
- EFSA. (2007). Opinion of the Scientific Panel on Plant protection products and their residues (PPR) related to the revision of Annexes II and III to Council Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market - Fate and Behaviour in t. *EFSA Journal*, 5(2), 1–44.
- Titi, A. E. (2003). Non-inversion tillage in integrated farming concepts: Prospects and constraints of cropping systems in the southwest of Germany. *Conservation Agriculture*. Springer, 211-219.
- Endlweber, K., Schädler, M., & Scheu, S. (2006). Effects of foliar and soil insecticide applications on the collembolan community of an early set-aside arable field. *Applied Soil Ecology*, 31(1–2), 136–146.
- European Commission (2018). “*Science for Environment Policy*”: *Flying Insects in West German Nature Reserves Suffer Decline of More Than 76% (1973–2000)*. European Commission DG Environment News Alert Service. Available online at: http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/flying_insects_west_german_nature_reserves_suffer_decline_more_than_76pc_1973_2000_511nal_en.pdf (accessed March 27, 2019).
- Evert, S. (2002). Environmental fate of Carbofuran. California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation, Sacramento.

F

- Faber, F., Wachter, E., & Zaller, J. G. (2017). Earthworms are little affected by reduced soil tillage methods in vineyards. *Plant, Soil and Environment*, 63(6), 257–263.
- FAO (Food and Agriculture Organisation), (2002). *Directives sur les normes relatives au matériel agricole d'application de pesticides et méthodes d'essai* (Rome: Food and Agriculture Organization).
- FAO. (2020). prévention et l'élimination des pesticides périmés. Available online: <https://www.fao.org/agriculture/crops/obsolete-pesticides/accueil/fr/> (accessed on 9 February 2020)
- FAO. (2021). Pesticide Use Statistics. Food and Agriculture Organization of the United Nations Web Page, (22 June 2021).

- FAOSTAT, (2019). Pesticides Use statistic. Available online at <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP> (accessed 23 october 2019).
- Ferrario, C., Finizio, A., & Villa, S. (2017). Legacy and emerging contaminants in meltwater of three Alpine glaciers. *Science of The Total Environment*, 574, 350–357. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.067>
- Ferraro, D. O., & Ghersa, C. M. (2007). Quantifying the crop management influence on arable soil condition in the Inland Pampa (Argentina). *Geoderma*, 141(1–2), 43–52.
- Fiera, C., Ulrich, W., Popescu, D., Buchholz, J., Querner, P., Bunea, C. I., ... & Zaller, J. G. (2020). Tillage intensity and herbicide application influence surface-active springtail (Collembola) communities in Romanian vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 300, 107006.
- Fiera, C., Ulrich, W., Popescu, D., Bunea, C. I., Manu, M., Nae, I., Stan, M., Markó, B., Urák, I., Giurginca, A., Penke, N., Winter, S., Kratschmer, S., Buchholz, J., Querner, P., & Zaller, J. G. (2020). Effects of vineyard inter-row management on the diversity and abundance of plants and surface-dwelling invertebrates in Central Romania. *Journal of Insect Conservation*, 24(1), 175–185.
- Foreman, W. T., Majewski, M. S., Goolsby, D. A., Wiebe, F. W., & Coupe, R. H. (2000). Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, part II — air. *Science of The Total Environment*, 248(2), 213–226.
- Frampton, G. K., & van den Brink, P. J. (2007). Collembola and macroarthropod community responses to carbamate, organophosphate and synthetic pyrethroid insecticides: Direct and indirect effects. *Environmental Pollution*, 147(1), 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.038>
- Frouz, J., Livečková, M., Albrechtová, J., Chroňáková, A., Cajthaml, T., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Baldrian, P., Lhotáková, Z., Šimáčková, H., & Cepáková, Š. (2013). Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309, 87–95.
- Furlan, L., & Kreuzweiser, D. (2015). Alternatives to neonicotinoid insecticides for pest control: case studies in agriculture and forestry. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 135–147.

G

- Gamet-Payrastre, L. (2011). Effets physiopathologiques des mélanges de pesticides. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 46(2), 82–85.
- Gan, H., & Wickings, K. (2017). Soil ecological responses to pest management in golf turf vary with management intensity, pesticide identity, and application program. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 246, 66–77.
- Gatignol, C., & Étienne, J. C. (2010). Rapport sur pesticides et santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 262p.

- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97–105.
- Gevao, B., Semple, K. T., & Jones, K. C. (2000). Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution*, 108(1), 3–14.
- Ghormade, V., Deshpande, M. V., & Paknikar, K. M. (2011). Perspectives for nano-biotechnology enabled protection and nutrition of plants. *Biotechnology Advances*, 29(6), 792–803.
- Ghosal, A., Hati, A., Mal, S., Mukherjee, A., & Mukherjee, A. (2018). Impact of Some New Generation Insecticides on Beneficial Rhizospheric Microorganisms in Rice Maize Cropping System. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 7(05), 666–676.
- Godfray, H. C. J., & Garnett, T. (2014). Food security and sustainable intensification. *Philosophical transactions of the Royal Society B: biological sciences*, 369(1639), 20120273.
- Griffith, C. M., Woodrow, J. E., & Seiber, J. N. (2015). Environmental behavior and analysis of agricultural sulfur. *Pest management science*, 71(11), 1486–1496.
- Grundmann, S., Doerfler, U., Munch, J. C., Ruth, B., & Schroll, R. (2011). Impact of soil water regime on degradation and plant uptake behaviour of the herbicide isoproturon in different soil types. *Chemosphere*, 82(10), 1461–1467.
- Guida, Y., de Carvalho, G. O., Capella, R., Pozo, K., Lino, A. S., Azeredo, A., Carvalho, D. F. P., Braga, A. L. F., Torres, J. P. M., & Meire, R. O. (2021). Atmospheric Occurrence of Organochlorine Pesticides and Inhalation Cancer Risk in Urban Areas at Southeast Brazil. *Environmental Pollution*, 271, 116359.
- Guigon-Moreau, E. (2006). Transferts des pesticides vers les eaux superficielles et l'atmosphère : caractérisation et modélisation sur le bassin versant de la Vesle. Thèse de doctorat, université Paris 6. France. 251p.
- Gupta, S., & Gupta, K. (2020). Bioaccumulation of Pesticides and Its Impact on Biological Systems. In *Pesticides in Crop Production*. John Wiley & Sons, Ltd. 55–67
- Guyton, KZ., Loomis, D., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N. et al., 2015, Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. *The Lancet Oncology* 5, 490-491.

H

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), 1–21.

- Hansen, M. R., Jørs, E., Lander, F., Condarco, G., & Schlünssen, V. (2014). Is cumulated pyrethroid exposure associated with prediabetes? A cross-sectional study. *Journal of Agromedicine*, 19(4), 417–426.
- Harada, K. H., Tanaka, K., Sakamoto, H., Imanaka, M., Niisoe, T., Hitomi, T., Kobayashi, H., Okuda, H., Inoue, S., & Kusakawa, K. (2016). Biological monitoring of human exposure to neonicotinoids using urine samples, and neonicotinoid excretion kinetics. *PloS One*, 11(1), e0146335.
- Hassan, A. S. (2019). Inorganic-based pesticides: a review article. *Egypt Sci J Pestic*, 5, 39-52.
- Henry, Matieu, Bombelli, A., Trotta, C., Alessandrini, A., Birigazzi, L., Sola, G., Vieilledent, G., Santenoise, P., Longuetaud, F., & Valentini, R. (2013). GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *Iforest-Biogeosciences and Forestry*, 6(6), 326-330.
- Henry, Mickaël, Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., & Decourtye, A. (2012). A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336(6079), 348–350.
- Herrero-Hernández, E., Andrades, M. S., Álvarez-Martín, A., Pose-Juan, E., Rodríguez-Cruz, M. S., & Sánchez-Martín, M. J. (2013). Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. *Journal of Hydrology*, 486, 234–245.
- Hinckley, E.-L. S., Fendorf, S., & Matson, P. (2011). Short-term fates of high sulfur inputs in Northern California vineyard soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89(1), 135–142.
- Hoferkamp, L., Hermanson, M. H., & Muir, D. C. G. (2010). Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007. *The Science of the Total Environment*, 408(15), 2985–2994.
- Holland, J. M., Frampton, G. K., Çilgi, T., & Wratten, S. D. (1994). Arable acronyms analysed – a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Annals of Applied Biology*, 125(2), 399–438.
- Hussain, S., Siddique, T., Saleem, M., Arshad, M., & Khalid, A. (2009). Impact of pesticides on soil microbial diversity, enzymes, and biochemical reactions. *Advances in agronomy*, 102, 159-200.
- Hvězdová, M., Kosubová, P., Košíková, M., Scherr, K. E., Šimek, Z., Brodský, L., Šudoma, M., Škulcová, L., Sáňka, M., Svobodová, M., Krkošková, L., Vašíčková, J., Neuwirthová, N., Bielská, L., & Hofman, J. (2018). Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *The Science of the Total Environment*, 613–614, 361—370.
- Hwang, J.-I., Lee, S.-E., & Kim, J.-E. (2017). Comparison of theoretical and experimental values for plant uptake of pesticide from soil. *PLOS ONE*, 12(2), 1–13.

I

- IRAC – Insecticides Resistance Action Committee (2016). Insecticide Mode of Action Classification Scheme. Version 8.1. www.irc-online.org. 1–26.
- Islam, M. S., Azim, F., Saju, H., Zargar, A., Shirzad, M., Kamal, M., Fatema, K., Rehman, S., Azad, M. A. M., & Ebrahimi-Barough, S. (2021). Pesticides and Parkinson's disease: Current and future perspective. *Journal of Chemical Neuroanatomy*, 115, 101966.
- ISO. (1994). *ISO 11265:1994: Qualité du sol—Détermination de la conductivité électrique spécifique*. ISO. <https://www.iso.org/fr/standard/19243.html>

J

- Jallow, M. F., Awadh, D. G., Albaho, M. S., Devi, V. Y., & Thomas, B. M. (2017). Pesticide knowledge and safety practices among farm workers in Kuwait: results of a survey. *International journal of environmental research and public health*, 14(4), 340.
- Jardim, A. N. O., & Caldas, E. D. (2012). Brazilian monitoring programs for pesticide residues in food—Results from 2001 to 2010. *Food Control*, 25(2), 607–616.
- Jegede, O. O., Owojori, O. J., & Römbke, J. (2017). Temperature influences the toxicity of deltamethrin, chlorpyrifos and dimethoate to the predatory mite *Hypoaspis aculeifer* (Acari) and the springtail *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 140, 214–221.
- La Jeunesse, I., Amiot, A., Landry, D., Jadas-Hecart, A., Communal, P. Y., Ballouche, A., ... & Mounereau, L. (2015). Transferts de pesticides dans un petit bassin versant viticole des coteaux du Layon: importance des pics lors du ruissellement. *Norois. Environnement, aménagement, société*, (235), 67-86.
- Jørgensen, L. N., Kudsk, P., & Ørum, J. E. (2019). Links between pesticide use pattern and crop production in Denmark with special reference to winter wheat. *Crop Protection*, 119, 147–157.
- Liliana Juc. " Etude des risques liés à l'utilisation des pesticides Organochlores et impact sur l'environnement et la santé humaine ". Sciences de la Terre. Université Claude Bernard - Lyon I, 2007. Français. <tel-00330431>
- Jury, W. A., Focht, D. D., & Farmer, W. J. (1987). Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 16, 422-428.

K

- Kamel, F., Engel, L. S., Gladen, B. C., Hoppin, J. A., Alavanja, M. C. R., & Sandler, D. P. (2005). Neurologic symptoms in licensed private pesticide applicators in the agricultural health study. *Environmental Health Perspectives*, 113(7), 877–882.
- Kaushik, G., Satya, S., & Naik, S. N. (2009). Food processing a tool to pesticide residue dissipation—A review. *Food Research International*, 42(1), 26–40.

Klikocka, H., Cybulska, M., Barczak, B., Narolski, B., Szostak, B., Kobiałka, A., Nowak, A., & Wójcik, E. (2016). The effect of sulphur and nitrogen fertilization on grain yield and technological quality of spring wheat. *Plant, Soil and Environment*, 62(5), 230–236.

Kuang, Z., McConnell, L. L., Torrents, A., Meritt, D., & Tobash, S. (2003). Atmospheric deposition of pesticides to an agricultural watershed of the Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality*, 32(5), 1611–1622.

Kumari, B., Madan, V. K., & Kathpal, T. S. (2008). Status of insecticide contamination of soil and water in Haryana, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1), 239–244.

Kurek, J., MacKeigan, P. W., Veinot, S., Mercer, A., & Kidd, K. A. (2019). Ecological legacy of DDT archived in lake sediments from eastern Canada. *Environmental Science & Technology*, 53(13), 7316-7325.

L

Landon, JR. (1991). *Booker Tropical Soil Manual. A Handbook for Soil Survey and Agricultural Land Evaluation in the Tropics and Subtropics* BAL. Autony Rowe Ltd., Chippenham, Wiltshire pp.450

Lal, R. (2005). Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research*, 81(2), 137-142.

Lamberth, C.; Jeanmart, S.; Luksch, T.; Plant, A. (2013) Current challenges and trends in 348 the discovery of agrochemicals. *Science*, 341, 742-746

Lamichhane, J. R., Dachbrodt-Saaydeh, S., Kudsk, P., & Messéan, A. (2016). Toward a Reduced Reliance on Conventional Pesticides in European Agriculture. *Plant Disease*, 100(1), 10–24.

Lebik, H., & Ait-amar, H. (2013). Pesticides occurrence in groundwater sources of Mouzaa (Algeria). *African Journal of Agricultural Research*, 8(31), 4269–4279.

Leitão, S., Cerejeira, M. J., Van den Brink, P. J., & Sousa, J. P. (2014). Effects of azoxystrobin, chlorothalonil, and ethoprophos on the reproduction of three terrestrial invertebrates using a natural Mediterranean soil. *Applied Soil Ecology*, 76, 124–131.

Lerch, T. Z., Dignac, M.-F., Nunan, N., Bardoux, G., Barriuso, E., & Mariotti, A. (2009). Dynamics of soil microbial populations involved in 2,4-D biodegradation revealed by FAME-based Stable Isotope Probing. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 77–85.

Li, Z. (2020). Spatiotemporal pattern models for bioaccumulation of pesticides in common herbaceous and woody plants. *Journal of Environmental Management*, 276, 111334.

Lichiheb, N., Bedos, C., Personne, E., Benoit, P., Bergheaud, V., Fanucci, O., ... & Barriuso, E. (2015). Measuring leaf penetration and volatilization of chlorothalonil and epoxiconazole applied on wheat leaves in a laboratory-scale experiment. *Journal of environmental quality*, 44(6), 1782-1790.

Lu, C., Barr, D. B., Pearson, M. A., & Waller, L. A. (2008). Dietary Intake and Its Contribution to Longitudinal Organophosphorus Pesticide Exposure in Urban/Suburban Children. *Environmental Health Perspectives*, 116(4), 537–542. <https://doi.org/10.1289/ehp.10912>

Lushchak, V. I., Matviishyn, T. M., Husak, V. V., Storey, J. M., & Storey, K. B. (2018). Pesticide toxicity: a mechanistic approach. *EXCLI Journal*, 17, 1101–1136. <https://doi.org/10.17179/excli2018-1710>

M

Ma, Y., Yun, X., Ruan, Z., Lu, C., Shi, Y., Qin, Q., Men, Z., Zou, D., Du, X., Xing, B., & Xie, Y. (2020). Science of the Total Environment Review of hexachlorocyclohexane (HCH) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) contamination in Chinese soils. *Science of the Total Environment*, 749, 141212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141212>

Mahdavi, V., Eslami, Z., Molaee-Aghaee, E., Peivasteh-Roudsari, L., Sadighara, P., Fakhri, Y., & Ravanlou, A. A. (2022). Evaluation of pesticide residues and risk assessment in apple and grape from western Azerbaijan Province of Iran. *Environmental Research*, 203, 111882.

Mahmood, I., Imadi, S. R., Shazadi, K., Gul, A., & Hakeem, K. R. (2016). Effects of Pesticides on Environment. In K. R. Hakeem, M. S. Akhtar, & S. N. A. Abdullah (Eds.), *Plant, Soil and Microbes: Springer International Publishing*, 1, 253–269.

Majewski, M. S., Coupe, R. H., Foreman, W. T., & Capel, P. D. (2014). Pesticides in Mississippi air and rain: a comparison between 1995 and 2007. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6), 1283–1293.

Maldonado, M. I., Malato, S., Zapata, A., Oller, I., Bizani, E., & Sa, J. A. (2009). Evaluation of operational parameters involved in solar photo-Fenton degradation of a commercial pesticide mixture. 144, 94–99.

Mamy, L., Barriuso, E., & Crops, A. (2007). Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils. *European Journal of Soil Science*, 58(1), 174–187.

Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8, 14.

Marichal, R., Praxedes, C., Decaëns, T., Grimaldi, M., Oszwald, J., Brown, G. G., Desjardins, T., da Silva, M. L., Feijoo Martinez, A., Oliveira, M. N. D., Velasquez, E., & Lavelle, P. (2017). Earthworm functional traits, landscape degradation and ecosystem services in the Brazilian Amazon deforestation arc. *European Journal of Soil Biology*, 83, 43–51.

Martin, T., Ochou, G. O., Hala-N’Klo, F., Vassal, J., & Vaissayre, M. (2000). Pyrethroid resistance in the cotton bollworm, *Helicoverpa armigera* (Hübner), in West Africa. *Pest Management Science: Formerly Pesticide Science*, 56(6), 549–554.

Masiá, A., Vásquez, K., Campo, J., & Picó, Y. (2015). Assessment of two extraction methods to determine pesticides in soils, sediments and sludges. Application to the Túria River Basin. *Journal of Chromatography A*, 1378, 19-31.

- Masiá, A., Vázquez, K., Campo, J., & Picó, Y. (2015). Assessment of two extraction methods to determine pesticides in soils, sediments and sludges. Application to the Túria River Basin. *Journal of chromatography. A*, 1378, 19–31.
- Mast, M. A., Foreman, W. T., & Skaates, S. V. (2007). Current-Use Pesticides and Organochlorine Compounds in Precipitation and Lake Sediment from Two High-Elevation National Parks in the Western United States. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52(3), 294–305.
- Maurya, P. K., & Malik, D. S. (2016). Accumulation and distribution of organochlorine and organophosphorus pesticide residues in water, sediments and fishes, *Heteropneustis fossilis* and *Puntius ticto* from Kali River, India. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*, 8(5), 30-40.
- Mayanglambam, T., Vig, K., & Singh, D. K. (2005). Quinalphos Persistence and Leaching Under Field Conditions and Effects of Residues on Dehydrogenase and Alkaline Phosphomonoesterases Activities in Soil. October, 1067–1076.
- McCall, P. J., Swann, R. L., Laskowski, D. A., Unger, S. M., Vrona, S. A., & Dishburger, H. J. (1980). Estimation of chemical mobility in soil from liquid chromatographic retention times. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 24(1), 190–195.
- McCravy, K. (2018). A review of sampling and monitoring methods for beneficial arthropods in agroecosystems. *Insects*, 9(4), 170.
- Mebdoua, S., Lazali, M., Ounane, S. M., Tellah, S., Nabi, F., & Ounane, G. (2017). Evaluation of pesticide residues in fruits and vegetables from Algeria. *Food Additives & Contaminants: Part B*, 10(2), 91–98.
- Menezes Filho, A., dos Santos, F. N., & de Paula Pereira, P. A. (2010). Development, validation and application of a methodology based on solid-phase micro extraction followed by gas chromatography coupled to mass spectrometry (SPME/GC–MS) for the determination of pesticide residues in mangoes. *Talanta*, 81(1–2), 346–354.
- Merhi, M. (2008). Etude de l'impact de l'exposition à des mélanges de pesticides à faibles doses: caractérisation des effets sur des lignées cellulaires humaines et sur le système hématopoïétique murin.
- Messing, P., Farenhorst, A., Waite, D., & Sproull, J. (2013). Chemosphere Influence of usage and chemical – physical properties on the atmospheric transport and deposition of pesticides to agricultural regions of Manitoba , Canada. *Chemosphere*, 90(6), 1997–2003. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.071>
- Mitchell, E. A. D., Mulhauser, B., Mulo, M., Mutabazi, A., Glauser, G., & Aebi, A. (2017). A worldwide survey of neonicotinoids in honey. *Science*, 358(6359), 109–111.
- Mohanty, M. K., Behera, B. K., Jena, S. K., Srikanth, S., Mogane, C., Samal, S., & Behera, A. A. (2013). Knowledge attitude and practice of pesticide use among agricultural workers in Puducherry, South India. *Journal of Forensic and Legal Medicine*, 20(8), 1028–1031.
- Moretto, A. (2014). Pesticide Residues: Inorganic and Other Metal-Containing Compounds. In Y. Motarjemi (Ed.), *Encyclopedia of Food Safety*. Academic Press, 15–18

Mostafalou, S., & Abdollahi, M. (2013). Pesticides and human chronic diseases: Evidences, mechanisms, and perspectives. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 268(2), 157–177.

Moussaoui, K. M., Boussahel, R., Tchoulak, Y., Haouchine, O., Benmami, M., & Dalachi, N. (2001). Utilisation, évaluation et impacts des pesticides en Algérie. Ecole Nationale Polytechnique, Alger, Algérie, 31.

Muñoz-leoz, B., Ruiz-romera, E., Antigüedad, I., & Garbisu, C. (2011). Soil Biology & Biochemistry Tebuconazole application decreases soil microbial biomass and activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(10), 2176–2183.

N

Natal-da-Luz, T., Moreira-Santos, M., Ruedert, C., Castillo, L. E., Ribeiro, R., & Sousa, J. P. (2012). Ecotoxicological characterization of a tropical soil after diazinon spraying. *Ecotoxicology*, 21(8), 2163–2176.

Neumann, M., Liess, M., & Schulz, R. (2003). A qualitative sampling method for monitoring water quality in temporary channels or point sources and its application to pesticide contamination. *Chemosphere*, 51(6), 509–513.

Ngom, S., Seydou, T., Thiam, M. B., & Anastasie, M. (2012). Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. Synthèse: *Revue des Sciences et de la Technologie*, 25, 119-130.

Nowak, K. M., Girardi, C., Miltner, A., Gehre, M., Schäffer, A., & Kästner, M. (2013). Contribution of microorganisms to non-extractable residue formation during biodegradation of ibuprofen in soil. *Science of The Total Environment*, 445–446, 377–384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.011>

O

OCDE (2001). Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. Volume 3 : Méthodes et résultats. Organisation de coopération et de développement économique. Paris, 439p.

Oerke, E. C. (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 144(1), 31–43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>

Oesterlund, A. H., Thomsen, J. F., Sekimpi, D. K., Maziina, J., Racheal, A., & Jørs, E. (2014). Pesticide knowledge, practice and attitude and how it affects the health of small-scale farmers in Uganda: a cross-sectional study. *African health sciences*, 14(2), 420-433.

OMS. (2021). Gestion des pesticides dans l'agriculture et la santé publique: recueil des directives de la FAO et de l'OMS et d'autres ressources

Ozcan, S., Tor, A., & Aydin, M. E. (2009). Application of ultrasound-assisted emulsification-micro-extraction for the analysis of organochlorine pesticides in waters. *water research*, 43(17), 4269-4277.

P

- PAN Pesticide action network. (2010). Pesticide database. (last accessed on 26 February 2018). Available online: <http://www.pesticideinfo.org> 5.
- Paoletti, M.G. (1999). The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 74(1–3), 137–155.
- Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V. L., Fernandes, R. M., Soares, A. M., López de Alda, M. J., Barceló, D., & Barbosa, I. R. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment international*, 35(3), 545–551.
- Pascotto, V. M., Guerra, M. T., Franci, J. A. A., de Camargo, J. L. V, Kempinas, W. G., & Franchi, C. A. S. (2015). Effects of a mixture of pesticides on the adult female reproductive system of Sprague-Dawley, Wistar, and Lewis rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 78(9), 602–616.
- Peck, D. C. (2009). Long-term effects of imidacloprid on the abundance of surface- and soil-active nontarget fauna in turf. *Agricultural and Forest Entomology*, 11(4), 405–419.
- Pedrotti, C., da Silva Ribeiro, R. T., & Schwambach, J. (2019). Control of postharvest fungal rots in grapes through the use of *Baccharis trimera* and *Baccharis dracunculifolia* essential oils. *Crop Protection*, 125, 104912.
- Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M., & Vandebulcke, F. (2014). Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 199–228.
- Pennington, T., Reiff, J. M., Theiss, K., Entling, M. H., & Hoffmann, C. (2018). Reduced fungicide applications improve insect pest control in grapevine. *BioControl*, 63(5), 687–695.
- Perez-Fernandez, C., Morales-Navas, M., Guardia-Escote, L., Colomina, M. T., Giménez, E., & Sánchez-Santed, F. (2020). Postnatal exposure to low doses of Chlorpyrifos induces long-term effects on 5C-SRTT learning and performance, cholinergic and GABAergic systems and BDNF expression. *Experimental Neurology*, 330, 113356.
- Perlatti, B., de Souza Bergo, P. L., Fernandes, J. B., & Forim, M. R. (2013). Polymeric nanoparticle-based insecticides: a controlled release purpose for agrochemicals. In *Insecticides-Development of safer and more effective technologies*. IntechOpen.
- Pesce, S., Morin, S., Lissalde, S., Montuelle, B., & Mazzella, N. (2011). Combining polar organic chemical integrative samplers (POCIS) with toxicity testing to evaluate pesticide mixture effects on natural phototrophic biofilms. *Environmental Pollution*, 159(3), 735–741.
- Pétard, J. (1993). *Les méthodes d'analyse: Tome 1 Analyses de sols* (ORSTOM). ORSTOM.
- Pfingstmann, A., Paredes, D., Buchholz, J., Querner, P., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Winter, S., & Zaller, J. (2019). Contrasting effects of tillage and landscape structure on spiders and springtails in vineyards. *Sustainability (Switzerland)*, 11(7), 1–14.

- Pimentel, D. (2005). 'Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States.' *Environment, Development and Sustainability*, 7(2), 229–
- Pingault, N., Pleyber, É., Champeaux, C., Guichard, L., & Omon, B. (2009). Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures : l'indicateur de fréquence de traitement 1. 61–94.
- Pirsaheb, M., Fakhri, Y., Karami, M., Akbarzadeh, R., Safaei, Z., Fatahi, N., Sillanpää, M., & Asadi, A. (2019). Measurement of permethrin, deltamethrin and malathion pesticide residues in the wheat flour and breads and probabilistic health risk assessment: a case study in Kermanshah, Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 99(13), 1353–1364.
- Pokhrel, B., Gong, P., Wang, X., Khanal, S. N., Ren, J., & Wang, C. (2018). Atmospheric organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in urban areas of Nepal : spatial variation , sources , temporal trends , and long-range transport potential. 1325–1336.
- Pose-Juan, E., Fernández-Cruz, T., & Simal-Gándara, J. (2016). State of the art on public risk assessment of combined human exposure to multiple chemical contaminants. *Trends in Food Science & Technology*, 55, 11–28.
- Pose-juan, E., Sánchez-martín, M. J., Andrades, M. S., Rodríguez-cruz, M. S., & Herrero-hernández, E. (2015). Science of the Total Environment Pesticide residues in vineyard soils from Spain : Spatial and temporal distributions. *Science of the Total Environment*, 514, 351–358.
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345–353.
- Pretty, J., & Bharucha, Z. P. (2015). Integrated pest management for sustainable intensification of agriculture in Asia and Africa. *Insects*, 6(1), 152–182. <https://doi.org/10.3390/insects6010152>
- Pryke, J. S., Roets, F., & Samways, M. J. (2013). Importance of habitat heterogeneity in remnant patches for conserving dung beetles. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2857–2873.

Q

- Qin, G., Chen, Y., He, F., Yang, B., Zou, K., Shen, N., Zuo, B., Liu, R., Zhang, W., & Li, Y. (2021). Risk assessment of fungicide pesticide residues in vegetables and fruits in the mid-western region of China. *Journal of Food Composition and Analysis*, 95, 103663.
- Qin, X., Xiao, H., Xue, C., Yu, Z., Yang, R., Cai, Z., & Si, L. (2015). Biocontrol of gray mold in grapes with the yeast *Hanseniaspora uvarum* alone and in combination with salicylic acid or sodium bicarbonate. *Postharvest Biology and Technology*, 100, 160–167.

Qu, J., Xu, Y., Ai, G., Liu, Y., & Liu, Z. (2015). Novel *Chryseobacterium* sp . PYR2 degrades various organochlorine pesticides (OCPs) and achieves enhancing removal and complete degradation of DDT in highly contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, 161, 350–357.

R

Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluier, N., & Coquery, M. (2010). Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment–effect of sampling frequency. *Environmental Pollution*, 158(3), 737–748.

Rahmoune, H., Mimeche, F., Guimeur, K., & Cherif, K. (2020). Utilisation des pesticides et perception des risques chez les agriculteurs de la région de Biskra (Sud Est d'Algérie). *International Journal of Environmental Studies*, 77(1), 82–93.

Ramdani, N., Tahri, N., & Belhadi, A. (2009). Pratiques phytosanitaires chez les serristes maraichers des localites de tolga et de sidi-obka (wilaya de Biskra). *Journal Algérien Des Régions Arides*, 8(1), 73-80.

Rauh, V. A., Perera, F. P., Horton, M. K., Whyatt, R. M., Bansal, R., Hao, X., Liu, J., Barr, D. B., Slotkin, T. A., & Peterson, B. S. (2012). Brain anomalies in children exposed prenatally to a common organophosphate pesticide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(20), 7871–7876.

Rial-Otero, R., González-Rodríguez, R. M., Cancho-Grande, B., Simal-Gándara, J., Guez, Ä., Rande, B. E. C. A., & Esu, J. (2004). Parameters Affecting Extraction of Selected Fungicides from Vineyard Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(24), 7227–7234.

Richter, B. E., and D. Raynie. (2012) "Accelerated solvent extraction (ASE) and high-temperature water extraction. *Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering* 2, 105-115.

Rigi, M. R., Farahbakhsh, M., & Rezaei, K. (2015). Adsorption and desorption behavior of herbicide metribuzin in different soils of Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 17(3), 777–787.

Rodríguez-Cruz, M. S., Jones, J. E., & Bending, G. D. (2006). Field-scale study of the variability in pesticide biodegradation with soil depth and its relationship with soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), 2910–2918.

Rodríguez-Cruz, M. S., Jones, J. E., & Bending, G. D. (2006). Field-scale study of the variability in pesticide biodegradation with soil depth and its relationship with soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), 2910-2918.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2018). *Soil pollution: a hidden reality*. FAO. Rome. 142 pp

Rosell, G., Quero, C., Coll, J., & Guerrero, A. (2008). Biorational insecticides in pest management. *Journal of Pesticide Science*, 33(2), 103–121.

Rostami, F., Afshari, M., Rostami-Moez, M., Assari, M. J., & Soltanian, A. R. (2019).

Knowledge, attitude, and practice of pesticides use among agricultural workers. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 23(1), 42.

Rouiller, J., Souchier, B., Bruckert, B., Feller, C., Toutain, F., & Vedy, J. C. (1994). MÉTHODES D'ANALYSES DES SOLS. In *PÉDOLOGIE: 2 CONSTITUANTS ET PROPRIÉTÉS DU SOL* (2nd ed., pp. 619–654). MASSON.

S

Sa'ed, H. Z., Sawalha, A. F., Sweileh, W. M., Awang, R., Al-Khalil, S. I., Al-Jabi, S. W., & Bsharat, N. M. (2010). Knowledge and practices of pesticide use among farm workers in the West Bank, Palestine: safety implications. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15(4), 252–261.

Sáenz-Romo, M. G., Veas-Bernal, A., Martínez-García, H., Campos-Herrera, R., Ibáñez-Pascual, S., Martínez-Villar, E., Pérez-Moreno, I., & Marco-Mancebón, V. S. (2019). Ground cover management in a Mediterranean vineyard: Impact on insect abundance and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 283, 106571.

Saidi, I., Mouhouche, F., & Abri, H. (2017). Determination of pesticide residues on tomatoes from greenhouses in Boudouaou and Douaouda, Algeria. *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*, 9(2), 207–212.

Sainju, U. M., Whitehead, W. F., & Singh, B. P. (2003). Cover crops and nitrogen fertilization effects on soil aggregation and carbon and nitrogen pools. *Canadian Journal of Soil Science*, 83(2), 155–165.

Sakaliene, O., Papiernik, S. K., Koskinen, W. C., & Spokas, K. A. (2007). Sorption and predicted mobility of herbicides in Baltic soils. *Journal of Environmental Science and Health. Part. B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 42(6), 641–647.

Salameh, P. R., Baldi, I., Brochard, P., & Abi Saleh, B. (2004). Pesticides in Lebanon: a knowledge, attitude, and practice study. *Environmental Research*, 94(1), 1–6.

Salghi, R., Luis, G., Rubio, C., Hormatallah, A., Bazzi, L., Gutiérrez, A. J., & Hardisson, A. (2012). Pesticide residues in tomatoes from greenhouses in Souss Massa Valley, Morocco. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(3), 358–361.

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8–27. Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K., & Desneux, N. (2016). Are bee diseases linked to pesticides?—A brief review. *Environment International*, 89, 7–11.

Sánchez-Moreno, S., Castro, J., Alonso-Prados, E., Alonso-Prados, J. L., García-Baudín, J. M., Talavera, M., & Durán-Zuazo, V. H. (2015). Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 691–700.

Santos, M. J. G., Ferreira, M. F. L., Cachada, A., Duarte, A. C., & Sousa, J. P. (2012). Pesticide application to agricultural fields: Effects on the reproduction and avoidance behaviour of *Folsomia candida* and *Eisenia andrei*. *Ecotoxicology*, 21(8), 2113–2122.

Schäffer, A., Kästner, M., & Trapp, S. (2018). A unified approach for including non-extractable

- residues (NER) of chemicals and pesticides in the assessment of persistence. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 51.
- Scholtz, M. T., Voldner, E., McMillan, A. C., & Van Heyst, B. J. (2002). A pesticide emission model (PEM) Part I: model development. *Atmospheric Environment*, 36(32), 5005–5013.
- Schreck, E., Geret, F., Gontier, L., & Treilhou, M. (2008). Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa nocturna*. *Chemosphere*, 71(10), 1832–1839.
- Schreinemachers, P., & Tipraqsa, P. (2012). Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle and low income countries. *Food Policy*, 37(6), 616–626.
- Sharley, D. J., Hoffmann, A. A., & Thomson, L. J. (2008). The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology*, 10(3),
- Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., & Parihar, R. D. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1–16.
- Shunthirasingham, C., Gouin, T., Lei, Y. D., Ruepert, C., Castillo, L. E., & Wania, F. (2011). Current-use pesticide transport to Costa Rica's high-altitude tropical cloud forest. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(12), 2709–2717.
- Silva, V., Mol, H. G. J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2019). Science of the Total Environment Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653, 1532–1545.
- Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Bonmatin, J.-M., Chagnon, M., Downs, C., Furlan, L., Gibbons, D. W., Giorio, C., & Girolami, V. (2015). Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 5–34.
- Singh, B. K., & Walker, A. (2006). Microbial degradation of organophosphorus compounds. 30, 428–471.
- Singh, B. K., Walker, A., & Wright, D. J. (2005). Cross-enhancement of accelerated biodegradation of organophosphorus compounds in soils: Dependence on structural similarity of compounds. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(9), 1675–1682.
- Sinha, S. N., Rao, M. V. V., & Vasudev, K. (2012). Distribution of pesticides in different commonly used vegetables from Hyderabad, India. *Food Research International*, 45(1), 161–169.
- Son, D., Somda, I., Legreve, A., & Schiffers, B. (2017). Pratiques phytosanitaires des producteurs de tomates du Burkina Faso et risques pour la santé et l'environnement. *Cahiers Agricultures*, 26(2), 6.
- Son, D., Zerbo, F. K. B., Bonzi, S., Schiffers, B., Somda, I., Schiffers, B., & Legreve, A. (2018). Assessment of Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Producers' Exposure Level to Pesticides, in Kouka and Toussiana (Burkina Faso). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2), 204.

- Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5750–5755.
- Styrishave, B., Mortensen, M., Henning Krogh, P., Andersen, O., & Jensen, J. (2008). Solid-phase microextraction (SPME) as a tool to predict the bioavailability and toxicity of pyrene to the springtail, *Folsomia candida*, under various soil conditions. *Environmental Science & Technology*, 42(4), 1332–1336.
- Syromyatnikov, M. Y., Isuwa, M. M., Savinkova, O. V., Derevshchikova, M. I., & Popov, V. N. (2020). The effect of pesticides on the microbiome of animals. *Agriculture*, 10(3), 79.
- Szpyrka, E., Kurdziel, A., Matyaszek, A., Podbielska, M., Rupař, J., & Słowik-Borowiec, M. (2015). Evaluation of pesticide residues in fruits and vegetables from the region of south-eastern Poland. *Food Control*, 48, 137–142.

T

- Tadeo, J. L., Sánchez-Brunete, C., Albero, B., & García-Valcárcel, A. I. (2010). Application of ultrasound-assisted extraction to the determination of contaminants in food and soil samples. *Journal of Chromatography A*, 1217(16), 2415-2440.
- Tahboub, Y. R., Zaater, M. F., & Al-Talla, Z. A. (2005). Determination of the limits of identification and quantitation of selected organochlorine and organophosphorous pesticide residues in surface water by full-scan gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of chromatography. A*, 1098(1-2), 150–155.
- Taiwo, A. M. (2019). A review of environmental and health effects of organochlorine pesticide residues in Africa. *Chemosphere*, 220, 1126–1140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.001>
- Thorbek, A. P., Bilde, T., Thorbek, P., & Bildett, T. (2017). Reduced Numbers of Generalist Arthropod Predators after Crop Management. *British Ecological Society*, 41(3), 526–538.
- Thundiyil, J. G., Stober, J., Besbelli, N., & Pronczuk, J. (2008). Acute pesticide poisoning: a proposed classification tool. *Bulletin of the World Health Organization*, 86, 205-209.
- Tomenson, J. A., & Matthews, G. A. (2009). Causes and types of health effects during the use of crop protection chemicals: data from a survey of over 6,300 smallholder applicators in 24 different countries. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 82(8), 935–949. <https://doi.org/10.1007/s00420-009-0399-4>
- Tomlin, C. D. (2006). *The pesticides manual: a world compendium*. British Crop Protection Council, 14, 351p.
- Tse, H., Comba, M., & Alaei, M. (2004). Method for the determination of organophosphate insecticides in water, sediment and biota. *Chemosphere*, 54(1), 41–47.
- Turgut C. (2003). The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals in surface water in Küçük Menderes River in Turkey, 2000-2002. *Environment international*, 29(1), 29–32.

U

- U.S. Environmental Protection Agency, 2007. What is a pesticide? Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (US EPA) (available at: https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home)
- US EPA 2016. Water quality assessment and TMDL information. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (US EPA) (available at: https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home)

V

- Van Beinum, W., Beulke, S., & Brown, C. D. (2005). Pesticide sorption and diffusion in natural clay loam aggregates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(23), 9146–9154. <https://doi.org/10.1021/jf050928g>
- Van den Berg, H., Zaim, M., Yadav, R. S., Soares, A., Ameneshewa, B., Mnzava, A., Hii, J., Dash, A. P., & Ejov, M. (2012). Global Trends in the Use of Insecticides to Control Vector-Borne Diseases. *Environmental Health Perspectives*, 120(4), 577–582.
- Van der Sluijs, J. P., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L. P., Van Lexmond, M. B., Bonmatin, J.-M., Chagnon, M., Downs, C. A., Furlan, L., Gibbons, D. W., & Giorio, C. (2015). Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 148–154.
- Van der Werf, H. M. G. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 60(2–3), 81–96.
- Van Gestel, C. A. M. (2012). Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *ZooKeys*, 176, 275–296.
- Van Scoy, A. R., Yue, M., Deng, X., & Tjeerdema, R. S. (2013). Environmental fate and toxicology of methomyl. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 93–109.
- Vega, A. B., Frenich, A. G., & Mart, J. L. (2005). Monitoring of pesticides in agricultural water and soil samples from Andalusia by liquid chromatography coupled to mass spectrometry. *538(0003)*, 117–127.
- Vogel, J. R., Majewski, M. S., & Capel, P. D. (2008). Pesticides in rain in four agricultural watersheds in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 37(3), 1101–1115.
- Vogelweith, F., & Thiéry, D. (2018). An assessment of the non-target effects of copper on the leaf arthropod community in a vineyard. *Biological Control*, 127, 94–100.

W

- Wade, C. S. (2003). L'utilisation des pesticides dans l'agriculture périurbaine et son impact sur l'environnement. Etude menée dans la région de Thiès. Thèse de doctorat. Université Cheikh Anta DIOP Dakar. 240p.

- Walker, A., Rodriguez-Cruz, M. S., & Mitchell, M. J. (2005). Influence of ageing of residues on the availability of herbicides for leaching. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 133(1), 43–51.
- Wang, F., Li, X., Yu, S., He, S., Cao, D., Yao, S., Fang, H., & Yu, Y. (2021). Chemical factors affecting uptake and translocation of six pesticides in soil by maize (*Zea mays* L.). *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124269.
- Wesseling, C., McConnell, R., Partanen, T., & Hogstedt, C. (1997). Agricultural pesticide use in developing countries: health effects and research needs. *International Journal of Health Services*, 27(2), 273–308.
- WHO., (2020), The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2019. (Rome: World Health Organization).
- WHO., (2011). The use of DDT in malaria vector control: WHO position statement (No. WHO/HTM/GMP/2011). World Health Organization.
- WHO. (2010). International code of conduct on the distribution and use of pesticides: Guidelines for the Registration of Pesticides (No. WHO/HTM/NTD/WHOPES/2010.7). World Health Organization.
- Wu, P. & Wang C. (2019). Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: the significance for soil fauna diversity monitoring. *Geoderma*, 337, 266–272.

Y

- Yáñez, L., Ortiz, D., Calderón, J., Batres, L., Carrizales, L., Mejía, J., Martínez, L., García-nieto, E., & Díaz-barriga, F. (2002). Overview of Human Health and Chemical Mixtures : Problems Facing Developing Countries. 110(December 2001), 901–909.
- Yáñez, L., Ortiz-Pérez, D., Batres, L. E., Borja-Aburto, V. H., & Díaz-Barriga, F. (2002). Levels of dichlorodiphenyltrichloroethane and deltamethrin in humans and environmental samples in malarious areas of Mexico. *Environmental Research*, 88(3), 174–181. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4333>
- Yao, Y., Tuduri, L., Harner, T., Blanchard, P., Waite, D., Poissant, L., Murphy, C., Belzer, W., Aulagnier, F., Li, Y.-F., & Sverko, E. (2006). Spatial and temporal distribution of pesticide air concentrations in Canadian agricultural regions. *Atmospheric Environment*, 40(23), 4339–4351. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.039>
- Yaron, B. (1989). General principles of pesticide movement to groundwater. *Agriculture, ecosystems & environment*, 26(3-4), 275-297.
- Yu, Y., Yang, A.-M., Zhang, J.-H., Hu, S.-K., & Yan, H. (2011). Synergistic effect of dichlorvos, dimethoate and malathion mixture on reproduction toxicity in male mice. *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi. Chinese Journal of Preventive Medicine*, 45(9), 810–814.
- Yusà, V., Coscollà, C., Mellouki, W., Pastor, A., & de la Guardia, M. (2009). Sampling and analysis of pesticides in ambient air. *Journal of Chromatography. A*, 1216(15), 2972–

2983.

Z

- Zacharia, J. T. (2011). Identity, physical and chemical properties of pesticides. Pesticides in the modern world-trends in pesticides analysis, 1-18.
- Zafar-ul-Hye, M., Muhammad, H., Zahir, F., Ahmad, Z., Hussain, M., & Hussain, A. (2014). Application of ACC-deaminase containing rhizobacteria with fertilizer improves maize production under drought and salinity stress. *International Journal of Agriculture and Biology*, 16(3).
- Zortéa, T., dos Reis, T. R., Serafini, S., de Sousa, J. P., da Silva, A. S., & Baretta, D. (2018). Ecotoxicological effect of fipronil and its metabolites on *Folsomia candida* in tropical soils. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 62(July), 203–209.

Annexes

Questionnaire agriculteurs

Série n° :

La date de l'enquête:.....

Conduite de la culture :

- Plein champ
- Sous serre

Type de culture.....

Variété :.....

Stade phénologique :

La superficie réelle traitée :

Produits utilisés :

- Insecticides
- Fongicides
- Herbicides
- Acaricides
- Autre

Noms des Produits utilisés :

.....

Critères de choix lors de l'achat des produits

Efficacité Sélectivité Facilité d'emplois Toxicité

Risque environnemental Autres

La préparation de bouillie :

- Contact direct
- Utilisation des appareils.....

Dosage des produits

Respecté Non respecté

.....

Type de pulvérisateur utilisé :

- Pulvérisateur manuel :
- Pulvérisateur moderne :.....

Le quel :

Intervalle entre dernier traitement et récolte ?

.....

Formation sur l'application des produits phytosanitaire

Oui Non

.....

Mesures de protection lors des traitements phytosanitaires

Masques de protection Gants Lunettes Combinaison Bottes

Avez-vous déjà ressentis des symptômes lors de l'utilisation de ces produits ?

Oui Non

Lesquels ?

.....
.....

Consultations médicales :

Gestion des emballages :

Observations

.....
.....
.....
.....
.....
.....

Questionnaire

Questionnaire N° :

Lieu de l'enquête :

Date de l'enquête

Niveau du vendeur :

Avez-vous reçu une formation sur les produits phytosanitaires ?

Oui

Non.....

1. Quelles sources d'informations utilisez-vous pour les choix des produits :

- Index
- Revendeur
- Site internet

2. Quels sont les critères de choix lors de l'achat ? (Vendeur)

- Efficacité
- Sélectivité
- Facilité d'emplois
- Toxicité
- Risque environnemental
- Autre
 - o Les quels

3. Quels sont les produits présents dans le magasin :

- Insecticides
- Herbicides
- Fongicides
- Acaricides
- Autres
 - o Les quels

4. Les produits les plus vendus ?

- Insecticides
- Herbicides
- Fongicides
- Acaricides
- Autres

5. Quels sont les critères de choix lors de l'achat ? (Client)
- Efficacité
 - Sélectivité
 - Facilité d'emplois
 - Toxicité
 - Risque environnemental
 - Autres
6. Quels sont les critères de choix des produits lors de la vente ?
- Efficacité
 - Sélectivité
 - Facilité d'emplois
 - Toxicité
 - Risque environnemental
 - Autres
7. Lorsque vous conseillez un produit demandez-vous quelle culture traitée et quelles sont celles à proximité ?
8. Quelles sont les mesures de sécurité que vous utilisées ?
- Masque
 - Gants
 - Lunettes
 - Vêtements
9. Quel est votre état sanitaire après manipulation ?
- Nausées
 - Réactions cutanée
 - Picotements des yeux
 - Malaise
10. Que faite vous en cas de contact avec le produit ?
-
 -
11. Consultez-vous un médecin ?
- Oui..... Non.....
12. Connaissez-vous les dangers que vous risquez en vous exposant à ces produits ?
- Lesquels ?
- Oui..... Non.....

13. Où sont stockés vos produits ?

- Dans un local spécifique
- Dans une armoire
- Dans un local technique
- Autres

14. Ou est-il ? (Par rapport à l'habitation, cours d'eau et aux cultures)

- Réserve à cet usage
- Eloigner des habitats et des cours d'eau
- Construit avec sol cimenté et excavé

15. Quel est le devenir des produits non vendus ? (Périmés)

-

16. Que faites-vous aux emballages vides ?

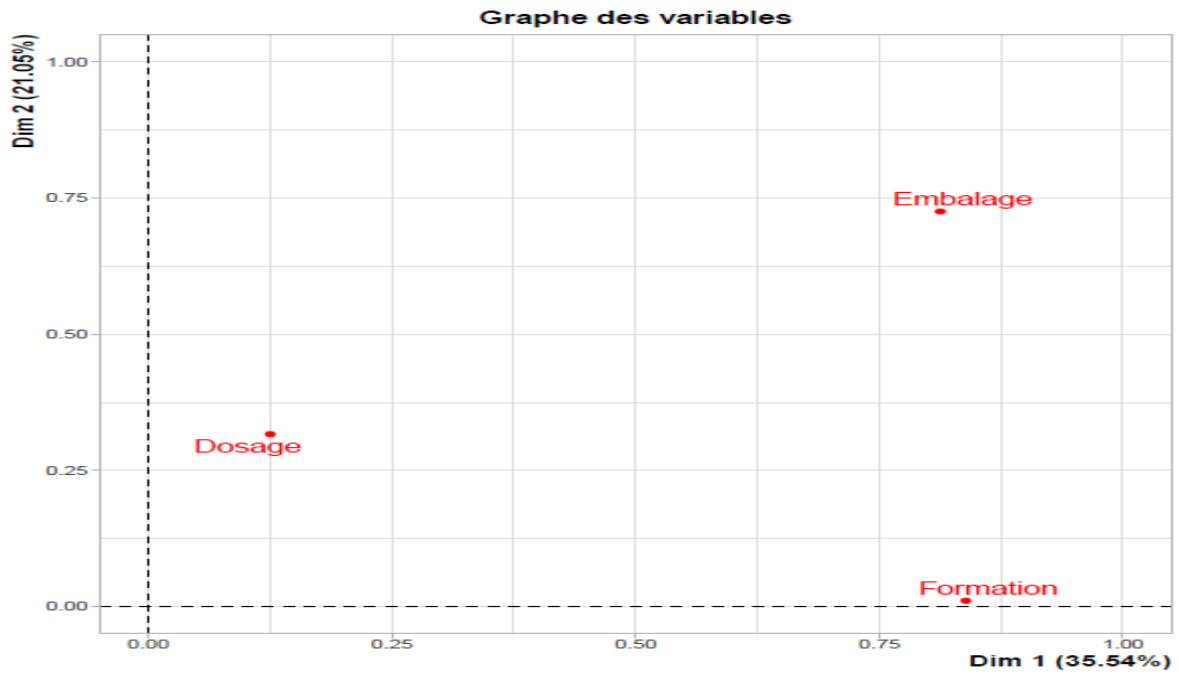
-

17. Savez-vous quel est l'impact de ces produits jetés et des emballages sur l'environnement, et sur les cultures ?

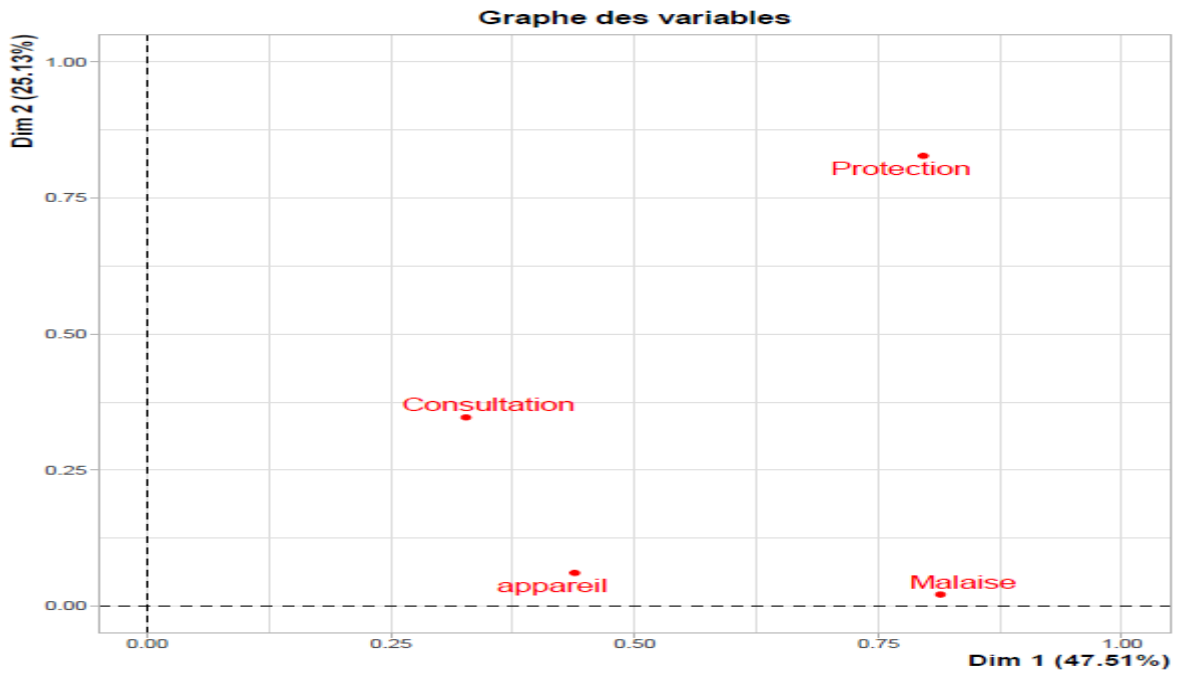
Oui.....

Non.....

Annexes 3 : Plan factoriel (seulement les variables)



Annexes 4 : Plan factoriel (seulement les variables)



Annexe 5. Normes d'interprétation du taux d'azote du sol (proposées par Landon 1991).

Category	Nitrogen (%)
Very high	> 1.0
High	0.5 – 1.0
Medium	0.2-0.5
Low	0.1 – 0.2
Very low	< 0.1

Annexe 5. Normes d'interprétation du taux de carbone du sol (proposées par Landon 1991).

Category	Organic C (%)
Very high	> 20
High	10 – 20
Medium	4-10
Low	2 - 4
Very low	< 2

Annexe 5. Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol (proposées Baize, 1988).

Taux du calcaire	< 1 %	1 à 5 %	5 à 25 %	25 à 50 %	50 à 80 %	> 80 %
appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

Annexe 6 : Matières actives présentes dans les différents échantillons de sols

		<u>N</u> <u>O</u>	<u>Azoxystr</u> <u>obin</u>	<u>Hexacona</u> <u>zole</u>	<u>Pencona</u> <u>zole</u>	<u>Capt</u> <u>an</u>	<u>Folp</u> <u>et</u>	<u>Dimeth</u> <u>oate</u>	<u>Chlorpyrifo</u> <u>s</u>	<u>Lamda</u> <u>Cyhalothr</u> <u>in</u>
Chamlal	B T	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	D T	1	+	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
		2	nd	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
		3	nd	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
	A T	1	nd	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
		2	nd	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
		3	nd	nd	nd	nd	nd	+	nd	nd
Tizi-Gheniff	B T	1	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
	D T	1	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		3	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
	A T	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dellys	B T	1	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		3	+	nd	+	nd	nd	nd	nd	+
	D T	1	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
		3	+	nd	+	nd	nd	nd	nd	+
	A T	1	+	nd	+	nd	nd	nd	nd	+
		2	+	nd	+	nd	nd	nd	nd	+
		3	+	nd	nd	nd	nd	nd	nd	+
Beghlia	B T	1	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
		3	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
	D T	1	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
		3	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
	A T	1	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+
		2	+	nd	nd	nd	nd	+	+	nd
		3	+	nd	nd	nd	nd	+	+	+

