



THÈSE DE DOCTORAT

ANNÉE UNIVERSITAIRE

2025 – 2026

N° D'ORDRE :

190

FORMATION DOCTORALE

AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT TROPICAL

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Chimie Environnementale

THÈME :

Etat de contamination des eaux de surface du bassin versant de la Lobo par les micropolluants agricoles dans le département de Daloa (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire) : Evaluation des risques sanitaires

Prénoms : KONE

NOM : Amadou

JURY

- Président : **M. DIBI Brou**, Professeur Titulaire ;
Université Jean LOROUGNON GUEDE
- Directeur : **M. DIARRA Moussa**, Maître de Conférences ;
Université Jean LOROUGNON GUEDE
- Rapporteur : **M. KOUASSI N'guessan Louis Bérenger**, Maître de Conférences ;
Université Peleforo GON COULIBALY
- Examineur 1 : **M. BRITON Bi Guessé Henri**, Maître de Conférences ;
Institut National Polytechnique HOUPHOUET BOIGNY
- Examineur 2 : **M. KOUAME Kouamé Victor**, Maître de Conférences ;
Université Jean LOROUGNON GUEDE

TABLE DES MATIÈRES.....	Pages
DEDICACE	ix
REMERCIEMENTS	x
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvi
LISTE DE FIGURES	xvii
LISTE DES ANNEXES.....	xix
INTRODUCTION.....	1
PREMIÈRE PARTIE : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	3
CHAPITRE 1. GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE	3
1.1. Définition des eaux de surface	3
1.2. Qualité chimique des eaux de surface	3
1.3. Rôle des eaux de surface	3
1.4. Pollution des eaux de surface	4
1.4.1. Pollution urbaine	4
1.4.2. Pollution agricole	4
1.4.3. Pollution industrielle	5
1.5. Gestion durable des eaux de surface	6
1.6. Situation des eaux de surface en Côte d’Ivoire	6
1.6.1. Réseau hydrographique et ressources en eau	6
1.6.2. Pressions spécifiques.....	6
1.6.3. Impacts observés	7
1.6.4. Initiatives et gestion des eaux de surface en Côte d’Ivoire	7
1.6.4.1. Cadre institutionnel et réglementaire	7
1.6.4.2. Suivi et surveillance.....	7
1.6.4.3. Projets de gestion durable	8

1.6.5. Défis et perspectives.....	8
1.6.6. Présentation du bassin versant de la Lobo	8
CHAPITRE 2. GENERALITES SUR LES PESTICIDES	10
2.1. Définitions.....	10
2.1.1. Micropolluant.....	10
2.1.2. Pesticides.....	10
2.2. Formulation des pesticides.....	10
2.2.1. Principe.....	10
2.2.2. Substances actives	11
2.2.3. Adjuvants	11
2.3. Classification des pesticides.....	11
2.3.1. Selon la cible	11
2.3.1.1. Insecticides	11
2.3.1.2. Herbicides	11
2.3.1.3. Fongicides.....	12
2.3.2. Selon la structure chimique	12
2.3.2.1. Famille des organochlorés	12
2.3.2.2. Famille des organophosphorés	13
2.3.2.3. Famille des carbamates.....	14
2.3.2.4. Famille des pyréthrinoïdes.....	14
2.3.2.5. Famille des triazines	15
2.4. Transfert des pesticides dans les systèmes aquatiques.....	15
2.5. Mécanisme de transfert des pesticides dans l'environnement	16
2.6. Toxicité des pesticides	18
2.6.1. Toxicité aiguë.....	19
2.6.2. Toxicité chronique.....	19
2.7. Utilisation des pesticides en Côte d'Ivoire.....	20
2.7.1. Utilisation des pesticides dans les cultures de rente.....	20
2.7.1.1. Cacao	20
2.7.1.2. Café.....	20
2.7.1.3. Hévéa	20

2.7.1.4. Palmier à huile	21
2.7.1.5. Coton.....	21
2.7.2. Utilisation des pesticides dans les cultures maraîchères	21
2.7.2.1. Tomate	21
2.7.2.2. Chou.....	21
2.7.2.3. Aubergine	21
2.7.2.4. Autres cultures maraîchères.....	21
2.7.3. Cadre institutionnel en Côte d'Ivoire	22
2.7.3.1. Législation ivoirienne sur les produits phytosanitaires	22
2.7.3.2. Obligations préalables d'utilisation	22
2.8. Molécules étudiées	23
2.8.1. Molécules de la famille des organophosphorés.....	23
2.8.1.1. Diméthoate.....	23
2.8.1.1.1. Mode d'action.....	24
2.8.1.1.2. Toxicité.....	24
2.8.1.2. Méthamidophos	24
2.8.1.2.1. Toxicité.....	25
2.8.1.2.2. Mode d'action.....	25
2.8.1.3. Chlorpyrifos.....	25
2.8.1.3.1. Toxicité.....	26
2.8.1.3.2. Mode d'action.....	26
2.8.1.4. Malathion.....	26
2.8.1.4.1. Toxicité.....	26
2.8.1.4.2. Mode d'action.....	27
2.8.2. Famille des organochlorés.....	27
2.8.2.1. Dicofol	27
2.8.2.1.1. Toxicité.....	27
2.8.2.1.2. Mode d'action.....	27
2.8.2.2. Endosulfan	28
2.8.2.2.1. Toxicité.....	28
2.8.2.2.2. Mode d'action.....	28
2.8.3. Famille des Pyréthrinoïdes	29
2.8.3.1. Deltaméthrine	29

2.8.3.1.1. Toxicité.....	29
2.8.3.1.2. Mode d'action.....	29
2.8.3.2. Lambda-cyhalothrine	29
2.8.3.2.1. Toxicité.....	30
2.8.3.2.2. Mode d'action.....	30
2.8.4. Famille des carbamates	30
2.8.4.1. Mancozèbe	30
2.8.4.1.1. Toxicité.....	31
2.8.4.1.2. Mode d'action.....	31
2.8.4.2. Carbendazime	31
2.8.4.2.1. Toxicité.....	31
2.8.4.2.2. Mode d'action.....	32
2.8.4.3. Carbofuran	32
2.8.4.3.1. Toxicité.....	32
2.8.4.3.2. Mode d'action.....	32
2.8.5. Famille des acides amino-phosphoriques : Glyphosate	33
2.8.5.1. Toxicité	33
2.8.5.2. Mode d'action	33
2.8.6. Famille des acides phénoxy-carboxyliques : 2,4-Dichlorophénoxyacétique	33
2.8.6.1. Toxicité	34
2.8.6.2. Mode d'action	34
2.8.7. Famille des néonicotinoïdes : Imidaclopride	34
2.8.7.1. Toxicité	35
2.8.7.2. Mode d'action.....	35
 CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES PRODUITS MARAICHERS	 36
3.1. Maraîchage	36
3.2. Importance des cultures maraîchères	36
3.3. Classification des produits maraîchers	37
3.3.1. Choux	38
3.3.2. Tomate.....	39
3.3.3. Haricot vert.....	39
3.3.4. Feuilles d'oignon.....	40

3.3.5. Piment.....	40
CHAPITRE 4 : GENERALITES SUR L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES ...	41
4.1. Evaluation des risques.....	41
4.2. Composantes de l'analyse de risque selon <i>Codex Alimentarius</i>	41
4.2.1. Analyse du risque	42
4.2.2. Notion de risque	42
4.2.2.1. Risque sanitaire.....	42
4.2.2.2. Risque environnemental	43
4.2.2.3. Risque alimentaire	43
4.2.3. Danger	43
4.2.4. Normes de <i>Codex Alimentarius</i>	44
4.2.5. Quelques notions relatives à l'évaluation du risque.....	44
4.2.6. Niveau auquel aucun effet nocif n'est observé	45
4.2.7. Démarche d'évaluation des risques.....	45
4.2.7.1. Identification du danger	45
4.2.7.2. Caractérisation des dangers	46
4.2.7.3. Evaluation de l'exposition	46
4.2.7.4. Caractérisation du risque	47
4.3. Processus de l'évaluation du risque alimentaire	47
4.4. Incertitudes de l'évaluation de risque	48
4.5. Conclusion partielle	48
DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES	48
CHAPITRE 5 : MATERIEL	49
5.1. Zone d'étude.....	49
5.2. Données	50
5.3. Matériel	51
5.3.1. Matériel de terrain	51
5.3.2. Matériel biologique	51
5.3.3. Matériel d'analyse au laboratoire.....	53

CHAPITRE 6 : METHODOLOGIE	55
6.1. Détermination du niveau de contamination des eaux de la rivière Lobo	55
6.1.1. Sites d'échantillonnages	55
6.1.2. Echantillonnage	56
6.1.2.1. Enquête	57
6.1.2.2. Molécules recherchées	57
6.1.2.3. Prélèvement	58
6.1.2.4. Périodicité de l'échantillonnage	58
6.1.2.5. Conservation des échantillons	58
6.1.3. Analyse au laboratoire.....	58
6.1.3.1. Mode opératoire d'analyse des échantillons.....	59
6.1.3.2. Analyses instrumentales	60
6.1.3.3. Etalonnage, limites de détection et de quantification	61
6.2. Détermination du niveau de contamination des produits maraîchers	61
6.2.1. Choix des points de prélèvement	61
6.2.2. Echantillonnage.....	61
6.2.3. Conditionnement et transport des échantillons	62
6.2.4. Analyse.....	62
6.2.4.1. Extraction.....	62
6.2.4.2. Purification	62
6.2.4.3. Identification et quantification.....	63
6.3. Evaluation des risques sanitaires.....	64
6.3.1. Choix des sites de l'enquête alimentaire	64
6.3.2. Enquête alimentaire.....	64
6.3.3. Indices de risques sanitaires	65
6.3.4. Calcul des expositions théorique et estimée aux résidus des pesticides	66
6.3.5. Calcul de l'apport journalier estimé	67
6.3.6. Calcul de la dose journalière admissible	68
6.3.7. Calcul du ratio de danger ou quotient de danger.....	69
Conclusion partielle	69
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION	73

CHAPITRE 7 : QUALITE DES EAUX DE LA RIVIERE LOBO	71
7.1. Résultats d'enquête phytosanitaire.....	71
7.1.1. Description sociodémographique des producteurs agricoles.	71
7.1.1.1. Sexe et âge des producteurs interrogés	71
7.1.1.2. Formation à l'utilisation des pesticides	72
7.1.1.3. Niveau d'instruction et expérience professionnelle.....	72
7.1.2. Produits phytosanitaires les plus utilisés par les producteurs agricoles	73
7.2. Charge polluante des eaux de la rivière Lobo pendant les saisons	76
7.2.1. Charge polluante des résidus pendant la saison sèche	78
7.2.2. Charge polluante des résidus pendant la saison pluvieuse	79
7.2.3. Comparaison des concentrations moyennes des principaux pesticides avec les normes internationales (OMS, 2017), pour les eaux traitées.	80
7.2.4. Analyse des variances (ANOVA) des concentrations des pesticides selon les saisons	81
7.2.5. Corrélation entre les matières actives quantifiées dans les eaux et les saisons.....	82
7.3. Discussion	84
Conclusion partielle	90
 CHAPITRE 8 : ETAT DE CONTAMINATION DES PRODUITS MARAICHERS PAR LES PESTICIDES	 91
8.1. Teneurs totales en charge polluante dans les légumes	91
8.2. Teneurs en résidus de pesticides dans les légumes analysés par matière active	91
8.2.1. Tomates	91
8.2.2. Chou	92
8.2.3. Haricot vert.....	93
8.2.4. Piment.....	94
8.2.5. Feuilles d'oignon.....	95
8.3. Teneurs totales en charge polluante selon la nature des légumes	97
8.4. Discussion	98
Conclusion partielle	102
 CHAPITRE 9 : RISQUES SANITAIRES	 104

9.1. Caractéristiques sociodémographiques	104
9.2. Niveau de contamination des produits maraîchers les plus consommés par les ménages	106
9.3. Affections ressenties par les producteurs agricoles lors de l'utilisation des pesticides	108
9.4. Indices de risques sanitaires et toxicité des matières actives des pesticides dans le village de Zebra.	109
9.5. Estimation des expositions	110
9.5.1. Charge polluante des légumes	110
9.5.2. Dose d'exposition.....	110
9.5.2.1. Calcul de l'apport journalier maximum théorique (AJMT).....	110
9.5.2.2. Apport journalier estimatif de résidus de pesticides ingérable (AJE)	111
9.5.2.3. Dose Journalière admissible	112
9.5.3. Caractérisation des risques	113
9.6. Discussion	113
Conclusion partielle	116
CONCLUSION GENERALE	121
REFERENCES	124

DEDICACE

*À mon Père, Brahima KONE et à mère Angèle Abran AYEMOU, qui ont semé
en moi la persévérance, le courage et l'ambition.*

Je dédie cette thèse à leur mémoire avec respect et gratitude.

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de cette thèse.

Mes remerciements les plus sincères vont à Madame ADOHI Viviane épouse KROU, Professeur titulaire, Présidente de l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ de DALOA, pour son leadership académique et sa vision qui ont favorisé un cadre propice à la recherche scientifique.

Je remercie également Monsieur SORO Dognimeton, Professeur Titulaire, Vice-Président chargé de la Pédagogie et de la Vie Universitaire, pour son engagement constant en faveur de la promotion au sein de notre université.

Ma reconnaissance va également à Monsieur KONE Issiaka, Vice-Président chargé de la Recherche, de l'Innovation Technologique de l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ de DALOA, pour ses efforts dans le rayonnement de notre institution et le soutien accordé aux jeunes chercheurs.

Je remercie chaleureusement Monsieur KOUASSI Kouakou Lazare, Professeur Titulaire, Directeur de l'UFR Environnement, pour sa rigueur scientifique et son encadrement éclairé durant mon parcours académique.

Mes remerciements vont aussi à Monsieur DIBI Brou, Professeur Titulaire, Directeur du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE), pour avoir mis à disposition les ressources nécessaires à la réalisation de cette recherche.

Je suis particulièrement reconnaissant à Monsieur TRAORE Karim Sory, Professeur titulaire à l'Université NANGUI ABROGOUA, Ex-Directeur du Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE), pour sa disponibilité exceptionnelle et son appui constant, malgré sa retraite, ayant permis la bonne conduite des analyses scientifiques de cette thèse.

Je tiens à remercier très chaleureusement Monsieur DIARRA Moussa, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ de Daloa, mon Directeur de thèse, pour son encadrement rigoureux, ses conseils méthodologiques, et sa patience tout au long de ce travail.

Je suis également redevable à Monsieur le Professeur KONATÉ Ibrahim, Professeur titulaire à l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ de Daloa, pour sa disponibilité et ses conseils pertinents.

Ma gratitude va à Monsieur KOUADIO David Léonce, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUÉDÉ de Daloa, Responsable de l'équipe de recherche « Micropolluants organiques et inorganiques » au Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, pour son accompagnement de tous les jours et ses conseils avisés dans la rédaction de ce mémoire.

Je n'oublie pas Monsieur SORO Donafologo Baba, Maître de Conférences à l'Université NANGUI ABROGOUA, pour ses conseils judicieux et son esprit de solidarité tout au long de cette aventure scientifique.

Mes remerciements vont aussi à Monsieur N'GUETTA Kossonou Roland, Chargé de Recherches à l'Université NANGUI ABROGOUA, pour sa disponibilité constante et son appui technique.

J'adresse mes remerciements les plus respectueux aux rapporteurs et membres du jury des Universités publiques de Côte d'Ivoire, qui ont bien voulu évaluer ce travail. Leur expertise a permis d'enrichir la qualité scientifique de ce manuscrit.

Je suis également reconnaissant envers les instructeurs qui ont accepté de juger ce travail, apportant ainsi leur contribution à sa validation scientifique.

Je tiens à remercier Monsieur WOLO Kouadio Ferdinand, Président du Conseil d'Administration du Collège Phoenix de Bouaflé, pour le soutien financier sans lequel cette recherche n'aurait pu être menée à bien. Mes remerciements s'étendent à Monsieur DRAMANE Ouattara, Directeur administratif et financier du même établissement, pour son appui logistique.

Enfin, je dédie une pensée particulière à mon épouse, Madame N'GORAN Angèle, à mes enfants ainsi qu'à l'ensemble de mes proches, pour leur patience, leur soutien moral et leur amour inconditionnel tout au long de ce parcours exigeant.

À toutes et à tous, je dis merci du fond du cœur.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

2,4-D	: Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
AFNOR	: Association Française de Normalisation
AFSSE	: Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale
AIP	: Agence Ivoirienne de Presse
ANADER	: Agence Nationale d'Appui au Développement Rural
ANDE	: Agence Nationale de l'Environnement
ANOVA	: Analyse de la Variance
ANSES	: Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation
ARLASC	: Agence de Réglementation de la Lutte Antiparasitaire de Santé- Canada
ATSDR	: Agency for Substances and Disease Registry
BNETD	: Bureau National d'Etude Technique et de Développement
CEDEAO	: Communauté des Economique Des Etats de l'Afrique de l'Ouest
CLHP	: Chromatographie en phase Liquide Haute Performance
CNRA	: Centre National de Recherche Agronomique
CODEX	: Commission d'Expert sur l'alimentation
CSAA	: Comité Sécurité Alimentaire d'Aprifel
DHT	: Dureté Totale de l'eau
DL50	: Dose Létale, dose provoquant 50% de mortalité dans une population
DRAH	: Direction Régionale de l'Agriculture du Haut-Sassandra
EFSA	: European Food Safety Authority
EPS	: Extraction sur Phase Solide
EUP	: Eau Ultra-Pure
FAO	: Food and Agriculture organisation of the United
FNU	: Fond des Nations Unies
FOS	: Faction Organique Stable
GIRE	: Gestion Intégrée des Ressources en Eau
GIZ	: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
HAP	: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
INERIS	: Institut national de l'Environnement Industriel et des Risques

INHP	: Institut National de l'Hygiène Publique
INS	: Institut National de la Statistique
IPCC	: Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	: Organisation Internationale de Normalisation
Koc	: Coefficient d'adsorption sur la matière organique
log koct-eau	: Logarithme du Coefficient de partage octanol/eau
MINAGRI	: Ministère de l'Agriculture Ivoirienne
MINSEDD	: Ministère de la Salubrité de l'Environnement et du Développement Durable
OIT	: Organisation Internationale du Travail
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ONEP	: Office National de l'Eau Potable
PCB	: PolyChloroByphényles
pH	: Potentiel Hydrogène
PNUD	: Programme des Nations Unies pour le Développement
PTFE	: Polytétrafluoroéthylène
RIMA-OIV	: Revue Internationale des Maladies Animales de l'Organisation Internationale de la Vigne et du Vin
RIVM	: Institut National Néerlandais pour la santé publique et l'environnement
SODECI	: Société de Distribution d'Eau en Côte d'Ivoire
SODEFOR	: Société de Développement des Forêts
TAC	: Titre Alcalimétrique Complet
UCV	: Unité Couleur Vraie
UEMOA	: Union Économique et Monétaire Ouest -Africaine
UNEP	: United Nations Environnement
UNT	: Unité Néphélométrique de Turbidité
USEPA	: United Station Environmental Protection Agency
VTR	: Valeur Toxicologique de Référence
WHO	: World Health Organization

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	: Classifications de niveau de risque aigu selon des DL ₅₀	19
Tableau II	: Paramètres caractéristiques de la rivière Lobo.....	50
Tableau III	: Présentation des coordonnées des sites d'échantillonnage.....	56
Tableau IV	: Conditions analytiques pour le couplage CHLP/UV et limites de détection.....	64
Tableau V	: Distribution des producteurs selon le sexe.....	71
Tableau VI	: Liste des pesticides les plus utilisés dans les exploitations agricoles	74
Tableau VII	: Concentrations saisonnières des pesticides dans la rivière Lobo en 2022 ...	77
Tableau VIII	: Concentrations moyennes des pesticides en saison sèche.....	78
Tableau IX	: Concentrations moyennes des pesticides en amont en saison pluvieuse ..	79
Tableau X	: Concentrations moyennes des pesticides en aval en saison pluvieuse.....	79
Tableau XI	: Analyse de variance (ANOVA) des concentrations de pesticides selon la saison (sèche et pluvieuse).....	81
Tableau XII	: Variation des teneurs en pesticides des produits maraîchers	96
Tableau XIII	: Répartition des consommateurs selon l'âge et le sexe	104
Tableau XIV	: Concentrations moyennes et maximales des résidus des pesticides dans les légumes et leurs LMR	107
Tableau XV	: Toxicité et indices de risque pour la santé des résidus de pesticides utilisés par les maraîchers de Zébra.	109
Tableau XVI	: Quantité de légumes consommée par jour	110
Tableau XVII	: Apport journalier maximum théorique des légumes sélectionnés	111
Tableau XVIII	: Apport journalier estimatif en résidus de pesticides des légumes.....	111
Tableau XIX	: Apports quotidiens en résidus de pesticides par chaque légume en mg/Kg poids corporel/jour	112
Tableau XX	: Risque d'exposition aux résidus de pesticides ingérés	113

LISTE DE FIGURES

Figure 1 : Bassin versant de la Lobo	9
Figure 2 : Formule générale des organochlorés	13
Figure 3 : Formule générale des organophosphorés	13
Figure 4 : Formule générale des carbamates.....	14
Figure 5 : Famille des pyréthrinoïdes (a) perméthrine, (b) cyperméthrine	15
Figure 6 : Famille des triazines	15
Figure 7 : Voie de transfert des pesticides dans un bassin agricole	18
Figure 8 : Structure du diméthoate.....	24
Figure 9 : Structure du méthamidophos	25
Figure 10 : Structure du chlorpyrifos	25
Figure 11 : Structure du malathion.....	26
Figure 12 : Structure du dicofol	27
Figure 13 : Structure de l'endosulfan	28
Figure 14 : Structure de la deltaméthrine	29
Figure 15 : Structure de la lambda-cyhalothrine.....	30
Figure 16 : Structure du mancozèbe.....	30
Figure 17 : Structure de la carbendazime	31
Figure 18 : Structure du carbofuran	32
Figure 19 : Structure du glyphosate	33
Figure 20 : Structure du 2,4-dichlorophénoxyacétique	34
Figure 21 : Structure de l'imidaclopride	35
Figure 22 : Présentation de la zone d'étude	49
Figure 23 : Vue de la rivière Lobo	49
Figure 24 : Légumes-Feuilles.....	52
Figure 25 : Légumes-Fruits	52
Figure 26 : Chaîne de Chromatographie Liquide de Haute Performance	53
Figure 27 : Sites d'échantillonnage.....	55
Figure 28 : Points d'échantillonnage.....	56
Figure 29 : Répartition des producteurs selon la tranche d'âge	71
Figure 30 : Répartition des producteurs en fonction de la formation à l'utilisation des pesticides	72
Figure 31 : Répartition des producteurs agricoles selon leur niveau d'instruction	73

Figure 32 : Répartition des produits phytosanitaires par cible visée.....	75
Figure 33 : Répartition des pesticides en fonction des familles chimiques	76
Figure 34 : Comparaison de chaque résidu de pesticides avec les normes internationales des échantillons en amont et en aval	80
Figure 35 : Comparaison de l'ensemble des pesticides avec les normes	81
Figure 36 : Corrélation entre les pesticides et les saisons	83
Figure 37 : Teneurs globales des pesticides dans chaque légume.....	91
Figure 38 : Teneurs des résidus de pesticides dans les tomates	92
Figure 39 : Teneurs des résidus de pesticides dans le chou	92
Figure 40 : Teneurs des résidus de pesticides dans le haricot vert.....	93
Figure 41 : Teneurs des résidus de pesticides dans le piment.....	94
Figure 42 : Teneurs en pesticides détectées dans les échantillons de feuilles d'oignon	95
Figure 43 : Charge polluante en résidus de pesticides selon la nature des légumes	97
Figure 44 : Répartition de la fréquence de consommation des produits maraîchers à Zébra	105
Figure 45 : Répartition de la population selon la préférence alimentaire	105
Figure 46 : Répartition des maraîchers ayant ressentis des affections	108
Figure 47 : Teneur totale des résidus par matrice	110

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Fiche d'enquête phytosanitaire

Annexe 2 : Fiche enquête alimentaire destinée aux consommateurs

Annexe 3 : Calcul d'indice de risque pour la santé

INTRODUCTION

La pollution de l'environnement par des substances chimiques est un problème crucial pour la population actuelle et pour l'avenir (Krou, 2010 ; Diop, 2013). La Côte d'Ivoire comme la plupart des pays africains, est confrontée à de graves problèmes de pollution de ses ressources en eaux. La production et l'utilisation excessive des produits phytosanitaires ont permis d'augmenter le rendement des cultures (Gbénonchi, 2008). Dans les régions à forte productions agricoles, d'importantes quantités de pesticides sont utilisées (Agneroh, 2012). Aussi, après traitement des cultures, les eaux de lavage et de rinçage des pulvérisateurs, sont déversées dans l'environnement (Diarra, 2013 ; Kouakou, 2024). En conséquence, ces produits, souvent très toxiques, se retrouvent dans la nature (air, sol et eau) à cause de leur forte stabilité chimique. En effet, des études ont montré la présence de résidus de pesticides dans les eaux (Diarra *et al.*, 2020), les denrées alimentaires (Diarra, 2013) et même dans le lait maternel (Soro *et al.*, 2019). Leur usage étendu et leur persistance aussi bien en zone agricole qu'en zone périurbaine sans aucune réglementation, mettent en danger le milieu naturel et les populations. Par ailleurs, les études réalisées par Biego *et al.* (2009) sur les niveaux de résidus de pesticides organochlorés dans les produits du cacao en Côte d'Ivoire, ont montré des effets dermatologiques, mutagènes, cancérogènes, tératogènes, neurologiques et des troubles hormonaux chez l'homme.

La rivière Lobo constitue à la fois la principale source d'approvisionnement en eau potable du département de Daloa et un espace de fortes activités agricoles et halieutiques, exploité par une part importante de la population locale. La Lobo constitue donc pour les populations riveraines une importante source de revenus (Diarra *et al.*, 2020). Toutefois, ces activités anthropiques ont des impacts significatifs sur ce cours d'eau. En effet, dans le souci d'accroître leur rendement agricole, les exploitants agricoles utilisent de manière incontrôlée des produits chimiques notamment les pesticides. Cette situation est inquiétante dans un pays où la population paysanne est à majorité analphabète et ignore les dangers liés aux mauvais usages de ces produits (N'dri *et al.*, 2020).

Pourtant, la présence de résidus de pesticides dans les eaux constitue un réel danger pour la santé humaine et pour l'environnement. Il peut aussi avoir des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques, en perturbant la biodiversité (Konan *et al.*, 2023). En effet, l'eau contaminée peut servir à l'irrigation des cultures maraîchères, pouvant entraîner une contamination des aliments ; et donc une exposition potentielle des consommateurs aux résidus de pesticides (Yao *et al.*, 2020). Ces résidus peuvent également persister dans l'environnement pendant une longue période en raison de leur structure chimique complexe, augmentant ainsi le

risque d'accumulation dans les écosystèmes et les chaînes alimentaires (Diarra, 2013). Enfin, ces contaminants peuvent se retrouver dans l'eau de consommation humaine.

Dès lors, il est nécessaire de connaître l'état de contamination des eaux de surface du bassin versant de la Lobo par les micropolluants agricoles et les risques sanitaires liés à la consommation des légumes produits dans la zone d'étude. C'est dans cette optique que la présente étude vise de manière générale à évaluer l'impact de la contamination des eaux de surface de la rivière Lobo sur l'environnement. Spécifiquement, il s'agira de

- ✓ déterminer le niveau de contamination saisonnière des eaux de surface du bassin versant de la Lobo par les résidus de pesticides ;
- ✓ déterminer le niveau de contamination des produits maraîchers par les résidus de pesticides ;
- ✓ évaluer les risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers.

Le présent mémoire se subdivise en neuf (9) chapitres regroupés en trois grandes parties : La première partie consacrée à la synthèse bibliographique comporte quatre chapitres : le premier chapitre présente les généralités sur les eaux de surface. Le deuxième et troisième chapitre traitent respectivement des généralités d'une part sur les produits phytosanitaires, leur impact et leur transfert dans l'environnement, et d'autre part des généralités sur les produits maraîchers. Quant au quatrième chapitre, l'accent est mis sur les généralités sur l'évaluation des risques sanitaires.

La deuxième partie concerne le matériel et les méthodes utilisés pour la réalisation de cette étude. Elle est subdivisée en trois (2) chapitres. Ces différents chapitres exposent d'une part, le matériel utilisé pour la réalisation de cette étude. Et d'autre part les méthodologies d'analyse des eaux du bassin versant de la Lobo, des produits maraîchers et celle relative à l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers.

La troisième partie consacrée aux résultats et discussion comporte trois (3) chapitres : le premier chapitre présente la qualité saisonnière des eaux de la rivière Lobo. Le deuxième chapitre concerne la contamination des produits maraîchers de la zone d'étude par les résidus de pesticides. Le troisième chapitre expose les risques sanitaires liés aux résidus de pesticides contenus dans les produits maraîchers. Enfin, notre mémoire s'achève par une conclusion générale et des perspectives de recherche.

**PREMIÈRE PARTIE : SYNTHÈSE
BIBLIOGRAPHIQUE**

CHAPITRE 1. GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE

1.1. Définition des eaux de surface

Les eaux de surface désignent les eaux qui s'écoulent ou qui stagnent à la surface de l'écorce terrestre. Ainsi, sur les 13 600 millions de km³ d'eau qui couvrent notre planète, seulement 0,014 % est de l'eau douce utilisable par l'homme sous forme d'eaux de surface (Derwich *et al.*, 2011). Elles proviennent soit des eaux souterraines, soit des eaux de ruissellements. Il s'agit pour l'essentiel des cours d'eau, des océans, des mers, des lacs et des eaux de ruissellement. Elles désignent également les sources, puits et autres collecteurs directement influencés par l'eau de surface. Elles sont également définies comme les eaux douces superficielles, les estuaires et les eaux côtières (Badjadj, 2017).

1.2. Qualité chimique des eaux de surface

La qualité des eaux de surface constitue une problématique environnementale majeure à l'échelle mondiale. Elle dépend des paramètres physico-chimiques qu'elle contient. Ainsi, la qualité chimique des eaux de surface indique l'ensemble des paramètres chimiques (pH, DCO, oxygène dissous, conductivité électrique, les ions, les métaux lourds, etc.) permettant de désigner une eau de surface propre à usage (OMS, 2015). Ainsi, le pH donne le caractère acido-basique de l'eau de surface. L'oxygène dissout est propice à la vie aquatique. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) permet de quantifier la matière organique présente dans l'eau. La température varie en fonction du climat et des saisons. Quant à la conductivité électrique, elle apprécie la teneur de l'eau en sel dissout (Yapo *et al.*, 2008). En outre, ces différents paramètres chimiques varient selon la pluviométrie, la nature et le relief des terres. Cependant, les eaux de surface sont exposées aux activités humaines, ce qui les rend très vulnérables aux contaminations et aux pollutions (Aw *et al.*, 2011 ; Ahoussi *et al.*, 2012).

1.3. Rôle des eaux de surface

Les eaux de surface jouent un rôle capital dans le fonctionnement des écosystèmes. Elles servent d'habitats à de grandes diversités biologiques et contribuent aux régulations des températures locales, au transport des sédiments, à la recharge de nappes phréatiques (Allan & castillo, 2007). Par ailleurs, les eaux de surface participent à un cycle global de l'eau en assurant les connexions entre les précipitations, le ruissellement et les infiltrations.

De plus, au niveau socio-économique, les eaux de surface sont une ressource vitale pour les populations. En effet, les eaux de surface peuvent servir également à la pêche, à l’approvisionnement en eau potable, au transport fluvial, à l’irrigation agricole et à la production hydroélectrique (Assa *et al.*, 2020). En zone rurale africaine notamment, les rivières constituent souvent une source essentielle d’eau pour les cultures et les ménages (Yapo, 2018).

1.4. Pollution des eaux de surface

Les sources de contamination des eaux de surface sont nombreuses et d’origines diverses. Ce sont les pollutions d’origine domestique, agricole, urbaine et industrielle (Kouadio, 2010).

1.4.1. Pollution urbaine

Les sources de pollution urbaine des eaux de surface peuvent être classiquement liées aux pressions urbaines telles que les rejets domestiques et les eaux pluviales. Les rejets domestiques sont les divers produits chimiques à usages domestiques (les graisses, les matières organiques azotées, les détergents, etc.), les germes fécaux et les débris organiques (NGuyen *et al.*, 2019). D’autres activités telles que les activités artisanales et commerciales génèrent également des matières organiques et des micropolluants pouvant être drainés par les canaux d’évacuation vers les eaux de surface (Fink *et al.*, 2011). Cette pollution se caractérise par de fortes teneurs en matières organiques, des sels minéraux dont l’azote et le phosphore et des détergents (Ballouki, 2012). Dans le cas d’un assainissement collectif ou individuel défectueux, des substances indésirables (matières organiques, détergents, solvants, antibiotiques, micro-organismes) contenues dans les eaux ménagères peuvent être transférées vers les eaux de surface. Le cas se produit avec les fosses septiques, l’assainissement individuel avec infiltration dans le sol mal conçu ou mal dimensionné, les ordures ménagères accumulées dans les décharges sauvages ou non mises à la norme (centre d’enfouissement technique) qui libèrent également des lixiviats riches en polluant (Beauchamp, 2006).

1.4.2. Pollution agricole

Les activités agricoles sont un moyen substantiel pour les populations. Elles permettent de juguler la famine et contrer la pauvreté. Son intensification implique l’utilisation des intrants chimiques tels que les pesticides et les engrais pour la fertilisation des sols et la lutte contre les insectes. Cette utilisation d’engrais et de pesticides dans le domaine agricole peut polluer les

eaux de surface (Meeneskshi *et al.*, 2004). La pollution agricole par les pesticides est de deux ordres : la pollution diffuse et la pollution ponctuelle.

- La pollution ponctuelle constitue une part non négligeable dans la pollution des eaux de surface. Elle survient lors de la préparation des bouillies de pulvérisation et lors des lavages des équipements de pulvérisation et des emballages. Après application des pesticides, les agriculteurs ou les applicateurs lavent souvent leurs équipements de pulvérisation directement dans ces eaux. Pourtant les résidus de bouillies sont chargés d'effluents extrêmement concentrés (Diarra, 2013).
- La pollution diffuse intervient lorsque ces intrants agricoles sont transportés par ruissellement vers les eaux de surface. En effet, selon Diarra (2013), les agriculteurs et les applicateurs lavent les pulvérisateurs et les équipements à proximité des cours d'eau sans prendre de précautions majeures, générant ainsi des effluents pouvant polluer les eaux de surface.

La présence de pesticides agricoles dans les eaux de surface ne provoque pas directement le phénomène d'eutrophisation, mais peut y contribuer indirectement en perturbant les équilibres biologiques, favorisant la prolifération des algues et la diminution de l'oxygène dissous, ce qui menace la faune aquatique et l'environnement (Schäfer *et al.*, 2019). Les pesticides tels que le glyphosate et le chlorpyrifos, régulièrement retrouvés dans les rivières, sont toxiques pour les organismes aquatiques et présentent des risques pour la santé humaine (Mebdoua, 2017). En effet, après l'usage de ces produits chimiques, une grande partie se dégrade ou est retenue à la surface du sol. Par les eaux de ruissellement, ces produits sont transportés vers les eaux de surface (Traoré *et al.*, 2015).

1.4.3. Pollution industrielle

Pour la plupart des industries, l'eau est un facteur de production. Cependant son utilisation en industrie génère divers polluants de toxicité variable (Thill & Ezin, 2002). En effet, ces eaux générées sont rejetées, chargées en produits phytosanitaires, en métaux lourds, en hydrocarbures, en solvants et en matières organiques et inorganiques. La nature des polluants industriels est fonction de l'activité menée par cette industrie (Davison, 1993). Les polluants industriels comprennent les matières solides en suspension, les sels dissous, les éléments traces métalliques et les rejets acides ou basiques qui influent sur le pH de l'eau (Tazi, 2007).

1.5. Gestion durable des eaux de surface

Dans le but d'assurer un développement durable, il est d'une nécessité vitale de préserver les ressources en eau telles que les eaux de surface. Pour y parvenir, il est nécessaire d'adopter des stratégies de gestion intégrées des ressources en eau basée sur la coordination entre une surveillance continue de la qualité de l'eau et les différents usagers (UNEP, 2006). Les outils de suivi envisagés incluent les analyses physico-chimiques, biologiques de même que des indicateurs de pollutions (Dia-Diop *et al.*, 2020). Des programmes internationaux comme le Partenariat mondial pour l'eau, encourageant cette approche, prônent une gestion plus participative et décentralisée. En Afrique de l'ouest, des initiatives à l'instar de l'Observatoire du bassin du Niger ou les plans de gestion intégrée des bassins fluviaux ont pour objectif de mieux appréhender les pressions anthropiques (Sighomnou, 1986). Des solutions locales, telles que la sensibilisation des populations, l'aménagement des berges, l'amélioration des systèmes d'assainissement et la réduction de l'usage des intrants agricoles, sont également essentiels pour protéger les eaux de surface.

1.6. Situation des eaux de surface en Côte d'Ivoire

1.6.1. Réseau hydrographique et ressources en eau

La Côte d'Ivoire dispose d'un réseau hydrographique dense, structuré autour de quatre grands bassins : le Cavally, le Sassandra, le Bandama et la Comoé. Ces fleuves prennent leur source au Nord et se jettent dans l'Océan Atlantique (Kouassi *et al.*, 2019). Le pays compte aussi de nombreuses lagunes (Ebrié, Aby, Tagba) qui jouent un rôle écologique et économique majeur. Les eaux de surface constituent environ 85% des ressources en eau renouvelables du pays (ONEP, 2020). Elles sont indispensables pour l'irrigation, l'hydroélectricité (barrages de Kossou, Taabo), la consommation humaine et l'industrie agroalimentaire.

1.6.2. Pressions spécifiques

Les eaux de surface ivoiriennes subissent plusieurs formes de pollution :

- Pollution agricole par les pesticides et engrais, notamment dans les régions de production de cacao, café, riz et de maraîchage (Ndri *et al.*, 2020) ;
- Pollution domestique, due à l'absence de réseaux d'assainissement dans les zones rurales et urbaines ;

- Pollution industrielle due aux zones industrielles d'Abidjan et de San-Pedro ;
- Envasement et dégradation physique causés par la déforestation et l'exploitation minière illégale et illicite (Kouamé *et al.*, 2019).

1.6.3. Impacts observés

Ces pollutions ont des conséquences environnementales dont les risques sanitaires pour les populations utilisant ces eaux, l'eutrophisation de certaines lagunes, la perte de la biodiversité (poissons, amphibiens) et la dégradation des habitats aquatiques (Kouadio *et al.*, 2014). En effet, des études menées par Assa *et al.* (2020) ont montré un risque accru pour les populations rurales utilisant directement les eaux de rivières pour boire, se laver ou cuisiner.

1.6.4. Initiatives et gestion des eaux de surface en Côte d'Ivoire

1.6.4.1. Cadre institutionnel et réglementaire

Le cadre de gestion repose sur plusieurs institutions :

- L'Office National de l'Eau Potable (ONEP), pour la gestion de l'eau potable et des infrastructures hydrauliques ;
- L'Agence Nationale de l'Environnement (ANDE), pour le suivi environnemental et l'évaluation des impacts ;
- Les Ministères de l'Environnement, du Développement durable et de la Transition écologique et des Eaux et Forêts ;
- Le Code de l'Eau de 2023 (Loi n° 2023-902), pour une gestion intégrée et une protection renforcée des ressources hydriques.

La Côte d'Ivoire, en tant que membre de l'Union Economique et Monétaire Ouest-Africaine (UEMOA) et de la Communauté Economique des Etats de l'Afrique de l'Ouest (CEDEAO), bénéficie d'un cadre institutionnel régional favorisant l'harmonisation des politiques publiques, la gestion intégrée et durable des ressources en eau, ainsi que la coopération transfrontalière, éléments essentiels pour la préservation des eaux de surface et souterraines (Dirwai *et al.*, 2021).

1.6.4.2. Suivi et surveillance

Des campagnes de suivi de la qualité de l'eau sont menées périodiquement par l'Office National de l'Eau Potable (ONEP), en collaboration avec l'Institut Pasteur, l'Institut National d'Hygiène

Publique (INHP) et des universités. Des paramètres tels que le pH, la conductivité, les coliformes fécaux, les métaux lourds ou les résidus de pesticides sont analysés (ONEP, 2020 ; Kouassi *et al.*, 2019). Cependant, le manque d'équipement, de personnel formé et de financements, limitent l'efficacité du système de surveillance.

1.6.4.3. Projets de gestion durable

Plusieurs projets ont été initiés en Côte d'Ivoire dont le projet de Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE) appuyée par l'agence allemande de coopération internationale (GIZ) et la Banque Mondiale, le Programme Eau Potable pour Tous et la sensibilisation des producteurs agricoles à l'usage raisonné des intrants chimiques (PNUD, 2022).

1.6.5. Défis et perspectives

Les principaux défis sont : l'insuffisance d'infrastructures d'assainissement, le suivi limité des polluants émergents, l'absence de gouvernance locale de l'eau et le changement climatique avec la baisse du débit de certains cours d'eau (IPCC, 2021). Aussi, une gestion durable nécessite de renforcer la réglementation et son application ; le suivi scientifique ; l'éducation environnementale des usagers ; des investissements dans le traitement des eaux et la protection des bassins versants (Falkenmark & Rockström, 2006)

1.6.6. Présentation du bassin versant de la Lobo

La rivière Lobo prend sa source dans la région du haut-Sassandra, dans le département de Vavoua. Elle traverse plusieurs localités dont Daloa (Zébra) et Issia pour se jeter dans la rivière N'zo, un affluent du fleuve Sassandra (Yapo *et al.*, 2021) entre 6°2 et 7°55 de Longitude Ouest et 6° et 6°55 de Latitude Nord (Figure 1). Elle draine une superficie de 12 722 km² et parcourt 355 km avec un périmètre de 530 km. Le relief du bassin est composé de plaines et de bas plateaux d'altitudes variant entre 160 m et 480 m, occupé par la forêt dense humide. Cette zone forestière s'est dégradée au cours de ces dernières années par l'exploitation agricole avec l'alternance des cultures et des jachères (N'guessan *et al.*, 2019). Le climat du bassin est de type équatorial de transition atténué (chaud et humide) caractérisé par une saison pluvieuse de mars à octobre et une saison sèche de novembre à février à faible variation de température. La figure 1 présente la carte de la rivière Lobo.

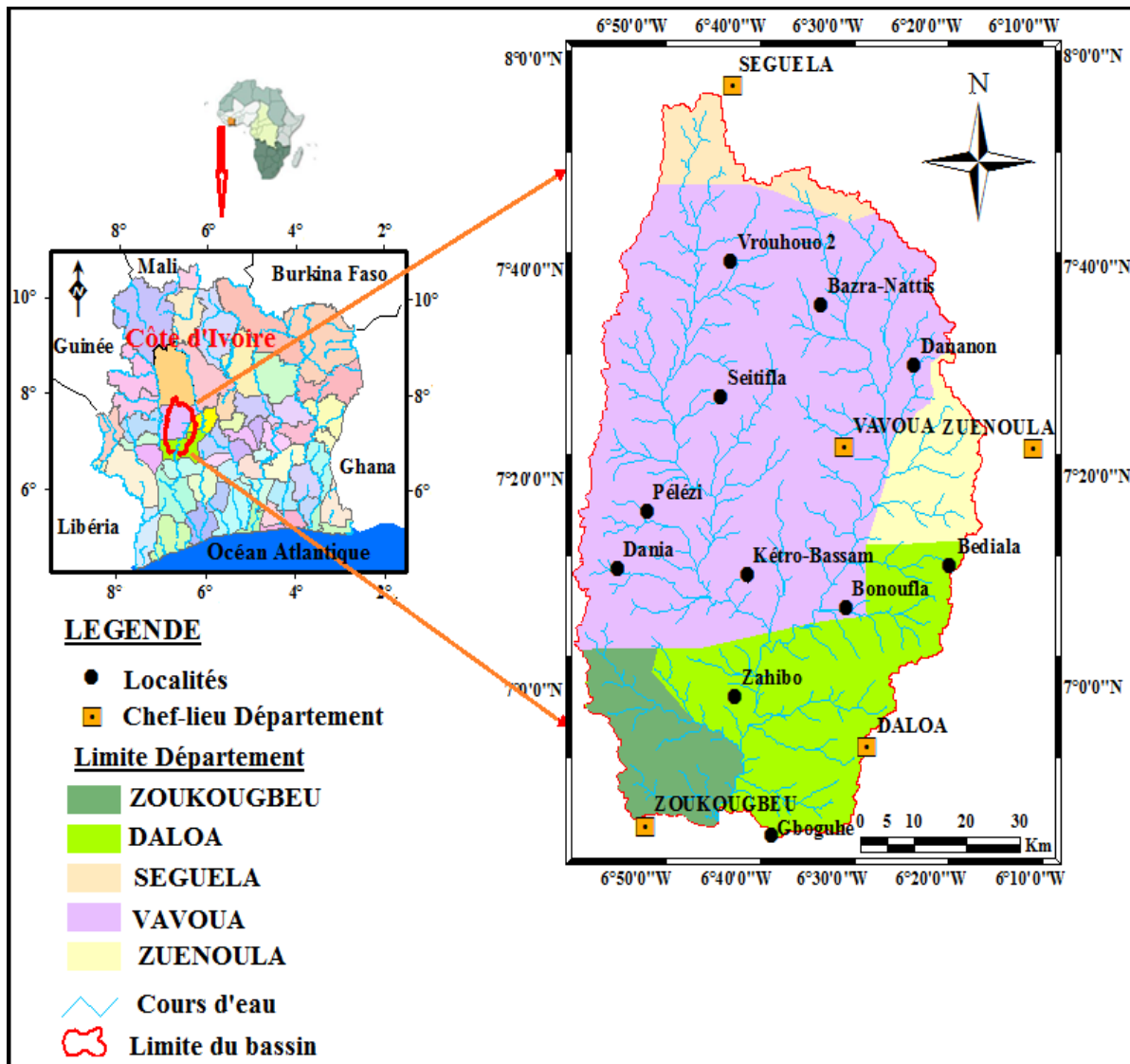


Figure 1: Bassin versant de la Lobo

CHAPITRE 2. GENERALITES SUR LES PESTICIDES

2.1. Définitions

2.1.1. Micropolluant

Le terme micropolluant désigne un composé minéral ou organique dont les effets sont toxiques à très faible concentration (les teneurs sont évaluées en g/litre). En fortes concentrations, ces molécules polluent les sols et les eaux de surface. Les micropolluants peuvent être toxiques pour les organismes ou micro-organismes vivants, voire des risques d'être transférés dans la chaîne alimentaire.

2.1.2. Pesticides

D'après le dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau, les pesticides sont des substances chimiques minérales ou organiques de synthèse utilisées à vaste échelle contre les prédateurs des cultures, les animaux nuisibles et les agents vecteurs d'affections parasitaires ou microbiologiques de l'homme et des animaux domestiques (Gigleux, 2010). En outre, le pesticide désigne toute substance destinée à combattre tout agent nuisible y compris toute espèce indésirable de plantes ou d'insectes pendant la culture et le stockage des denrées agricoles. Ce terme regroupe à la fois, les substances utilisées comme régulateurs de croissance végétales, de défoliants, et d'inhibiteurs de germination. Il peut être appliqué sur les cultures avant ou après la récolte afin de protéger la production (OMS, 2017). Les pesticides, qu'ils soient organiques ou minéraux, sont principalement utilisés pour protéger les cultures en éliminant les espèces nuisibles.

2.2. Formulation des pesticides

2.2.1. Principe

La formulation des pesticides a pour principe de présenter la matière active sous une forme qui permet son application en ajoutant des substances ou adjuvants destinés à améliorer et à faciliter son action. Elle consiste à déterminer la composition chimique et la présentation physique d'une préparation de pesticides prêts à l'emploi (Imane, 2018).

2.2.2. Substances actives

On appelle substance active, la partie la plus importante d'un produit. C'est le produit chimique qui tue / lutte contre le ravageur ou le pathogène visé. Les substances actives confèrent au produit son effet toxique. Ce sont elles qui sont analysées et qui sont réglementées. Plusieurs matières actives peuvent être mélangées dans un même produit commercial (Tomlin, 2009).

2.2.3. Adjuvants

Les adjuvants sont des ingrédients diluants qui entrent dans la formulation d'un pesticide pour le rendre apte à l'utilisation. Ils renforcent l'efficacité, la sécurité du produit et sa facilité d'utilisation (Couteux & Lejeune, 2006). Ce sont des substances inertes, qui jouent le rôle de solvant, d'émulsifiants, d'agents mouillants, agents agglutinants, adhésifs et de colorants (Sopéfia *et al.*, 2009).

2.3. Classification des pesticides

2.3.1. Selon la cible

2.3.1.1. Insecticides

Les insecticides englobent les pesticides destinés à lutter contre les insectes nuisibles. Les cibles des insecticides sont nombreuses, touchant le plus souvent le système nerveux, le métabolisme respiratoire ou le système hormonal (Chabou & Boutallis, 2013). Les produits agissent sur l'insecte soit par contact et absorption au niveau de la cuticule, soit par inhalation, soit par ingestion et absorption digestive. On distingue les insecticides de contact qui sont présents uniquement au niveau de la partie de la plante sur laquelle ils sont appliqués, et les insecticides systémiques qui migrent dans l'organisme et le protègent en totalité (Mebdoua, 2017).

2.3.1.2. Herbicides

Les herbicides sont destinés à contrôler et à limiter la croissance des végétaux ligneux ou herbacés. Certains herbicides sont défanants. Ils détruisent les parties supérieures des herbes afin de faciliter les récoltes. Les herbicides peuvent agir en pré-levée, lorsque les plantes ne sont pas encore sorties de terre, ou en post-levée après la sortie des plantes de terre. Par ailleurs, ils peuvent agir de manière systémique par pénétration racinaire et foliaire, ou par contact avec la plante cible (Chabou & Boutallis, 2013).

2.3.1.3. Fongicides

Les fongicides sont des pesticides utilisés pour la protection des semences et des récoltes en détruisant les moisissures parasites et les champignons nuisibles. Leur utilisation, peut-être à titre préventif ou dès les premières apparitions d'infestation, ou à titre curatif pour empêcher la dissémination des champignons. Les fongicides peuvent agir en inhibant le système respiratoire ou la division cellulaire. Selon leur mode d'action, deux principaux groupes peuvent être distingués : les fongicides systémiques se déplacent dans la plante par le système vasculaire. Ils sont absorbés par les feuilles, les tiges ou les racines se rendant ainsi au niveau de toute la plante. Ce transfert permet de protéger des parties non traitées après l'application des fongicides (Couvreur, 2002). Les fongicides de contact restent au niveau du point d'application après le traitement. Ils forment à la surface de la plante une couche de protection. L'activité antifongique est dite de surface et le produit ne subit pas de transfert interne (Rocher, 2004).

2.3.2. Selon la structure chimique

La classification chimique regroupe les principales familles que sont les organochlorés, les organophosphorés, les pyréthrinoïdes de synthèse, les carbamates et les triazines.

2.3.2.1. Famille des organochlorés

Les organochlorés sont des pesticides très stables chimiquement qui font partie des hydrocarbures halogénés. Ils sont caractérisés par la présence de plusieurs atomes de chlore autour du noyau benzénique ou phénylique et aussi, par une faible solubilité dans l'eau et une solubilité élevée dans les lipides. Ce qui entraîne leur bioaccumulation dans les tissus adipeux. En effet, plus ils comportent d'atomes de chlore, plus ils ont tendance à s'accumuler. De nos jours, les organochlorés sont interdits en agriculture dans plusieurs pays y compris la Côte d'Ivoire pour deux raisons essentielles à savoir leur caractère peu dégradable et leur semi volatilité favorisant leur transfert sur de longue distance à partir du point d'introduction (Haque & Freed, 1975). Aussi, leur bioaccumulation constitue ainsi un risque pour la santé humaine. Malheureusement, ces organochlorés continuent d'être utilisés dans certains pays en voie de développement (PVD) (Osibanjo *et al.*, 1994).

Ces pesticides de la famille des organochlorés se répartissent en quatre groupes :

- ❖ le groupe de Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) : considéré comme un polluant organique persistant (POP) ;
- ❖ le groupe du HCH : Ce groupe renferme le lindane ou le gamma HCH et ses différents isomères alphas, bêta et gamma. Ils sont des insecticides de moindre rémanence que les autres insecticides organochlorés ;
- ❖ le groupe des cyclodiènes : Ce groupe renferme l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore considérés comme des polluants très rémanents ;
- ❖ le groupe des terpénoïdes chlorés : Il est composé de camphène, de camphane, et de toxaphène. Ils sont biodégradables, thermolabiles et photo-labiles. La formule générale des organochlorés est représentée par la figure 2.



Figure 2: Formule générale des organochlorés

Avec :

R : squelette carboné (cycle aromatique, chaîne carbonée, structure polycyclique)

$n \geq 4$: nombre d'atomes de chlore

2.3.2.2. Famille des organophosphorés

Cette famille constitue la deuxième catégorie de produits efficaces dans la lutte antiparasitaire. Les composés organophosphorés ont été utilisés en remplacement d'une grande partie de composés organochlorés. Par ailleurs, ils sont peu persistants et ils ont un large spectre d'activité bien qu'ils posent un risque de toxicité aiguë (Rachadi, 1991). Certains organophosphorés sont systémiques. Les insecticides organophosphorés sont des esters de l'acide orthophosphorique. Leur structure générale est donnée par la figure 3.

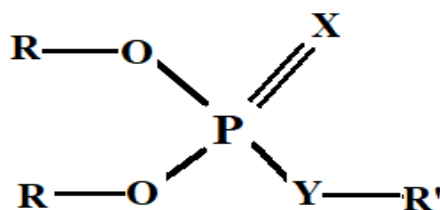


Figure 3 : Formule générale des organophosphorés

Où :

- ❖ R et R' sont des groupements organiques ;
- ❖ X, Y sont des atomes de soufre ou d'oxygène

Les composés organophosphorés sont classés suivant la nature des groupements (X, Y) :

- ❖ Ester de thionophosphate (X = S et Y = O),
- ❖ Ester de phosphate (X = Y = O),
- ❖ Ester de thiophosphate (X = O et Y = S),
- ❖ Ester de dithiophosphate (X = Y = S).

2.3.2.3. Famille des carbamates

Sur le plan chimique, les carbamates sont des esters N-substitués de l'acide carbamique. L'action des pesticides carbamates est fonction de la nature des groupes R₁ et R₂. Les carbamates apparaissent comme un groupe de pesticides présentant des applications diverses et multiples. Ils ont en plus de leur propriété insecticide, une activité fongicide, molluscicide, nématocide et herbicide. Ils inhibent l'acétylcholinestérase de manière réversible. La crise cholinergique provoquée est en général moins forte et de durée plus courte que dans le cas des organophosphorés (Toe *et al.*, 2000). La formule générale des carbamates est donnée par la figure 4.

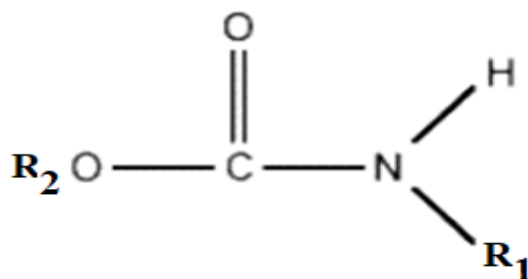


Figure 4 : Formule générale des carbamates

2.3.2.4. Famille des pyréthrinoïdes

Apparue récemment au début des années 1970, la famille des pyréthrinoïdes (figure 5) est utilisée depuis des siècles sous forme de pyrèthre par les producteurs agricoles. Par ailleurs, les pyréthrines synthétisées à partir des pyréthrinoïdes ont une activité insecticide plus élevée et

plus stable à la lumière que d'autres familles chimique telles que les organophosphorés et les carbamates. Les études réalisées par Fleischer *et al.* (1998) ont montré que les plus utilisés en Côte d'Ivoire, ont été la cyperméthrine, la deltaméthrine et la perméthrine.

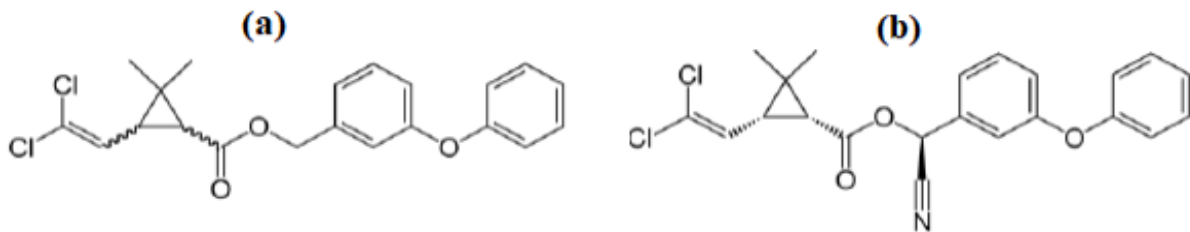


Figure 5 : Famille des pyréthrinoïdes (a) perméthrine, (b) cyperméthrine

2.3.2.5. Famille des triazines

Les triazines sont appliquées directement sur le sol où elles pénètrent par absorption radiculaire et sont véhiculées par la sève brute. Elles agissent en bloquant la photosynthèse. Elles ont une toxicité faible et souvent une bonne sélectivité. Leur solubilité dans l'eau est réduite et sont donc peu entraînées dans le sol. Les herbicides triazines constituent la quasi-totalité des herbicides utilisés dans le domaine agricole en Côte d'Ivoire (Diarra, 2013). Les triazines sont des molécules dont la structure comporte un cycle triplement insaturé, à trois atomes de carbone et à trois atomes d'azote. Ce sont des produits de synthèse organique. On distingue des 1,2,3-triazines, des 1,2,4-triazines et des 1,3,5-triazines ou sym-triazines, qui sont des triazines symétriques. Ces derniers sont les plus utilisés. En outre, les triazines sont différentes entre elles par la nature des substituants R1, R2 et R3.



Figure 6 : Famille des triazines

2.4. Transfert des pesticides dans les systèmes aquatiques

Les résidus de polluants résultants des activités agricoles ou industrielles peuvent présenter un risque pour l'écosystème aquatique (Schiavon *et al.*, 1995). En effet, les produits ne sont pas

appliqués exclusivement sur l'organisme cible mais sur des écosystèmes complexes dont toutes les parties sont liées. Les pesticides peuvent ainsi pénétrer dans l'écosystème aquatique de trois façons différentes comme le montre la figure 7 :

- ❖ soit indirectement par pulvérisation sur les lieux de culture ou par échange inter hémisphérique entre les aérosols (où sont adsorbés les composés volatils) et le système aquatique;
- ❖ soit par application directe à l'environnement aquatique pour éliminer des espèces nuisibles ;
- ❖ soit par des rejets d'eaux résiduares en provenance des usines de synthèse de pesticides.

Notons également que ce transfert dans les systèmes aquatiques résulte principalement de la mobilité du pesticide dans les sols et donc en tout premier lieu de sa solubilité et de son aptitude à subir des réactions de complexations (Karim *et al.*, 2023). Les pesticides organiques sont habituellement trouvés dans l'eau à l'état de traces (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/L}$ à quelques centaines $\mu\text{g/L}$) et ne sont donc pas impliqués dans l'exercice d'un effet toxique à court terme sur la vie aquatique. Par contre, les plantes aquatiques et les animaux peuvent fortement concentrer certains polluants, comme le décrivent Traoré *et al.* (2008), à des doses largement supérieures à celles rencontrées dans les eaux, ce qui peut engendrer de gros risques. Dans certains cas particuliers, des teneurs élevées ont pu être mises en évidence dans des eaux de surface. Ainsi, Traoré (2006) a montré, en Côte d'Ivoire, l'existence d'eaux de puits avec des niveaux de concentration individuelle en pesticides proche de la concentration maximale admissible, fixée par les directives européennes sur les eaux de boissons. Ces directives prescrites par la Communauté Européenne pour les concentrations de polluants présents dans les eaux potables, sont de $0,1 \mu\text{g/L}$ pour les pesticides à titre individuel et de $0,5 \mu\text{g/L}$ pour la concentration totale en pesticide (OMS, 2017).

2.5. Mécanisme de transfert des pesticides dans l'environnement

De nos jours, le transfert des pesticides dans le milieu est très peu maîtrisé. D'autant plus que les mécanismes de transfert de ces composés vers ces milieux aquatiques dépendent non seulement, du fonctionnement hydrologique mais aussi des conditions climatiques. En effet, lors de la pulvérisation par exemple, les pertes peuvent atteindre 10 à 70 % le sol et entre 30 à 50 % l'air (Khadija,2008). Le transfert des pesticides vers les eaux superficielles dépend du

ruissellement de surface (occupation des sols et leurs caractéristiques), de l'érosion des sols et d'hydrologie (distance au cours d'eau, connexion au cours d'eau, densité de réseau) (Louchart *et al.*, 2014). Ainsi, parmi les principaux processus responsables du transfert des pesticides vers les milieux aquatiques, le ruissellement et la volatilisation constituent des mécanismes majeurs.

- ❖ Le ruissellement : Le ruissellement pluvial survient suite à une forte et longue pluie de sorte que le sol soit complètement imbibé. L'entraînement d'un pesticide à la surface du sol est dû principalement au ruissellement de l'eau. Son importance dépend entre autres de la nature du sol, de l'intensité, et de la durée des pluies et des propriétés physico-chimiques de la matière active (Andral, 1996). En effet, selon les travaux menés par Moreau (2006) ; sur deux sols l'un argileux et l'autre limoneux, les quantités d'atrazine et de simazine exportées par le ruissellement sont respectivement de 3,50 % pour le premier sol et 1,70 % pour le deuxième sol. Cet entraînement superficiel s'est produit suite aux intensités de pluie respectivement de 54,62 mm.h⁻¹ et 50,87 mm.h⁻¹ pour une durée de pluie de 2h 57 et 1h 28 pour le sol argileux et le sol limoneux. Il est important de signaler que la simazine est plus volatile que l'atrazine avec une constante de Henry de 5,3 10⁻³ contre 2,6 10⁻⁴ Pa.m⁻³. Mole⁻¹.
- ❖ La volatilisation : Les pesticides volatils ont tendance à se disperser, pendant et après la pulvérisation depuis la zone traitée pour être ensuite transportées grâce aux courants d'air sur des distances plus ou moins grandes. La tension de vapeur du composé et la constante d'Henry sont entre autres les facteurs dont dépend la volatilisation (Bedos *et al.*, 2010). Plus les valeurs sont élevées, plus le composé est volatil. La volatilisation dépend aussi de l'affinité de la molécule avec le support solide (sol ou surface foliaire). Elle diminue avec la hauteur des plantes car les plantes hautes sont plus sujettes aux flux atmosphériques (Bedos *et al.*, 2002). Une fois évaporés, les pesticides peuvent être accumulés dans les nuages, et atteignent les eaux de surface par la présence de substances actives dans les eaux de pluie.

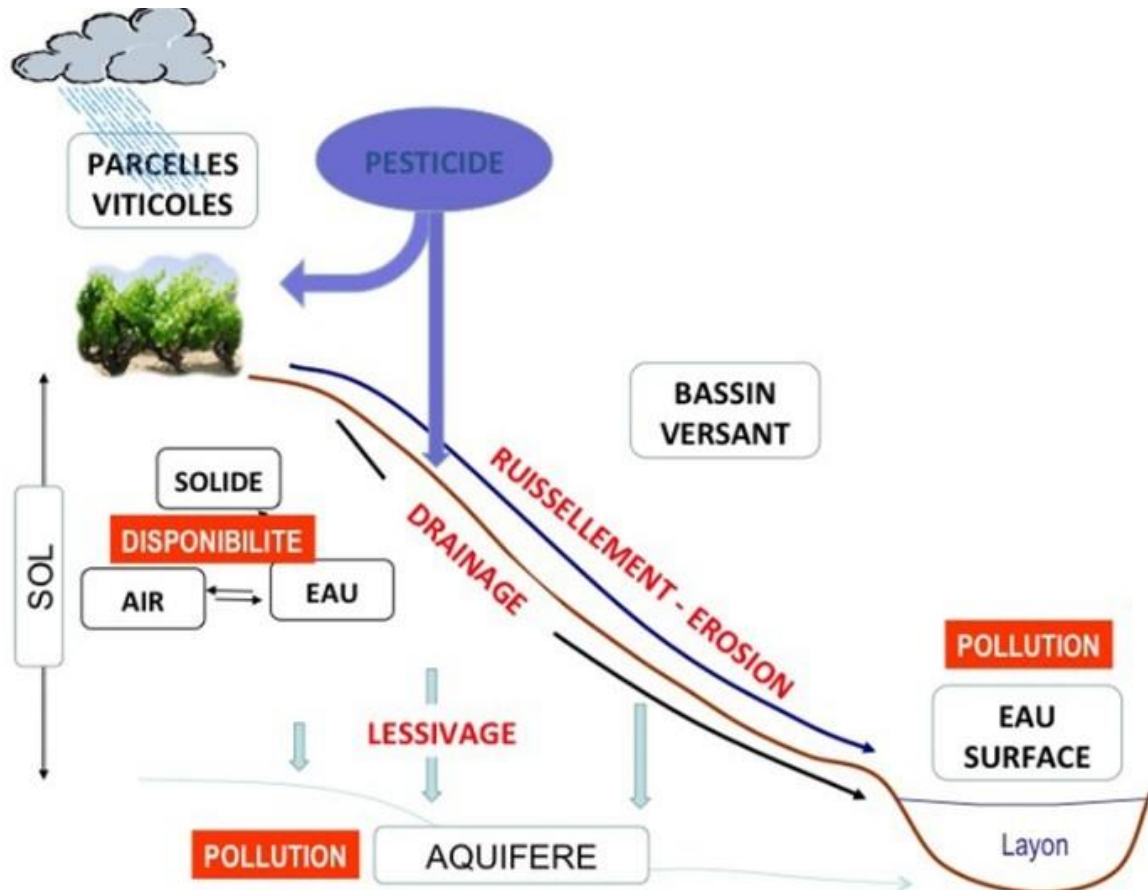


Figure 7 : Voie de transfert des pesticides dans un bassin agricole (Boithias *et al.*, 2014)

2.6. Toxicité des pesticides

Les agriculteurs, qui manipulent et appliquent les pesticides sur leurs cultures, sont les plus souvent victimes d'intoxication aiguë par ces produits. Les troubles aigus dus aux pesticides affectent les muqueuses, la peau, le tube digestif, le système respiratoire et l'ensemble de l'organisme. Les organophosphorés et les carbamates sont responsables de la majorité des cas d'empoisonnement (Houeto *et al.*, 1993). La toxicité d'un produit chimique indique dans quelle mesure le produit est dangereux. La toxicité des pesticides peut s'exprimer par la dose létale 50 (DL50). La DL50 est la quantité de matière active, exprimée en mg par kg de poids vif, administrée en une seule fois et qui tue 50 % d'un lot d'animaux de laboratoire. Les produits phytosanitaires représentent un danger d'intoxication pour la santé humaine. Plusieurs cas

d'intoxications peuvent se présenter : les intoxications aiguës et les intoxications chroniques (ATSDR, 2000).

2.6.1. Toxicité aiguë

Les intoxications aiguës sont des accidents ponctuels qui surviennent soit par absorption de produits phytosanitaires, soit par contact avec la peau quand ils sont présents dans les cours d'eau ou sur les plantes. La toxicité aiguë d'une substance chimique est l'ensemble des effets sur l'organisme provoqués lors de l'exposition à une forte concentration de courte durée (INESRIS, 2014). On distingue plusieurs types de toxicités aiguës selon la voie de pénétration dans l'organisme : elles s'expriment principalement par l'indice DL₅₀. Le tableau I fournit la base des chiffres permettant d'apprécier l'importance de ces toxicités (Onil & Louis, 2001).

Tableau I: Classifications de niveau de risque aigu selon des DL₅₀

Indices de toxicité	Très toxique	Modérément toxique	Peu toxique
DL ₅₀ orale (mg/kg de poids corporel)	Inférieur à 500	500-1000	1000-2000
DL ₅₀ cutanée (mg/kg de poids corporel)	Inférieur à 500	500-1000	1000-2000

2.6.2. Toxicité chronique

Les intoxications chroniques sont les plus graves et les plus fréquentes des intoxications par les produits phytosanitaires. Elles surviennent suite à un contact de longue durée. Fleischer *et al.* (1998) ont montré que les effets sont irréversibles et se manifestent le plus souvent tardivement. Les enfants sont les plus vulnérables aux produits phytosanitaires (FAO & OIT, 2013). Les toxicités chroniques ont pour objectif de caractériser le profil toxicologique complet d'une substance chez une espèce animale, à la suite d'une exposition prolongée et répétée dont la durée est d'au moins 12 mois. Ces études doivent permettre d'identifier la majorité des effets chroniques, d'établir des relations doses/réponses, ou doses/effets et la totalité des impacts sur les fonctions physiologiques, sur les organes et les tissus (CSAA, 2004). Aussi, pour prévenir tout risque, il existe des limites réglementaires appelées Limites Maximales de résidus (LMR).

2.7. Utilisation des pesticides en Côte d'Ivoire

L'utilisation des pesticides en Côte d'Ivoire est étroitement liée au développement de l'agriculture, en particulier les cultures de rente (café, cacao, hévéa, coton, palmier à huile) et les cultures maraîchères (tomate, chou, aubergine, etc.). Ces produits phytosanitaires sont utilisés pour accroître les rendements agricoles, lutter contre les ravageurs et les maladies, mais leur usage soulève également des préoccupations environnementales et sanitaires. Selon l'Organisation mondiale des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2002), la Côte d'Ivoire figure parmi les pays d'Afrique de l'Ouest ayant une consommation élevée de pesticides, avec 13300 à 22000 tonnes.

2.7.1. Utilisation des pesticides dans les cultures de rente

Les cultures de rente représentent une part importante des exportations agricoles. Ces cultures sont généralement associées à une utilisation intensive des pesticides d'environ 70% de la totalité des pesticides utilisée en Côte d'Ivoire.

2.7.1.1. Cacao

Le cacao est la principale culture de rente, occupant plus de 2 millions d'hectares. Les pesticides utilisés incluent les fongicides (mancozèbe, chlorothalonil) pour lutter contre la pourriture brune et les insecticides (endosulfan, acétamipride) contre les mirides. En 2021, environ 2500 tonnes de pesticides ont été utilisées dans la cacaoculture (CNRA, 2022).

2.7.1.2. Café

Bien que moins répandu que le cacao, l'entretien des champs de café nécessite l'usage des polluants agricoles. Environ 700 tonnes de pesticides y sont utilisées chaque année (Kouadio *et al.*, 2020).

2.7.1.3. Hévéa

L'accroissement de la production d'hévéa implique l'utilisation d'énorme quantité de produits phytosanitaires. En 2020, on estime que près de 1200 tonnes de pesticides ont été appliquées dans les plantations d'hévéa (SODEFOR, 2021).

2.7.1.4. Palmier à huile

Les plantations de palmier à huile consomment en moyenne 1000 tonnes de pesticides par an, principalement des herbicides et insecticides (Gnonhossou *et al.*, 2019).

2.7.1.5. Coton

Le coton, très sensible aux ravageurs et aux maladies, est l'une des cultures les plus gourmandes en pesticides. En 2021, environ 4500 tonnes de pesticides ont été utilisées pour cette culture (ANADER, 2022).

2.7.2. Utilisation des pesticides dans les cultures maraîchères

Les cultures maraîchères sont concentrées autour des zones urbaines (Abidjan, Bouaké, Daloa). Elles reçoivent de fortes doses de pesticides, parfois sans respect des doses homologuées.

2.7.2.1. Tomate

La tomate est très vulnérable aux attaques parasitaires, ce qui nécessite l'utilisation régulière des insecticides et fongicides. En effet, environ 1200 tonnes de pesticides ont été utilisées en 2021 (Agbo *et al.*, 2021).

2.7.2.2. Chou

Le chou est traité avec des insecticides contre les chenilles et les pucerons. Environ 800 tonnes de pesticides sont appliquées chaque année (Ouattara *et al.*, 2022).

2.7.2.3. Aubergine

Souvent cultivée avec d'autres légumes, l'aubergine reçoit en moyenne 600 tonnes de pesticides par an selon les estimations (Zohouri *et al.*, 2023).

2.7.2.4. Autres cultures maraîchères

Les laitues, oignons, concombres et carottes sont aussi traités régulièrement. Leur consommation totale de pesticides dépasse 1000 tonnes par an (Yao *et al.*, 2021). L'usage croissant de pesticides en Côte d'Ivoire, pose des défis en matière de santé publique, de qualité des sols, d'eau et de biodiversité.

2.7.3. Cadre institutionnel en Côte d'Ivoire

La modernisation du secteur agricole impose un certain nombre de dispositions, notamment la diversification des cultures, la modernisation des exploitations agricoles et l'intensification de la production. Ceci implique l'utilisation de plus en plus croissante d'intrants parmi lesquels les pesticides occupent une place de choix. Cependant, cet usage parfois abusif et anarchique par les populations paysannes en majorité analphabètes pose de nombreux problèmes aussi bien au niveau de la santé humaine qu'au niveau de l'environnement. Pour juguler les effets pervers de l'utilisation des pesticides, le Gouvernement ivoirien a mis en place des textes réglementaires relatifs à l'utilisation de ces produits (Doudou *et al.*, 2023).

2.7.3.1. Législation ivoirienne sur les produits phytosanitaires

La Côte d'Ivoire adhère aux accords internationaux sur les pesticides, notamment le Code de Conduite de la FAO et le Principe d'Information et de Consentement Préalables (PIC) depuis son ouverture sur le marché international. La réglementation sur l'utilisation des pesticides en Côte d'Ivoire, a commencé en 1974 (Fleischer *et al.*, 1998) par le Décret 74-388 du 7 Août 1974 relatif à l'agrément des pesticides. Ce Décret fut abrogé en 1989 par le Décret 89-02 du 04 Janvier 1989 relatif à l'agrément, la fabrication, la vente et l'utilisation des pesticides qui tient compte du développement des activités des professionnels (revendeurs et applicateurs des pesticides) et des recommandations de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) sur les produits agro- pharmaceutiques. Pour le législateur ivoirien, selon Gnekpo *et al.* (2001), est considéré comme pesticide, toute substance ou association de substances destinée à repousser, détruire ou combattre les ravageurs, les vecteurs de maladies humaines ou animales et les espèces indésirables de plantes ou d'animaux.

2.7.3.2. Obligations préalables d'utilisation

Tout pesticide doit faire l'objet d'une homologation ou doit bénéficier d'une autorisation provisoire de vente (APV) préalablement à son utilisation en Côte d'Ivoire. L'arrêté d'homologation est accordé pour une période de cinq ans tandis que l'APV a une durée de deux ans. L'usage à des fins d'expérimentation de pesticides non encore homologués et ne bénéficiant pas d'une APV est réservé aux instituts de recherche ainsi qu'aux laboratoires et stations de recherche des firmes phytosanitaires. Une déclaration préalable en est

obligatoirement faite au Comité Pesticides qui pourra éventuellement ordonner la destruction des cultures ayant servi de champ d'expérimentation. Le Comité National de Gestion des Pesticides (CNGP) est un comité interministériel dont la Présidence est assurée par le Ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et des Productions Vivrières tandis que le Secrétariat Permanent est assuré par la Direction de la Protection des Végétaux et de la Qualité (DPVQ). L'homologation des produits phytosanitaires porte sur la spécialité commerciale (produit formulé) et non sur la matière active. Pour qu'un produit soit homologué, sa toxicité aiguë est mesurée de façon normalisée par expérimentation sur des animaux de laboratoire. La notion retenue est celle de la Dose Létale 50 (DL50). Outre le risque aigu, il est nécessaire de considérer également les pathologies subaiguës et chroniques, plus difficiles à déceler. Cependant, si un produit renferme une matière active interdite, il ne peut être enregistré. Des produits contenant quatre matières actives (Lindane, Paraquat, Parathionéthyl et Parathionméthyl) sont homologués pour l'usage général. Par ailleurs, l'usage d'Aldicarbe et de Monocrotophos est restreint à l'application par une équipe spécialisée à cause de leur toxicité (Fleischer *et al.*, 1998).

2.8. Molécules étudiées

Les molécules de pesticides recherchées dans le bassin versant de la rivière Lobo concernent les pesticides utilisés dans les plantations ou dans les maraîchères autour de la Lobo. Le choix des molécules recherchées dans le cadre de cette étude est basé sur le nombre d'apparition des molécules lors des investigations. Ce sont entre autres : les molécules de la famille des organophosphorés, des organochlorés, des pyréthrinoïdes, des carbamates, des acides aminophosphoriques, des acides phénoxy-carboxyliques, et des néonicotinoïdes,

2.8.1. Molécules de la famille des organophosphorés

2.8.1.1. Diméthoate

Le diméthoate, ou 2-diméthoxy-phosphinothioylthio-N-méthylacétamide est un insecticide et acaricide à large spectre à action systémique ou par contact. Sa structure est présentée par la figure 8.

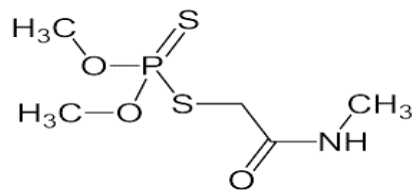


Figure 8 : Structure du diméthoate

2.8.1.1.1. Mode d'action

Le diméthoate agit en altérant le système nerveux des insectes, provoquant leur paralysie suivie de la mort. Grâce à son action systémique il protège l'ensemble de la plante en assurant une diffusion interne du produit (Fatma *et al.*, 2024)

2.8.1.1.2. Toxicité

Le diméthoate présente une toxicité aiguë et chronique pour l'homme en raison de son action inhibitrice sur l'acétylcholinestérase. L'inhibition de cette enzyme entraîne une accumulation d'acétylcholine au niveau des synapses, provoquant des troubles neurotoxiques tels que maux de tête, vertiges, nausées, vomissements, hypersalivation, troubles respiratoires et, dans les cas sévères, des convulsions, une perte de conscience voire le décès. L'exposition chronique, notamment chez les travailleurs agricoles, peut être associée à des troubles neurologiques persistants, une faiblesse musculaire, des troubles cognitifs et des atteintes du système nerveux central. Il a une demi-vie de 1 à 7 jours dans les eaux de surface et une bonne biodégradabilité. Toutefois, sa forte solubilité et son application fréquente en agriculture favorisent son transfert vers les eaux de surface, où sa présence peut être observée de manière saisonnière. Ainsi, sa mobilité dans le sol favorise la contamination des systèmes aquatiques. Il est également reconnu pour sa forte toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques, des pollinisateurs et de la faune (Sadhu *et al.*, 2024).

2.8.1.2. Méthamidophos

Le méthamidophos, est un insecticide systémique utilisé pour protéger les cultures notamment la culture de riz. Sa structure est présentée par la figure 9.

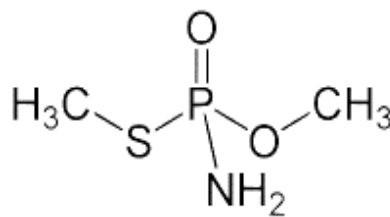


Figure 9 : Structure du méthamidophos

2.8.1.2.1. Toxicité

Le méthamidophos est classé très toxique et peut présenter des risques pour les consommateurs. En cas d'exposition très élevée, il peut provoquer des nausées et des étourdissements et même une paralysie respiratoire et la mort. Par conséquent, il est interdit dans de nombreux pays. Le méthamidophos a une durée demi-vie environnementale de 5 à 15 jours et une capacité de biodégradation élevée (FAO, 2006).

2.8.1.2.2. Mode d'action

Le méthamidophos a une action inhibitrice sur l'acétylcholinestérase qui est une enzyme nécessaire à la transmission des influx nerveux et cela peut entraîner une surstimulation du système nerveux (Tena *et al.*, 2021).

2.8.1.3. Chlorpyrifos

Le chlorpyrifos-éthyl est une substance active de produit phytosanitaire, qui présente un effet insecticide à large spectre. Il est utilisé dans l'agriculture pour lutter contre un large éventail de ravageurs sur des cultures telles que le maïs, le coton, les agrumes et les amandes selon une étude de Rubatzky & Yamaguchi (1997). Sa structure est présentée par la figure 10.

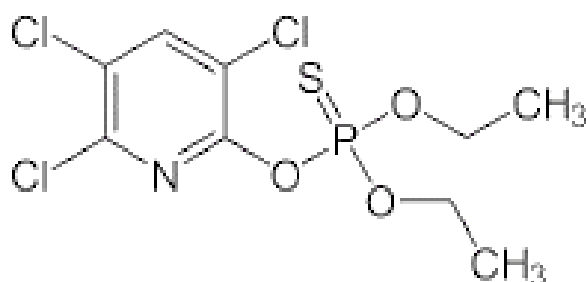


Figure 10 : Structure du chlorpyrifos

2.8.1.3.1. Toxicité

Le chlorpyrifos présente une toxicité élevée pour les systèmes endocriniens et le système nerveux central. Il est particulièrement dangereux pour les poissons, les oiseaux et les mammifères et peut entraîner leur mort (Toe *et al.*, 2004). Aussi, le chlorpyrifos a un fort potentiel de bioaccumulation dans les eaux de surface et peut s'accumuler dans les tissus des organismes et tout en se transmettant dans la chaîne alimentaire (Jiang *et al.*, 2022). Il a une durée de demi-vie de 30 à 120 jours et une capacité de biodégradation faible à modérée et, est interdit dans l'Union Européenne (EPA, 2020).

2.8.1.3.2. Mode d'action

Le chlorpyrifos exerce une action qui bloque une enzyme nécessaire à la transmission des influx nerveux, ce qui perturbe le fonctionnement normal du système nerveux (Ehsanifar, 2025).

2.8.1.4. Malathion

Le malathion est un insecticide neurotoxique. Il est couramment utilisé pour contrôler une grande variété d'insectes nuisibles affectant les cultures agricoles, notamment les fruits, les légumes et le coton. Il est largement employé dans les programmes de lutte antivectorielle notamment pour éliminer les moustiques et il sert à contrôler les poux et les puces chez l'homme et les animaux (Smith *et al.*, 2022). La figure 11 représente sa structure.

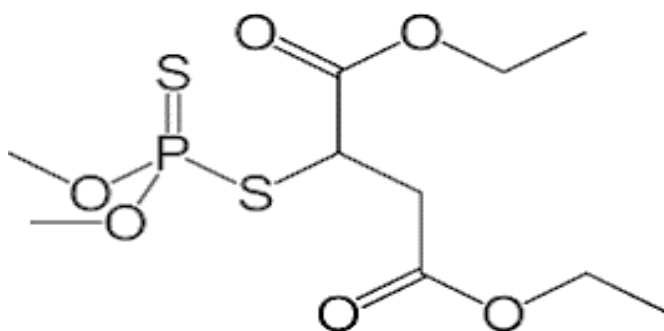


Figure 11: Structure du malathion

2.8.1.4.1. Toxicité

La toxicité du malathion varie selon la pureté du produit et son mode d'exposition. Sa toxicité est faible par voie orale et cutanée mais dangereuse par inhalation. Il possède une durée de demi-vie environnementale de 1 à 25 jours et une capacité de biodégradation élevée. En cas

d'intoxication aiguë, on peut observer des nausées et des vomissements. Pour des cas graves, il peut apparaître des convulsions et des problèmes respiratoires (Chua & Kuan, 2022).

2.8.1.4.2. Mode d'action

L'efficacité du malathion repose sur sa capacité à bloquer l'activité de l'acétylcholinestérase chez les insectes. Cette inhibition provoque une accumulation d'acétylcholine entraînant la paralysie puis la mort de l'organisme ciblé (Westcott *et al.*, 2004).

2.8.2. Famille des organochlorés

2.8.2.1. Dicofol

Le dicofol est utilisé comme acaricide pour contrôler les populations d'acariens dans les cultures agricoles (Rice *et al.*, 1997). La figure 12 présente sa structure.

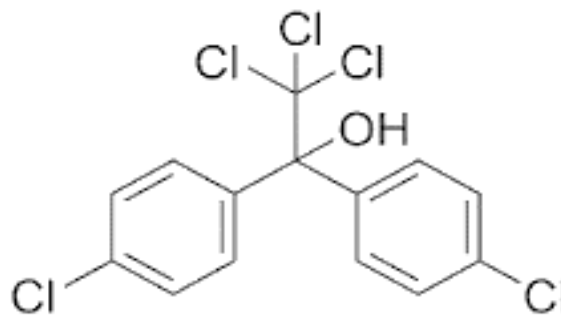


Figure 12 : Structure du dicofol

2.8.2.1.1. Toxicité

L'exposition au dicofol peut entraîner des irritations cutanées et oculaires. Cependant, une exposition prolongée est capable d'entraîner des perturbations endocriniennes, et une exposition chronique au dicofol a été associée à une augmentation du risque de cancer du sein chez la femme Wolff *et al.* (2000). Le dicofol possède une durée de demi-vie environnementale de 60 à 365 jours et une faible capacité de biodégradation.

2.8.2.1.2. Mode d'action

Le dicofol agit par contact et est considéré comme un neurotoxique qui perturbe le système nerveux des acariens (USEPA, 1996).

2.8.2.2. Endosulfan

L'endosulfan est une substance active de produit phytosanitaire, qui présente un effet insecticide. Il est largement utilisé dans l'agriculture pour contrôler les insectes et les acariens sur des cultures telles que le coton, les pommes, les tomates, et le thé. Sa structure est représentée par la figure 13.

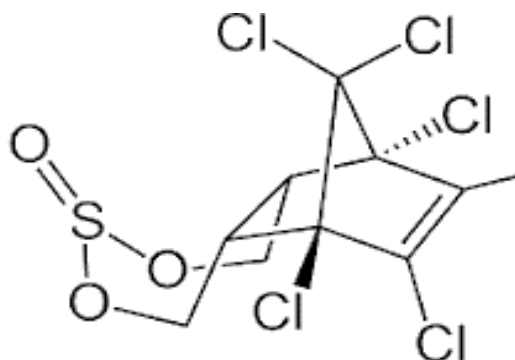


Figure 13 : Structure de l'endosulfan

2.8.2.2.1. Toxicité

L'endosulfan est un insecticide hautement toxique et donc très dangereux pour la santé humaine et l'environnement. Il a une durée de demi-vie environnementale de 50 à 150 jours et une très faible capacité de biodégradation. Ces effets nocifs sur la santé ont suscité son interdiction dans plus de 80 pays (Priya *et al.*, 2024). Il peut altérer la spermatogénèse et la fertilité ainsi que des malformations congénitales ou des anomalies du développement chez un ambrions ou un fœtus pendant la grossesse (Li *et al.*, 2023).

2.8.2.2.2. Mode d'action

Selon une étude de Sudhakar *et al.* (1995), l'endosulfan est très efficace en raison de son action rapide et de sa capacité à persister suffisamment longtemps pour protéger les cultures contre les infestations répétées.

2.8.3. Famille des Pyréthrinoïdes

2.8.3.1. Deltaméthrine

La deltaméthrine est un insecticide neurotoxique. La figure 14 présente sa structure.

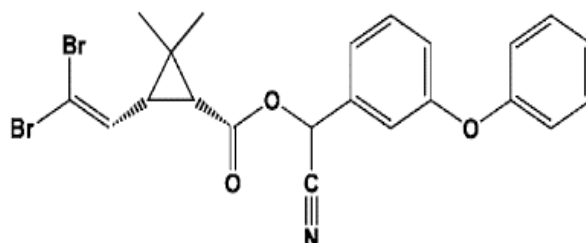


Figure 14 : Structure de la deltaméthrine

2.8.3.1.1. Toxicité

La deltaméthrine est toxique pour les organismes aquatiques et les abeilles. Sa durée de demi-vie environnementale est de 5 à 30 jours et elle a une capacité de biodégradation modérée. La toxicité varie selon la voie d'exposition et la dose. Ainsi, elle est toxique par ingestion ou par inhalation. Elle provoque des vomissements, la nausée et le coma en cas d'ingestion importante (Beingbu & Yang, 2025).

2.8.3.1.2. Mode d'action

La deltaméthrine agit à la fois par contact direct avec l'insecte et par ingestion de la substance. Son action consiste à perturber le système nerveux des insectes et provoque une décharge excessive des influx nerveux conduisant à la paralysie et à la mort de l'insecte (Tapia *et al.*, 2020).

2.8.3.2. Lambda-cyhalothrine

La lambda-cyhalothrine agit en ralentissant le mouvement des acariens, ce qui les empêche de se nourrir et se reproduire. Elle est efficace pour éliminer les papillons et les chenilles (Bradberry *et al.*, 2005). Sa structure est présentée par la figure 15.

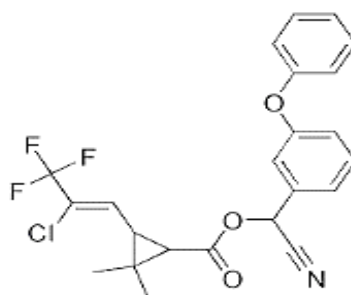


Figure 15 : Structure de la lambda-cyhalothrine

2.8.3.2.1. Toxicité

Sa toxicité varie selon les organismes. Elle est peu toxique pour les oiseaux. Cependant elle a une toxicité très élevée pour les abeilles et les organismes aquatiques. Par ailleurs, en cas de contact, elle peut provoquer des irritations des yeux et de la peau. Son inhalation peut causer une irritation des voies respiratoires et des effets sur le système nerveux (Chen *et al.*, 2021). La durée de demi-vie de la lambda-cyhalothrine est de 30 à 90 jours et une capacité de biodégradation modérée

2.8.3.2.2. Mode d'action

Il cible le système nerveux des insectes entraînant une paralysie et une mort rapide. Il agit à faible dose par contact et ingestion sur un grand nombre d'insectes ravageurs (Hénault, 2015.)

2.8.4. Famille des carbamates

2.8.4.1. Mancozèbe

Le mancozèbe est un fongicide, non inhibiteur des cholinestérases. Cette substance est susceptible de s'adsorber sur les particules solides, dont le sédiment. Cependant l'éthylène thio-urée (ETU) qui est l'un des produits de dégradation de celle-ci (ANSES, 2009 ; 2010 et 2011) est facilement lixivié (SPCAM, INAGRA, SA, 2010). Sa structure est présentée sur La figure 16.

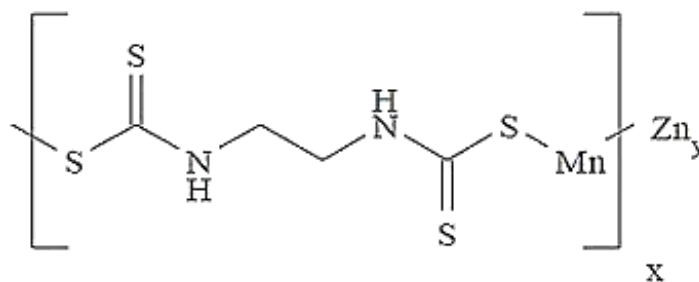


Figure 16 : Structure du mancozèbe

Avec : $X = 1, 2, 3 \dots n$ et $Y = 0,091 \times X$

2.8.4.1.1. Toxicité

Le mancozèbe a une faible toxicité aiguë chez les mammifères quelle que soit la voie d'exposition. Cependant il est considéré comme toxique pour la reproduction et comme perturbateur endocrinien. Aussi, Il peut également provoquer une irritation oculaire et une irritation cutanée (Runkle *et al.*, 2017). Des effets sur le développement fœtal ont été observés chez les animaux, et libère un métabolite (ETU) suspecte cancérigène (WHO, 2004). En outre le mancozèbe possède une durée de demi-vie environnementale de 1 à 7 jours et une capacité de biodégradation élevée.

2.8.4.1.2. Mode d'action

Le mancozèbe est un pesticide de contact avec action protectrice et agit en perturbant le métabolisme des lipides. Il agit sur plusieurs processus cellulaires dans les champignons en empêchant leur croissance et leur reproduction (Baliram *et al.*, 2023).

2.8.4.2. Carbendazime

La carbendazime est une substance active de produit phytosanitaire, qui présente un effet fongicide. Elle est utilisée pour lutter contre des maladies fongiques telles que la fusariose, l'oïdium et la tavelure, affectant des cultures comme les fruits, les légumes, les céréales et les plantes ornementales. Sa structure est présentée par la figure 17.

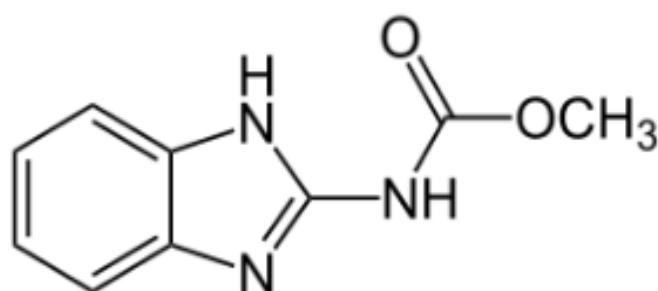


Figure 17 : Structure de la carbendazime

2.8.4.2.1. Toxicité

La capacité de biodégradation du mancozèbe est faible avec une durée de demi-vie environnementale de 30 à 180 jours. Aussi, sa toxicité aiguë est faible par inhalation et par voie

cutanée. La carbendazime a des effets néfastes sur les organes reproducteurs du rat et des effets neurotoxiques chez la volaille. Elle est moins irritante pour la peau et l'œil (Sharma *et al.*, 2022).

2.8.4.2.2. Mode d'action

Selon Bartlett *et al.* (2002), elle agit en inhibant la synthèse des microtubules, ce qui empêche la division cellulaire chez les champignons pathogènes, entraînant leur mort. Elle agit en ciblant directement les structures internes de la cellule fongique (Guo *et al.*, 2016).

2.8.4.3. Carbofuran

Le carbofuran est une substance active utilisée comme insecticide. Il est utilisé principalement pour protéger les cultures de maïs, de riz, de soja et de pommes de terre contre les insectes ravageurs tels que les nématodes, les pucerons et les coléoptères (Gupta, 2020). La figure 18 présente sa structure.

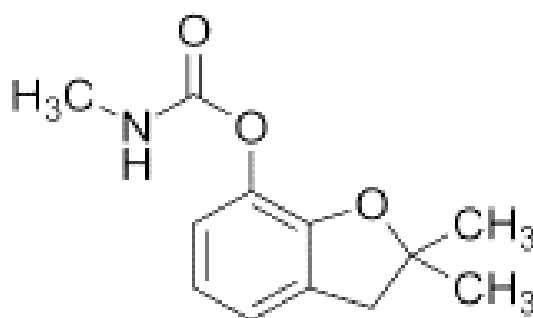


Figure 18 : Structure du carbofuran

2.8.4.3.1. Toxicité

Possédant une durée de demi-vie de 30 à 60 jours et une capacité modérée de biodégradation dans l'environnement, le carbofuran est très toxique et est classé dans la catégorie I_b (très dangereux) par OMS & FAO (2009). Du fait de sa toxicité, le carbofuran est interdit en France depuis le 13 décembre 2008.

2.8.4.3.2. Mode d'action

Le carbofuran agit en inhibant la division cellulaire des champignons. Cette action permet d'éliminer les champignons en empêchant leur reproduction et leur croissance (silva *et al.*,

2024). Selon Gupta (1994), il est apprécié pour son action rapide et son efficacité à faible dose, ce qui en fait un choix populaire pour les agriculteurs.

2.8.5. Famille des acides amino-phosphoriques : Glyphosate

Le glyphosate, est l'herbicide le plus utilisé dans le monde. Cela est dû à son efficacité destructrice des adventices ou des repousses sans effet sur les cultures (Bertonier *et al.*, 2012). Sa structure est présentée par la figure 19.

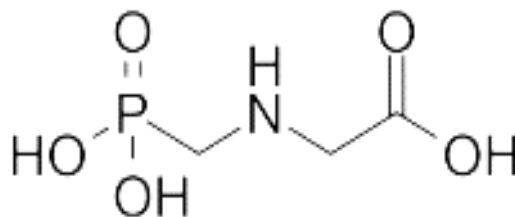


Figure 19 : Structure du glyphosate

2.8.5.1. Toxicité

Sa toxicité varie selon la voie d'exposition et sa formulation. Il est peu toxique par voie orale. Cependant des effets sont observés en cas d'inhalation ou de contact cutané. Par ailleurs, des effets ont été observés sur le système endocrinien et le microbiote intestinal. Ses effets cancérigènes n'ont pas encore été prouvés (Mazuryk *et al.*, 2024). La durée de demi-vie du glyphosate est de 7 à 60 jours et sa capacité de biodégradation dans l'environnement est élevée.

2.8.5.2. Mode d'action

Le glyphosate est un herbicide total foliaire systémique, c'est-à-dire non sélectif, absorbé par les feuilles et à action généralisée. Il est absorbé par les feuilles et transporté par la sève jusqu'aux racines des plantes. Il bloque la production de l'acide aminé essentiel chez les plantes, ce qui facilite leur mort (Serra *et al.*, 2021).

2.8.6. Famille des acides phénoxy-carboxyliques : 2,4-Dichlorophénoxyacétique (2,4-D)

C'est un herbicide sélectif pour lutter contre les plantes à feuilles larges. Il est très utilisé dans la culture du blé, du maïs, du riz, de la canne à sucre et pour l'entretien des espaces verts. La solubilité dans l'eau de cette substance est la principale caractéristique menant à la contamination des eaux de surfaces. Car selon Mapa *et al.* (1986) cités par Ann (2012), sa

solubilité dans l'eau indique que ce pesticide est modérément mobile dans les sols et n'a pas tendance à être adsorbé par les particules du sol. Sa structure est présentée sur la figure 20.

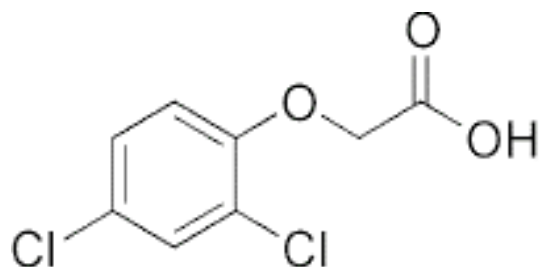


Figure 20 : Structure du 2,4-dichlorophénoxyacétique

2.8.6.1. Toxicité

Le 2,4-D présente une durée de demi-vie environnementale de 7 à 20 jours avec une capacité de biodégradation élevée. Aussi, il a une toxicité modérée. Sa dose Létale (DL₅₀) oral chez le rat est de 375 mg/kg. En cas d'exposition directe, des troubles respiratoires, des irritations oculaires et cutanées sont observés. Aussi, plusieurs effets chroniques ont été observés dont des perturbations endocriniennes, la neurotoxicité et un risque possible de cancer chez les utilisateurs fréquents (Lerro *et al.*, 2019). Il est classé probablement cancérigène (groupe IIb). Au niveau environnemental, on observe une toxicité pour certains poissons, invertébrés et pour les plantes aquatiques. Il a une faible persistance dans le sol (demi-vie de 10 à 15 jours) et un risque élevé de lessivage vers les eaux souterraines (Song *et al.*, 2021).

2.8.6.2. Mode d'action

Le 2,4-D provoque une croissance désordonnée et excessive des cellules végétales entraînant la déformation des tissus et conduisant à la mort de la plante. De plus, il imite l'auxine, une hormone végétale naturelle (Garabrant & Philbert, 2002).

2.8.7. Famille des néonicotinoïdes : Imidaclopride

L'imidaclopride est l'insecticide le plus utilisé dans le monde et massivement employé en agriculture. Il est couramment utilisé pour protéger les cultures agricoles comme le maïs, le coton, les pommes de terre et les légumes, ainsi que pour le traitement des semences et sert aussi à protéger les animaux contre les puces (Zaharia *et al.*, 2023). La figure 21 présente sa structure.

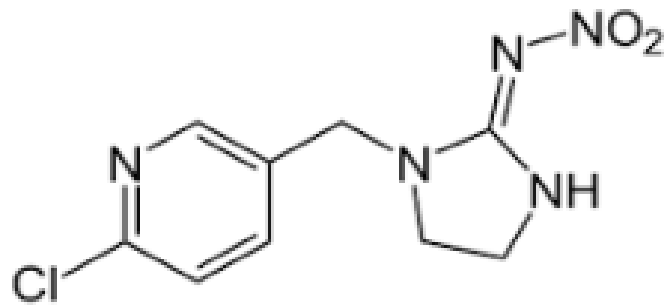


Figure 21 : Structure de l'imidaclopride

2.8.7.1. Toxicité

L'imidaclopride est modérément toxique pour les mammifères ($DL_{50} = 500\text{mg/kg}$). IL a une durée de demi-vie de 40 à 300 jours et une faible capacité de biodégradation dans l'environnement. En outre, son utilisation peut provoquer des irritations oculaires et cutanées à court terme et des effets génotoxiques et neurotoxiques à long terme (Souchail *et al.*, 2001). De plus, une perturbation du système de reproduction a été observée chez les animaux de laboratoire à forte dose. Au niveau environnemental, on observe une toxicité élevée chez les abeilles et les invertébrés aquatiques (Riyaz *et al.*, 2021).

2.8.7.2. Mode d'action

Selon une étude de Jeschke & Nauen (2008), il agit en interférant avec les récepteurs nicotiques de l'acétylcholine dans le système nerveux central des insectes, entraînant leur paralysie et leur mort.

CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES PRODUITS MARAICHERS

3.1. Maraîchage

Le maraîchage est une activité caractérisée par la production intensive de cultures légumières destinées essentiellement à la vente en frais. Ce terme tire son origine du mot marais parce que les premières espèces légumières étaient réalisées en zone de marais, bénéficiant d'un approvisionnement régulier en eau (Kankonde & Eric, 2001). Les fruits des récoltes peuvent se consommer crus ou cuits.

3.2. Importance des cultures maraîchères

De nos jours, les produits issus des cultures maraîchères sont importants dans l'alimentation (Adargna-Bourgeois & Bourgeois, 1999). Elles sont essentielles pour la sécurité alimentaire car elles fournissent une source importante de vitamines, minéraux et fibres. Selon FAO (2013), les légumes sont riches en micronutriments essentiels tels que la vitamine A, la vitamine C, le fer et le calcium, qui sont cruciaux pour le développement et le maintien de la santé humaine. Une étude de Smith *et al.* (2016) a montré que la consommation régulière de légumes est associée à une réduction des risques de maladies chroniques telles que les maladies cardiovasculaires, le diabète et certains cancers. En outre, Schliengler (1998) à travers ses travaux, a montré que le régime végétarien protège contre divers cancers. Ainsi, la consommation de légumes comble les besoins en sels minéraux et vitamines, indispensables pour la nutrition humaine.

Par ailleurs, les cultures maraîchères ont un impact économique significatif, notamment dans les zones rurales. Elles génèrent des revenus pour les agriculteurs et créent des emplois dans les secteurs de la production, de la transformation et de la commercialisation. Selon un rapport de Banque Mondiale (2019), le secteur des légumes représente une part substantielle des revenus agricoles dans de nombreux pays en développement. En outre, l'exportation de légumes contribue de manière importante aux recettes en devises de nombreux pays, favorisant ainsi la croissance économique. Elles jouent également un rôle clé dans l'autonomisation des femmes et le développement rural. Dans de nombreuses régions du monde, les femmes sont les principales responsables des jardins potagers et de la production de légumes. Selon un rapport de l'IFPRI (2014), la participation des femmes à la culture maraîchère améliore non seulement

la sécurité alimentaire des ménages, mais renforce également leur statut économique et social. Les programmes de soutien aux cultures maraîchères, tels que les formations agricoles et l'accès aux marchés, peuvent ainsi contribuer à l'autonomisation des femmes et au développement rural.

3.3. Classification des produits maraîchers

Les produits maraîchers sont des plantes cultivées principalement pour leurs parties comestibles. Ces produits sont essentiels pour la nutrition humaine et jouent un rôle crucial dans l'agriculture mondiale. La classification des produits maraîchers permet de les organiser selon divers critères, facilitant ainsi leur gestion, leur commercialisation et leur utilisation. De ce fait, quatre classes sont retenues :

- ❖ Les légumes- fruits incluent les tomates, les concombres, les poivrons et les courgettes. Ces légumes sont consommés pour leurs fruits charnus et nutritifs. Il s'agit d'organes fortement hydratés qui renferment habituellement des graines.
- ❖ Les légumes-feuilles : Dans cette catégorie, entrent les organes constitués essentiellement de feuilles ou partie de feuilles. Ils comprennent les épinards, la laitue, le chou et le céleri. Ces légumes sont cultivés pour leurs feuilles riches en vitamines et minéraux (Welbaum, 2015). Ils sont en général riches en chlorophylle. Leur teneur en eau est très élevée.
- ❖ Les légumes -racines : Ce sont des tiges souterraines renflées ou des racines tubérisées ; ils sont riches en eau mais sont en général bien protégés contre la transpiration et les agressions extérieures. Ils sont constitués de pommes de terre, de patates douces et des ignames. Ces légumes sont appréciés pour leur contenu énergétique élevé dû à l'amidon stocké dans les tubercules.
- ❖ Légumes- bulbes incluent les oignons, l'ail et les poireaux. Ces légumes sont utilisés pour leurs bulbes savoureux et aromatiques.

3.3.1. Choux

Le Chou (*Brassica oleracea*) est une sous-espèce ou une variété de plante appartenant à la famille des *Brassicaceae*. Il fait partie des plantes potagères largement cultivées pour leurs feuilles ou leurs têtes comestibles. Ils sont appréciés pour leur valeur nutritionnelle, leur polyvalence culinaire et leur adaptabilité à divers climats. Les choux sont majoritairement classés dans le genre *Brassica* et sont utilisés dans une variété de plats, y compris les salades, les soupes, les sautés, les gratins et les plats fermentés comme la choucroute. Ils sont appréciés pour leur texture croquante, leur saveur unique et leur valeur nutritionnelle (Bosland & Votava, 2012). Ils peuvent également être utilisés comme aliment pour le bétail, fournissant des nutriments essentiels et des fibres (Smith *et al.*, 2016). Certains choux, comme le chou-fleur et le brocoli, sont utilisés dans l'industrie agroalimentaire pour la production de conserves, de surgelés et d'aliments transformés (Vilanova & Soria, 2014).

Aussi, certains composés présents dans les choux, tels que les glucosinolates, ont des propriétés anticancéreuses et antioxydantes, ce qui suscite un intérêt croissant pour leurs utilisations médicinales potentielles (Blanc, 2016). Il existe plusieurs variétés de choux :

- ❖ Chou Cabus (*Brassica oleracea capitata*) : Également connu sous le nom de chou pommé, il se présente sous différentes formes telles que le chou blanc, le chou rouge et le chou de Milan. Il est largement utilisé dans les salades, les plats cuits et les choucroutes (Williams & MacLeod, 2012).
- ❖ Chou Frisé (*Brassica oleracea acephala*) : Caractérisé par ses feuilles frisées et croustillantes, il est riche en vitamines et minéraux. Il est souvent utilisé dans les soupes, les sautés et les plats d'accompagnement (Diop, 2013).
- ❖ Chou-fleur (*Brassica oleracea botrytis*) : Reconnu pour sa tête compacte de fleurs blanches, il est consommé cuit ou cru et est une source de vitamine C et de fibres alimentaires (Cartea *et al.*, 2010).
- ❖ Chou Brocoli (*Brassica oleracea italica*) : Apprécié pour ses têtes de fleurs vertes comestibles, il est riche en antioxydants et en nutriments bénéfiques pour la santé (Wu & Zhai, 2013).

- ❖ Chou de Bruxelles (*Brassica oleracea gemmifera*) : Connu pour ses petits bourgeons en forme de pommes miniatures, il est souvent cuit à la vapeur, grillé ou ajouté à des plats de légumes (Vicente & Cabello, 2011).

Le chou renferme plusieurs propriétés qui peuvent contribuer au bon fonctionnement de l'organisme humain. Il est riche en vitamines A, C, K et est également du groupe B. Il contient aussi des minéraux tels que le potassium, le calcium, le phosphore et le manganèse et des composés antioxydants. Il protège contre le cancer, améliore la santé cardiaque et soutient le système immunitaire (Bahadoran *et al.*, 2013)

3.3.2. Tomate

De nom scientifique *Solanum lycopersicum*, la tomate est une espèce de plantes herbacées du genre Solanum de la famille des Solanacées originaire du Mexique. Le terme désigne aussi fruit charnu. Elle est l'un des légumes les plus populaires au monde, apprécié pour sa saveur sucrée, sa polyvalence culinaire et ses bienfaits pour la santé. La tomate est excellente pour attaquer les mauvaises graisses et les éliminer plus facilement.

La tomate est un fruit prisé pour sa richesse en vitamines C, A et ses hautes qualités antioxydantes dues au lycopène. De plus, elle contient des minéraux tels que le potassium et le calcium. Aussi, elle possède des qualités lui permettant d'assurer la protection contre les maladies cardiovasculaires, certains cancers et elle aide à la santé de la peau (Canene-Adams *et al* 2005).

3.3.3. Haricot vert

Le haricot vert est une gousse immature du haricot commun consommé comme un légume. Il appartient à la famille des Fabacées ; apprécié pour sa saveur délicate, sa texture croquante et sa polyvalence culinaire. Selon les variétés, sa couleur peut varier entre le jaune, le vert et le violet. Grâce à sa valeur nutritionnelle faible en calories et riche en fibres, le haricot vert est le légume essentiel pour maintenir les personnes âgées en bonne santé étant donné que le haricot vert est remarquable pour son apport en vitamine B9 qui prévient les maladies cardiovasculaires.

3.3.4. Feuilles d'oignon

De nom scientifique *Allium cepa*, l'oignon ou oignon appartient à la famille des Amaryllidaceae ou Liliacées. Un oignon de taille normale fournit 13% de l'apport quotidien recommandé en vitamine C, en plus de la vitamine A, du sélénium, de la quercétine et des anthocyanes. En outre, les oignons sont riches en antioxydants et en minéraux bénéfiques pour la santé (Roldán-Mendoza *et al.*, 2018) et leurs feuilles sont idéales pour réduire les symptômes de la bronchite, de la pharyngite, des rhumes et d'autres affections respiratoires.

3.3.5. Piment

Le terme piment est un nom vernaculaire désignant le fruit de cinq espèces de plantes du genre *Capsicum* de la famille des Solanacées et de plusieurs autres taxons. Le mot désigne plus communément le fruit de ces plantes, utilisées comme condiment ou légume. Le piment contient des vitamines A, C, E, K, PP et des vitamines du groupe B, notamment la vitamine B6. Il est également une source de minéraux par apport du fer, du cuivre, du manganèse, du phosphore, du magnésium, du potassium et du zinc. Riche en antioxydants, le piment aide à combattre le stress oxydatif en inhibant l'activité des radicaux. Il entretient la santé du cœur et des autres muscles du corps, favorise les brûlures de graisse et réduit la fatigue. Certains composés présents dans les piments, comme la capsaïcine, ont des propriétés anti-inflammatoires et analgésiques utilisées dans la médecine traditionnelle (Srinivasan, 2016).

CHAPITRE 4 : GENERALITES SUR L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

L'évaluation du risque constitue le fondement scientifique et objectif de l'analyse du risque. Cette approche est devenue un outil incontournable pour garantir la sécurité des populations, des biens et de l'environnement dans de nombreux domaines (Aven, 2016). L'évaluation du risque peut être définie comme un processus systématique d'identification, d'analyse et d'évaluation des dangers potentiels et de leurs conséquences (Rausand, 2011). Il se concentre sur la description narrative des risques. Par ailleurs, au niveau de l'évaluation, des calculs mathématiques et statistiques sont utilisés pour estimer la probabilité et l'ampleur des risques (Aven & Zio, 2011). Cette approche globale permettra de saisir l'importance et la complexité de l'évaluation du risque, tout en soulignant son application pratique.

4.1. Evaluation des risques

L'évaluation des risques sanitaires a été proposée pour la première fois en 1983 par l'Académie des Sciences (National Research Council, NRC) aux États-Unis. En effet, l'évaluation de risque est une démarche visant à structurer et analyser les éléments de connaissances scientifiques disponibles pour guider les décisions en matière de protection de la santé publique (Abt *et al.*, 2010 ; Gillespie *et al.*, 2011). Son objectif est l'identification et l'estimation des risques pour la santé des populations vivant des situations environnementales dégradées ; les dégradations pouvant être naturelles ou liées à des activités humaines. Ses domaines d'application se sont multipliés aujourd'hui et la démarche fait désormais preuve là, où les disciplines scientifiques classiques (épidémiologie, toxicologie, biologie, etc.) ont atteint les limites de leurs capacités de détection. L'évaluation du risque pour la santé humaine est définie comme un outil pour établir les conséquences du contact avec les contaminants et comme base pour développer les mesures de gestion des risques (Crawford-Brown, 1999 ; USEPA, 1999). Le cadre méthodologique global de l'évaluation des risques basée sur l'aspect sanitaire, et l'approche épidémiologique constitue de nos jours, l'outil le plus approprié pour quantifier le risque sanitaire (NRC,1983).

4.2. Composantes de l'analyse de risque selon *Codex Alimentarius*

La Commission du *Codex Alimentarius* appelée couramment le *Codex Alimentarius* ou même le Codex, fut créée en 1963 par la FAO et l'OMS. Le *Codex Alimentarius* a pour mission de mettre au point des normes mondiales (ou régionales) sur les denrées alimentaires avec pour

objectifs de protéger la santé et d'assurer des pratiques loyales dans le commerce des denrées alimentaires (Crepet, 2007). Le principe de l'analyse des risques tel que défini par *le Codex Alimentarius* se divise en trois parties que sont l'évaluation des risques (processus scientifique), la gestion des risques (processus décisionnel ou prérogative politique) et la communication sur les risques (processus d'information et de sensibilisation) (Nicolas, 2009).

4.2.1. Analyse du risque

L'analyse consiste à structurer les informations disponibles concernant un événement potentiel à les convertir en probabilité tout en prenant en compte comme hypothèse, la variabilité et les incertitudes afin d'en tirer des décisions rationnelles (Thompson, 2002). Elle permet ainsi de disposer d'outils pour évaluer scientifiquement les risques liés aux problèmes alimentaires et de mettre en place des mesures préventives appropriées (FAO, 2002). Il est important de différencier le danger du risque bien que ces deux concepts soient étroitement liés, ils ne désignent pas la même réalité.

4.2.2. Notion de risque

La notion de risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité à un danger qui peut être un agent chimique (métaux lourds, pesticides), physique ou une action quelconque (Calvet *et al.*, 2005). La stratégie d'appréciation établie pour le processus d'évaluation des risques d'effets néfastes sur la santé découlant de l'exposition humaine aux substances toxiques présentes dans les aliments est fondée sur un modèle d'évaluation sur le plan international (OMS & FAO, 2009). L'application de ce modèle d'évaluation des risques peut varier en raison de l'un ou de plusieurs des facteurs (le contexte du risque, le type de produit, l'ampleur de l'exposition, etc.). L'énoncé du problème exige l'élaboration d'un modèle précis (Zoë *et al.*, 2011).

4.2.2.1. Risque sanitaire

Le risque sanitaire est défini comme étant l'évaluation qualitative et/ou quantitative de l'ingestion d'agents biologiques, chimiques et physiques par le biais d'aliments, ainsi que par l'exposition à d'autres sources (risque environnemental), le cas échéant. Elle constitue une étape majeure de l'évaluation du risque. Elle permet d'identifier les groupes de population les plus à risque en matière d'exposition, ainsi que les substances les plus préoccupantes du point

de vue de la santé publique (AFSSE,2005). Elle peut être aussi utilisée pour déterminer des relations entre des effets indésirables observés chez l'homme et l'exposition à une substance particulière. Elle est également utile à la prise de décisions en matière de réglementation des produits chimiques et de sécurité des produits alimentaires (Akessé, 2014).

4.2.2.2. Risque environnemental

Les risques environnementaux relatifs aux écosystèmes, aux milieux physiques et aux organismes végétaux et animaux autres que l'homme sont des risques écologiques. Norton *et al.* (1992) ont défini l'évaluation du risque écologique comme étant « l'opération qui évalue la vraisemblance que des effets écologiques négatifs se produisent comme résultat de l'exposition à des stressseurs ». En effet, selon Boillot (2008), lorsqu'une activité anthropique génère de grands volumes d'effluents liquides contenant des substances chimiques et radioactives, et que ceux-ci sont déversés dans l'environnement sans traitement préalable, il est nécessaire d'évaluer les impacts que ces rejets ont sur les organismes des écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, le risque peut être local ou régional et l'évaluation des risques écologiques estime la probabilité que des effets écologiques négatifs puissent avoir lieu en raison de l'exposition à une ou plusieurs contraintes (USEPA, 1992).

4.2.2.3. Risque alimentaire

Le risque alimentaire est la probabilité de survenue d'un problème de santé au sein d'une population sur une période de temps donnée. C'est la résultante d'une interaction entre un agent complexe et variable (danger présent dans l'aliment) et l'Homme. Il est associé à des agents chimiques et biologiques intentionnellement ou accidentellement présents dans les aliments (Keck & Vermus,2000). Le risque alimentaire est immédiat dans le cas de toxi-infections, ou à long terme dans le cas des cancers et dégénérescence de certains organes et fonctions physiologiques (WHO, 2018).

4.2.3. Danger

Un danger se définit comme un élément potentiel de préjudice ou de nuisance envers les individus, les biens matériels ou l'environnement (Desroches, 2013). Dans le contexte de la sécurité alimentaire et environnementale, il peut prendre la forme d'un agent biologique, chimique ou physique présent dans les aliments ou l'écosystème, susceptible d'engendrer des

effets néfastes sur la santé humaine, animale ou végétale. Les dangers chimiques, tels que les pesticides ou les métaux lourds, présentent un risque particulier. Leur ingestion, qu'elle soit à forte dose ou à faible dose mais de manière répétée, peut entraîner une bioaccumulation dans l'organisme. Ce phénomène peut, à long terme, provoquer des effets délétères sur la santé des êtres vivants (Barlow *et al.*, 2002). Ces effets peuvent inclure des perturbations endocriniennes, des problèmes de reproduction, ou même le développement de cancers (Mostafalou & Abdollahi, 2013).

4.2.4. Normes de *Codex Alimentarius*

Les normes de la Commission du *Codex Alimentarius* fixent des seuils de résidus de pesticides (exprimées en mg.kg^{-1}) dans les denrées alimentaires, au-delà desquels les denrées contaminées sont officiellement interdites à la consommation humaine et animale. Il s'agit de limites maximales de résidus de pesticides (LMR), pour les pesticides homologués et de limites maximales de résidus de pesticides d'origine étrangère (LMRE) pour les pesticides non homologués et les pesticides polluants organiques persistants. Les valeurs réglementaires sont définies au niveau international par la FAO et l'OMS (Mawussi, 2008).

4.2.5. Quelques notions relatives à l'évaluation du risque

❖ Dose journalière admissible (DJA)

La DJA (Dose Journalière Admissible) représente la quantité d'une substance chimique présente dans l'alimentation qui peut être ingérée quotidiennement par le consommateur tout au long de sa vie sans effets néfastes pour sa santé. Elle est déterminée lors d'études toxicologiques chez l'animal, divisée par un facteur de sécurité. Ce facteur prend en compte la variabilité intra-individuelle, la variabilité inter-espèce, l'incertitude liée aux protocoles expérimentaux, et, si nécessaire, la nature des effets de la substance. Lorsque disponibles, les données d'études épidémiologiques humaines peuvent également être utilisées (Nougadère, 2015). Les DJA sont fixées par des instances d'évaluation scientifique internationales (comme le JMPR : Comité d'experts FAO/OMS sur les résidus de pesticides), communautaires (EFSA : Autorité Européenne de Sécurité des Aliments), ou nationales. La DJA est utilisée pour évaluer les additifs alimentaires, les résidus de pesticides et les antiparasitaires vétérinaires pouvant être présents dans les aliments. Elle est exprimée en milligrammes de substance par kilogramme de poids corporel et par jour (mg/kg pc/j).

❖ La limite maximale de résidus (LMR)

La limite maximale de résidus (LMR) est la concentration en résidus la plus élevée légalement acceptable pour que les denrées restent commercialisables, et elle est fondée sur les données des Bonnes Pratiques Agricoles (Kok & Kuiper, 1998). Elle est exprimée en milligrammes (mg) de résidus par kilogramme (kg) de produit récolté, ou en part par million (ppm) (El- Mouden, 2010).

4.2.6. Niveau auquel aucun effet nocif n'est observé

En abrégé NOAEL (No-Observed Adverse Effect Level), il représente le niveau le plus élevé d'exposition à une substance ne provoquant pas d'effets nocifs observables chez les organismes testés. Il s'exprime en milligrammes de la substance par kilogramme de poids corporel par jour.

4.2.7. Démarche d'évaluation des risques

La démarche d'évaluation des risques présente le grand intérêt d'apporter une méthode structurée dans un contexte de connaissances limitées et incertaines. Même lorsque de nombreuses incertitudes sont présentes dans la démarche ou dans les données utilisées, elle fournit un cadre uniforme propre à prendre en compte et organiser dans la transparence, toutes les informations disponibles, à des fins décisionnelles.

L'évaluation quantitative des risques comporte 4 étapes : l'identification du danger, la caractérisation du danger, l'évaluation de l'exposition au risque et la caractérisation du risque (AFSCA, 2005).

4.2.7.1. Identification du danger

L'identification des dangers est la première étape de l'évaluation du risque. Le danger est la capacité intrinsèque d'une substance à produire des effets sanitaires indésirables sur la santé. Ainsi, une substance dangereuse peut être responsable de plusieurs dangers et atteindre différents organes pour une même voie et une même intensité d'exposition (Bonvallot & Dor, 2002). Le danger d'un agent est identifié à partir d'études ayant permis d'établir une relation causale entre l'exposition à cet agent et la survenue d'un ou plusieurs effets sur un organisme vivant. L'identification du danger n'est pas toujours aisée car les données disponibles sont nombreuses et pas toujours cohérentes. Les principales difficultés reposent dans le manque de connaissances sur les mélanges de polluants, les produits de dégradation des

molécules dans l'organisme (Barlow *et al.*, 2002). Une analyse suffisamment approfondie et documentée des données scientifiques pertinentes provenant de base de données appropriées est nécessaire pour l'identification des dangers (Cassee *et al.*, 1998).

4.2.7.2. Caractérisation des dangers

La caractérisation des dangers permet d'évaluer qualitativement et quantitativement la nature des effets adverses sur la santé humaine associés aux dangers identifiés via la caractérisation de la relation dose-effet. Cette relation dose-effet est traduite par les valeurs toxicologiques de référence (VTR). Les VTR sont des indices toxicologiques principalement établies par des instances internationales ou nationales (OMS, ATSDR, Santé Canada, USEPA, RIVM...), et sont spécifiques d'une substance, d'une durée et d'une voie d'exposition (Ledrans, 2008). Ces VTR sont établies à partir d'études animales du fait de la difficulté d'obtenir des résultats chez l'homme (Dybing *et al.*, 2002). Le calcul des VTR est différent selon le danger considéré (effets à seuil ou effets sans seuil). Un effet est dit à seuil lorsqu'il existe un niveau d'exposition en dessous duquel aucun effet sanitaire n'existe. En revanche un effet sans seuil est un effet qui apparaît quelle que soit la dose reçue (Dourson *et al.*, 1996).

4.2.7.3. Evaluation de l'exposition

Cette étape est aujourd'hui considérée comme une science à part entière : l'expologie. (AFSSET, 2008). En effet, l'évaluation de l'exposition conduit à déterminer la dose de polluant qui arrive au contact ou qui pénètre dans l'organisme. L'estimation des expositions s'appuie sur une succession d'étapes dont l'objectif final est de décrire et de quantifier aussi précisément que possible les expositions d'un agent, dans un milieu donné pour une voie d'exposition donnée et pour un groupe d'individus donnés. Selon la nature du polluant et des effets engendrés, l'estimation des expositions des populations s'effectue soit séparément pour chaque voie d'exposition, soit de manière combinée (Ledrans, 2008). Différents groupes d'exposition sont généralement définis (groupes d'âge, poids, taille et de sexe notamment). Selon Bard (1995), l'exposition dans un groupe d'âge donné peut également varier au sein d'une même population. L'estimation de l'exposition alimentaire d'une population est obtenue en croisant les données de contamination des denrées alimentaires par une molécule donnée avec les données de consommation recueillies dans le cadre d'une enquête alimentaire. Elle consiste donc à

évaluer la consommation des aliments incriminés et leur contamination pour estimer l'exposition puis de comparer cette exposition aux VTR (Kroes *et al.*, 2002).

4.2.7.4. Caractérisation du risque

La caractérisation du risque est l'étape finale de l'évaluation de risque. Elle intègre les informations des étapes précédentes. Elle consiste en une estimation qualitative et/ou quantitative comprenant les incertitudes qui en découlent, la probabilité de la survenue d'effets néfastes connus ou potentiels sur la santé d'une population donnée (Renwick *et al.*, 2003).

En outre, les risques pour la santé humaine sont déterminés de manières différentes selon que le danger est considéré comme survenant, ou non, au-delà d'une limite de dose (EPA, 2020). On parle alors d'un quotient de danger (QD) pour les effets toxiques répétés à seuil, qui n'est autre que le rapport entre la dose moyenne journalière totale, ou la concentration moyenne dans l'air pour la voie respiratoire, et la valeur toxicologique de référence pour la voie d'exposition considérée. Cette évaluation de risque est purement qualitative. Elle permet d'avancer pour tout $QD > 1$, que la population exposée est en danger et pour tout $QD < 1$, que la population est théoriquement hors de danger.

4.3. Processus de l'évaluation du risque alimentaire

Les bases internationales d'une méthode scientifique d'évaluation des risques chimiques et biologiques associées à l'alimentation ont été discutées et établies lors d'une consultation ad hoc d'experts mixtes FAO/OMS réunis à Genève en 1995 pour traiter de l'application de l'analyse de risque aux aliments. Cette initiative du *Codex Alimentarius* résultait d'une part des préoccupations croissantes des opinions publiques en matière de sécurité alimentaire, et d'autre part des dispositions prévues par l'accord SPS (accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires) de l'acte final de l'organisation mondiale de commerce (OMC), spécifiant que les normes, les lignes directrices et les recommandations du *Codex Alimentarius*, reflètent un consensus international en ce qui concerne les exigences minimales pour la protection de la santé humaine en regard des risques alimentaires (FAO/OMS, 1995 ; Renwick *et al.*, 2003).

L'évaluation de risque alimentaire est une démarche scientifique destinée à identifier un danger chimique ou biologique et à en estimer la probabilité de survenue ainsi que l'importance de ses effets toxiques connus ou potentiels pouvant résulter de l'exposition de l'homme à des aliments porteurs de ce danger. Elle se déroule en quatre principales étapes selon un modèle

d'évaluation reconnu sur le plan international (Empereur-Bissonet, 1999 ; Smith, 2002) : l'identification des dangers, la caractérisation des dangers, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation du risque.

4.4. Incertitudes de l'évaluation de risque

L'évaluation de risque s'inscrit dans un contexte de complexité et d'incertitudes. En effet, les expositions aux facteurs dangereux de l'environnement sont nombreuses et variées. Elles sont souvent chroniques et, sauf situations accidentelles, elles sont de faible niveau. Dans la plupart des cas, il est difficile de les quantifier précisément et de prendre en compte d'éventuelles interactions. Ces expositions, susceptibles de provoquer des maladies, n'induisent pas des pathologies qui leur sont spécifiques (Host *et al.*, 2006) ; dans la mesure où d'autres facteurs liés aux comportements des individus (tabac, alcool) ou aux antécédents génétiques peuvent en être la cause. Par ailleurs, des maladies peuvent se manifester chez les individus généralement longtemps après leur contact avec le ou les agent(s) dangereux. Il n'est donc pas aisé de relier avec certitude un facteur environnemental et un effet sanitaire.

4.5. Conclusion partielle

L'ensemble des généralités étudiées, montre que l'utilisation des pesticides constitue un élément central reliant les cultures maraîchères, la qualité des eaux de surface et la santé humaine. Les produits maraîchers, essentiels à l'alimentation locale et nationale, sont souvent traités avec des pesticides pour accroître les rendements et assurer leurs protections contre les maladies et les ravageurs, ce qui entraîne un ruissellement et un lessivage des résidus vers les rivières et les plans d'eau. Cette contamination diffuse des eaux des surfaces par les polluants agricoles représente un risque sanitaire réel, notamment par exposition cutanée, par consommation de l'eau et des légumes contaminés. Ainsi, l'usage des pesticides dans les cultures de rente et les cultures maraîchères illustre l'interdépendance entre les pratiques agricoles, santé des écosystèmes aquatiques et sécurité sanitaire des populations. Ceci souligne la nécessité d'un contrôle rigoureux des produits phytosanitaires, de bonnes pratiques agricoles et la surveillance des aliments et de la qualité des eaux.

**DEUXIEME PARTIE :
MATERIEL ET METHODES**

CHAPITRE 5 : MATERIEL

5.1. Zone d'étude

Le bassin versant de la Lobo est situé au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, précisément entre 6°2 et 7°55 de Longitude Ouest et 6° et 6°55 de Latitude Nord. Sa superficie est d'environ 12722 km² et sa longueur est de 355 km (Yao, 2015). La Lobo est située dans le bassin du fleuve Sassandra, au cœur d'une zone agricole où l'on trouve une grande partie des plantations et des cultures vivrières. C'est l'un des principaux affluents en rive gauche du fleuve Sassandra (Koukougnon *et al.*, 2019). Cette branche fluviale, en partie couverte de fleurs d'eau résulte d'une concentration importante de cyanobactéries pouvant atteindre 75.10³ cellules par mL (Groga *et al.*, 2017). La zone d'étude est présentée par la figure 22 et la vue de la rivière Lobo est présentée par la figure 22

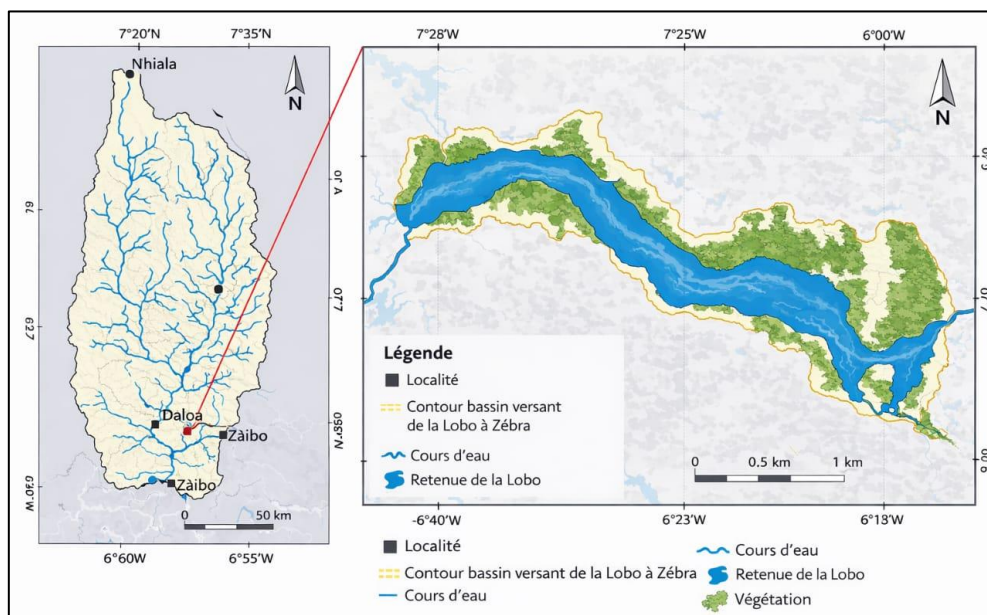


Figure 22 : Présentation de la zone d'étude



Figure 23 : Vue de la rivière Lobo

5.2. Données

L'objectif de cette partie de l'étude est de collecter des données sur la qualité physico-chimique de l'eau de la rivière Lobo. Cette démarche constitue une investigation ponctuelle, centrée uniquement sur les paramètres physicochimiques du cours d'eau. Les analyses menées par l'Institut de l'Hygiène Publique (INHP) de Daloa ont permis d'obtenir des informations précises concernant les caractéristiques physicochimiques de la rivière. Ces résultats offrent une première évaluation de l'état de la rivière, bien que limitée dans le temps et dans la diversité des paramètres étudiés. Cette recherche fournit ainsi un aperçu initial essentiel pour mieux comprendre la qualité de l'eau de ce bassin versant. Les différents paramètres caractéristiques (organoleptiques, physico-chimiques et chimiques de pollution) de la rivière Lobo sont consignés dans le tableau II.

Tableau II: Paramètres caractéristiques de la rivière Lobo

Paramètres	Normes appliquées INHP	Amont (Lobo)	Aval (Lobo)
Paramètres organoleptiques			
Couleur	≤15 UCV	300	300
Turbidité	≤ 1 UNT	7,98	8,93
Paramètres physico- chimiques			
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)		233	234
Température (°C)		22,2	19,5
pH	[6,5-8,5]	6,68	6,89
TAC	≤ 500 mg/L	200	245
DHT	≤ 500 mg/L de CaCO_3	75	60
Paramètres chimiques de pollution			
Matières Organiques	≤ 5 mg/L	21,72	21,08
Nitrate	≤ 50 mg/L	0,06	0,07
Nitrite	≤ 0,1 mg/L	1,22	0,6
Ammonium	≤ 1,5 mg/L	0,09	0,11
Chlorure	≤ 250	8,2	10,0
Paramètres indésirables			
Fer	≤ 0,3 mg/L	0,93	1,10
Manganèse	≤ 0,1 mg/L	0,016	0,010
Aluminium	≤ 0,2 mg/L	0,06	0,07
Fluor	≤ 1,5 mg/L	0,79	0,80

Source : Missabo (2020).

5.3. Matériel

5.3.1. Matériel de terrain

Le matériel utilisé pour effectuer les prélèvements des échantillons d'eau de la rivière Lobo comprend :

- un échantillonneur en verre a été utilisé pour les prélèvements d'eau ;
- des flacons en verre ambré de 2 L avec des bouchons à vis, préalablement nettoyés et décontaminés ;
- Une glacière contenant de la glace est utilisée pour la conservation des échantillons à 4 °C (Diarra, 2019).

Le matériel utilisé pour effectuer les prélèvements des échantillons de légumes sur le site de recherche comprend :

- des sachets aliments pour l'emballage des différents lots d'échantillon ;
- du papier aluminium pour recueillir les échantillons sur le terrain ;
- deux glacières pour la conservation et le transport des légumes frais ;
- des gants pour la protection des échantillons d'éventuelles infections ;
- un ruban adhésif pour les emballages et étiquetages des échantillons.

Le matériel d'enquête est quant à lui composé de :

- un pèse-personne de marque SEVERIN (portée maximale 180 Kg ; précision 0,1 Kg) ;
- une balance de laboratoire Summit (portée maximale 1000g ; précision 0,01 g) ;
- une fiche d'enquête présentée en annexe 2.

5.3.2. Matériel biologique

L'étude a porté sur deux (2) types de légumes notamment les légumes-feuilles (figure 24) constitués de chou (*Brassica oleracea*) et de feuilles d'oignon (*Allium cepa*) et les légumes-fruits (figure 25) regroupant la tomate (*Solanum Lycopersicum*), le haricot vert (*Phaseolus Vulgaris*) et le piment (*Capsicum Frutescens*) prélevés auprès des maraîchers dans cinq sites situés le long de la rivière Lobo. Le choix de ses légumes s'explique par le fait qu'ils sont les plus consommés par la population et aussi, qu'aucune étude n'a été faite sur ces légumes dans cette zone.

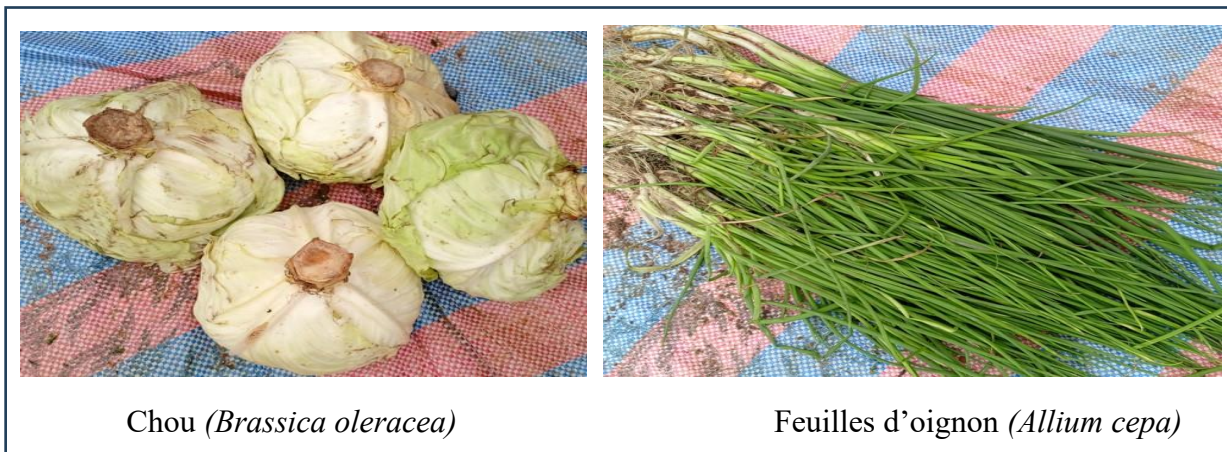


Figure 24 : Légumes-Feuilles



Figure 25 : Légumes-Fruits

5.3.3. Matériel d'analyse au laboratoire

Les matériels utilisés pour toutes les étapes de la méthode SPE (Extraction sur Phase Solide) jusqu'au dosage en CLHP sont énumérés ci- après :

- ❖ Fioles jaugées – de volume compris entre 1,5 et 10 mL,
- ❖ Micro seringues,
- ❖ Balance analytique - Capable de peser avec précision à 0,0001 g,
- ❖ Seringues jetables - 1 ml taille utilisée pour échantillon de filtre extrait avant l'analyse,
- ❖ Filtres - jetables pour filtrer des extraits d'échantillons avant l'analyse,
- ❖ Cartouches d'extraction (6 mL), emballés avec 500 mg de silice greffée C18,
- ❖ Tubes coniques à centrifuger - 15 mL, ou autres objets en verre appropriés pour élution de l'échantillon à partir de la cartouche et après extraction.
- ❖ Chromatographe liquide de haute performance (Figure 26) a été utilisé également pour l'identification et la quantification des effluents phytosanitaires.



Figure 26: Chaîne de Chromatographie Liquide de Haute Performance

Le matériel d'analyse pour la détection des résidus de pesticides dans les produits maraîchers se compose :

- d'une pipette pour prélever les réactifs ;
- d'un papier filtre pour recueillir les surnagent ;
- d'une étuve pour le séchage des échantillons ;
- d'un mixeur électrique pour le broyage des échantillons à analyser ;
- d'une balance électronique pour la pesée des échantillons ;
- d'un agitateur pour homogénéiser les extraits d'échantillon ;

- d'une centrifugeuse pour la séparation des différentes phases des extraits d'échantillon à analyser ;
- d'un évaporateur rotatif Buchi pour évaporer les solvants des extraits ;
- d'un ultrason servant à dissoudre l'échantillon après évaporation des solvants ;
- de papier Wathman pour filtrer les extraits ;
- de pro-pipettes de 100 μL à 1000 μL ;
- des vials pour recueillir l'extrait ;
- une micro-seringue pour l'injection de l'extrait au CLHP et une chaîne de CLHP (SHIMADZU, Japon) composée d'un échantillonneur SIL-20A ;
- d'une pompe LC-20AT, d'un réservoir TRAY ;
- d'un dégazeur DGU-20A5 ;
- d'un four de type CTO-20A (40°C) et d'un détecteur UV/VIS SPD-20A pour la séparation des résidus recherchés.
- d'une CPG (chromatographie en phase gazeuse) a été utilisée. Elle comporte un gaz vecteur (phase mobile), un système d'injection qui permet d'introduire l'échantillon dans le circuit chromatographique après vaporisation rapide, une colonne chromatographique pour la séparation des composés, un four pour le contrôle de la température de la colonne, d'un détecteur pour détecter et quantifier les composés séparés et d'un système d'acquisition et de traitement des données.

CHAPITRE 6 : METHODOLOGIE

6.1. Détermination du niveau de contamination des eaux de la rivière Lobo

6.1.1. Sites d'échantillonnages

Les sites d'échantillonnages sont situés d'une part entre les latitudes 6°18'N et 6°37'N, et d'autre part entre les longitudes 6°85'W et 7°02'W. Afin de déterminer l'impact d'une source ponctuelle de pollution due aux activités agricoles autour de la Lobo, quatre points de prélèvement (P1, P2, P3 et P4) ont été retenus sur 3 sites (S1, S2 et S3).

Le premier site S1 est le plan d'eau de la rivière. Sur ce site figure deux points de prélèvement. Le premier point de prélèvement P1 situé est en amont du rejet polluant c'est-à-dire à la sortie de parcelles agricoles (un affluent du secteur à étudier) ; et le deuxième point de prélèvement P2 est situé en aval. Ce choix permet de mesurer la variation saisonnière du niveau de contamination de la Lobo. Le deuxième site S2 où se trouve le point de prélèvement P3 est le lieu de la station de pompage d'eau de la SODECI. Le troisième site S3, lieu où se trouve le point de prélèvement P4 est la retenue d'eau et servant de préparation des bouillies de produits phytosanitaires, de nettoyage et de rinçage des pulvérisateurs des planteurs ou maraîchers (Figures 27 et 28).

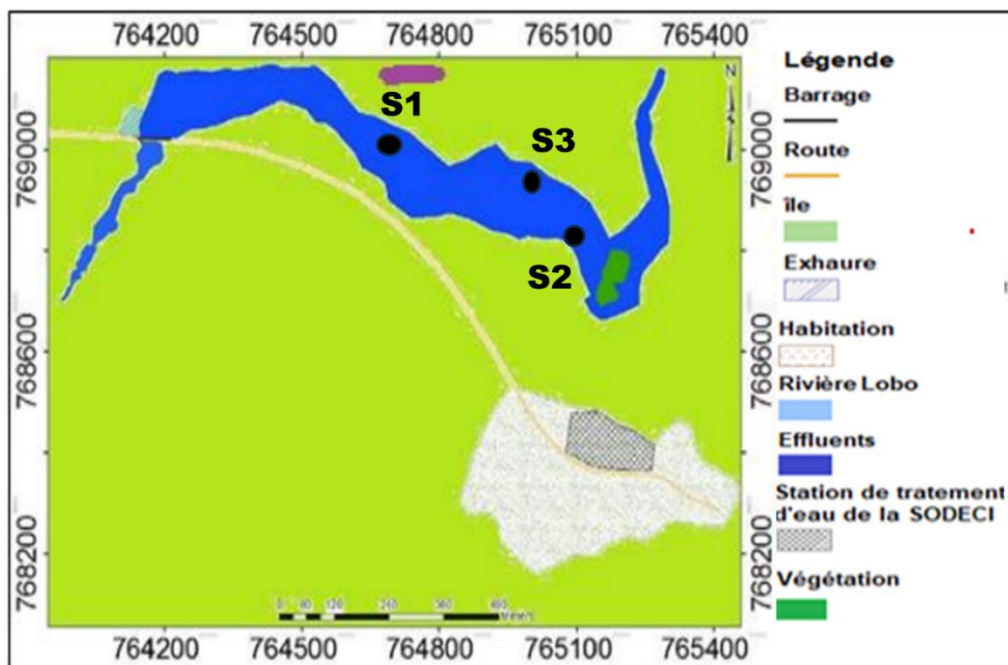


Figure 27: Sites d'échantillonnage

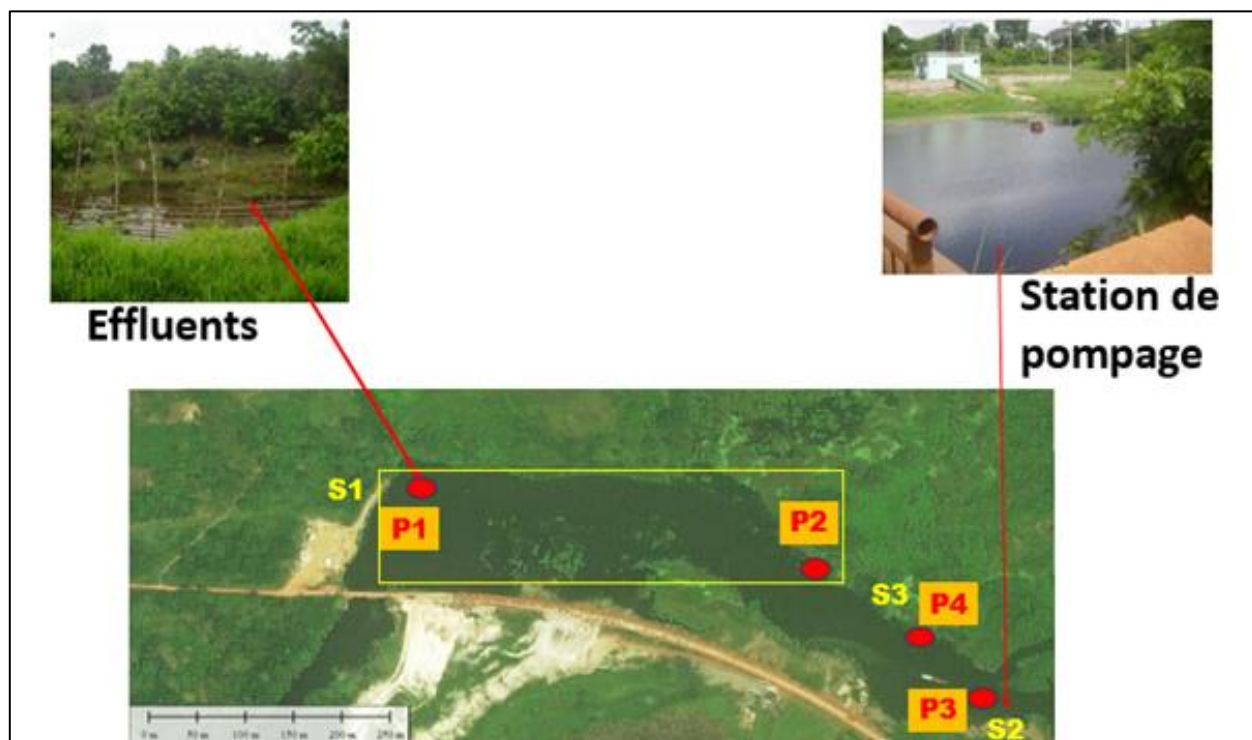


Figure 28: Points d'échantillonnage

Les différents sites d'échantillonnage avec leurs coordonnées sont résumés dans le tableau III.

Tableau III: Présentation des coordonnées des sites d'échantillonnage

Sites	Coordonnées		Description du site échantillonné
	Latitude	Longitude	
S1	6.951° Nord	-6.609° Ouest	Deux (2) points de prélèvements P1 et P2 distants de 1km
S2	6.954° Nord	-6.604° Ouest	Point de prélèvement P3 situé à la station de pompage SODECI
S3	6.953° Nord	-6.506° Ouest	Point de prélèvement P4, lieu de préparation de bouillie des pesticides et de rinçage de pulvérisateurs

6.1.2. Echantillonnage

Avant utilisation, tout le matériel (verrerie, flaconnage) susceptible d'entrer en contact avec l'échantillon est soigneusement décontaminé et nettoyé. En effet, afin d'éviter toute contamination par des pesticides résiduels, nous avons procédé à un lavage poussé des

réipients : après un lavage avec de l'acétone, nous avons abondamment rincé les réipients à l'eau du robinet, puis à l'eau milli-Q, de nouveau à l'acétone et séché à l'air libre. Enfin, un rinçage sur le terrain a été fait avec l'eau de la rivière avant prélèvement.

6.1.2.1. Enquête

Afin de collecter les données concernant les usages des pesticides dans la zone d'étude, une enquête d'une durée d'un (01) mois (du 1^{er} au 28 Février 2022) a été réalisée sur le terrain auprès des personnes pratiquant les activités agricoles et le maraîchage sur les berges de la rivière. L'échantillonnage représentatif a été effectué de façon aléatoire en tenant compte du nombre de sites. La taille théorique de l'échantillon a été estimée à 80 individus selon la formule de Cochran (Soro *et al.*, 2018), puis ramenée à 75 en raison des contraintes de terrain, tout en restant supérieure au seuil minimal requis pour les analyses descriptives. Cette enquête s'est déroulée sous forme de questionnaires destinés à 25 planteurs, 50 maraîchers et un revendeur de pesticides. Au total 76 enquêtés nous ont permis de remplir des fiches de questionnaires (annexe 1). Les données ont été collectées par la méthode d'enquête individuelle. Elle a été complétée par des discussions de groupe « focus group ».

- Pour les planteurs et les maraîchers, les questions ont porté sur l'identité de l'enquêté, les cultures pratiquées, la gestion des ressources en eau, le mode d'usage des pesticides, les pesticides utilisés, les accidents et intoxication liés à l'usage des pesticides, la gestion des risques et des déchets liés à l'usage des pesticides et la connaissance des biopesticides ;
- Pour le revendeur, les questions ont porté sur l'identité du revendeur, les sources d'approvisionnement en pesticides, les formulations commercialisées, le mode de stockage et de gestion des pesticides, la connaissance de la réglementation en vigueur en Côte d'Ivoire en matière de pesticides, le circuit de commercialisation et la connaissance des pesticides.

6.1.2.2. Molécules recherchées

Les molécules recherchées dans la retenue d'eau de la « Lobo » concernent les produits phytosanitaires utilisés par les planteurs dans les plantations ou les maraîchères autour de la Lobo. Ces molécules ont été le glyphosate, 2,4-D, l'imidaclopride, le deltaméthrine, le diméthoate, le chlorpyrifos, le carbofuran, le mancozèbe, le carbendazime et le lambda-cyhalothrine car elles sont les plus utilisées par les agriculteurs de la zone.

6.1.2.3. Prélèvement

Les prélèvements ont été faits dans le sens du courant de la rivière ou l'eau n'est pas stagnante. Le choix d'un prélèvement journalier pendant huit campagnes a été admis conformément aux lignes directrices de la série ISO 5667 relatives à l'échantillonnage des eaux de surface, afin de prendre en compte la variabilité temporelle et saisonnière des résidus de pesticides liés aux pratiques agricoles.

Pour chaque campagne, des prélèvements de 24 échantillons composites ont été réalisés dont 12 échantillons composites le matin à la sortie des plantations en amont et 12 échantillons composites dans l'après-midi en aval. Soit un total de 192 échantillons dont 96 échantillons en amont à la sortie des plantations et 96 en aval à la station de pompage d'eau brute de la SODECI (prise d'eau).

Les échantillons d'eau sont collectés avec un échantillonneur en verre et transférés dans des bouteilles de verre ambré de 2L préalablement lavées et décontaminées. Une feuille d'aluminium est placée sur le goulot afin d'empêcher tout contact entre l'échantillon et le bouchon de plastique.

6.1.2.4. Périodicité de l'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage ont duré huit (8) mois de février 2022 à septembre 2022 dont trois campagnes de février 2022 à avril 2022 pendant la saison sèche, puis cinq campagnes de mai 2022 à septembre 2022 pendant la saison des pluies.

6.1.2.5. Conservation des échantillons

Ces échantillons sont conservés dans une glacière avec des glaces pendant leur transport et ensuite conservés au réfrigérateur jusqu'à leur analyse. Cette conservation a été faite à environ 4°C et la durée de conservation entre les prélèvements et l'extraction n'a pas excédé 7 jours. En revanche, l'extrait peut être conservé à -10°C pour être analysé dans un délai maximum de 40 jours.

6.1.3. Analyse au laboratoire

La technique d'analyse utilisée comprend le prétraitement des échantillons et le dosage en CLHP couplée à un détecteur UV. Il s'agit de la méthode par SPE en liquide haute performance (HPL) avec une détection UV sur RP-C18 (cartouche).

6.1.3.1. Mode opératoire d'analyse des échantillons

Le prétraitement des échantillons d'eau vise à purifier la matrice et à concentrer les résidus de pesticides avant leur analyse chromatographique. En effet, les eaux prélevées peuvent contenir divers composés organiques d'origine naturelle ou anthropique, présents à l'état de traces et présentant des propriétés physico-chimiques variées, tels que les acides humiques, fulviques, les acides aminés, les acides carboxyliques ainsi que d'autres micropolluants organiques. Certains de ces composés, ayant une polarité proche de celle des pesticides recherchés, peuvent être retenus simultanément lors de l'extraction et générer un bruit de fond susceptible de perturber le chromatogramme en masquant les analytes ciblés. Afin de limiter ces interférences, une extraction sur phase solide (SPE) sur cartouche RP-C18 a été utilisée après une étape préalable de filtration. Cette technique d'extraction liquide-solide permet, grâce au choix approprié de la phase adsorbante et des solvants, d'éliminer une partie des co-extraits tout en assurant une préconcentration efficace des molécules recherchées. Ainsi, le prétraitement améliore la sensibilité et la fiabilité des analyses chromatographiques (Reupert *et al.*, 1990).

La phase de prétraitement est composée de plusieurs étapes détaillées ci-dessous :

- ❖ Filtration : l'échantillon brut est filtré sous filtre Whatman GF/F, 47 mm de diamètre, 0,7 μ m, en fibres de verre, afin d'éliminer la phase particulaire.
- ❖ Conditionnement des cartouches d'extraction : le conditionnement a permis de préparer l'adsorbant (phase stationnaire) à la percolation de l'échantillon. C'est l'étape qui permet l'activation de l'adsorbant. Elle a été faite avec le méthanol. La cartouche utilisée est une RP-C18 en mode "phase inverse". Le conditionnement comprend les étapes suivantes :
 - Conditionnement au Méthanol : il a été fait par le passage de 2 fois 5 mL de méthanol à travers la cartouche, ceci afin d'imprégner l'adsorbant pendant environ 30 secondes.
 - Conditionnement à l'eau : à la suite du méthanol, 2 fois 5 mL d'EUP sont passées dans la cartouche de sorte à ne pas descendre en-dessous du niveau de l'adsorbant. Ensuite 5 mL d'EUP sont nécessaires pour la fixation de la cartouche avant l'ajout de l'échantillon.
- ❖ Extraction : il s'est agi de faire passer à travers la cartouche, la solution contenant les molécules recherchées avec un débit d'environ 2mL/min. Après le passage de la totalité de l'échantillon sur la cartouche SPE, celle-ci est rincée à l'EUP. Ensuite, le réservoir est détaché et on fait passer pendant 15 min un courant d'air pour sécher la cartouche.

- ❖ Elution : elle permet la désorption des pesticides fixés sur la phase stationnaire de la cartouche, en faisant passer, par gravité 3 mL de méthanol. Ce solvant a moins d'interactions avec les interférents et est le plus efficace dans la récupération des phénylurées. Nous avons pris une faible quantité de méthanol afin d'obtenir un facteur de préconcentration très important. La solution est recueillie goutte à goutte. Cette opération a été reprise une seconde fois avec environ 2 mL de méthanol, puis une troisième fois avec environ 1 mL.
- ❖ Concentration : Elle a consisté à évaporer le solvant d'élution dans un bain d'eau chaude (environ 40°C) sous flux d'azote doux. Le résidu sec obtenu est dissout à nouveau dans 500 µL ou 1 mL de solution de méthanol afin de le placer dans les conditions initiales de la phase mobile à la CLHP. L'extrait dilué dans le méthanol est filtré sur du filtre 0,45 µm puis est transféré dans un Vial (petite ampoule) à l'aide d'une seringue de 1 mL pour analyse.

6.1.3.2. Analyses instrumentales

Les extraits purifiés ont été dosés. Les seuils de concentrations exigés par les normes actuelles demandent des méthodes analytiques très sensibles. Nous avons fait nos différentes analyses avec la Chromatographie en Phase liquide. Cette technique fait partie des techniques les plus utilisées pour l'identification et la quantification des résidus de pesticides selon l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments EFSA (2013). Elle permet, lors d'analyses multi résidus, la séparation et la quantification directe de nombreux composés sans réactions préalables de dérivation. L'analyse a été réalisée avec un chromatographe liquide « WATERS » équipé d'un dégazeur, d'une pompe à quatre solvants « WATERS 600 E », d'un passeur/préparateur/injecteur automatique d'échantillons « WATERS 717 », et d'un détecteur UV-visible à barrettes de diodes « WATERS 996 ». L'enregistrement et le post-traitement des résultats ont été effectués sur un ordinateur équipé du logiciel « HPLC Solution », fonctionnant sous environnement Windows. La séparation des pesticides a été effectuée par chromatographie de partage à polarité de phase inversée, en utilisant une colonne SHIMADZU RX-C18 de type Shim-Pack (4,6 x 150 mm, 3,5 µm) remplie de microbilles de silice greffée n-alkylée de 3 µm de diamètre (Bischoff Chromatography). Une pré-colonne (10 x 4,6 mm) remplie avec la même phase absorbante C18 a été installée avant la colonne analytique pour la protéger d'un éventuel colmatage. La phase mobile était composée essentiellement de solvants polaires, notamment le méthanol ou l'acétonitrile, tous deux certifiés pour analyses CLHP. Le temps d'analyse a été de 80 minutes par échantillon, le volume d'échantillon injecté était de 80 µL, et le débit de la

pompe était de 0,7 mL/min. Ce protocole assure une séparation et une détection précises des pesticides, permettant des résultats fiables et reproductibles. La détection a été réalisée grâce à un détecteur UV multicanaux. Le maximum d'adsorption se situant vers 240 nm, les solutés qui entrent dans le détecteur ont été soumis à un rayonnement UV allant de 190 à 360 nm.

6.1.3.3. Etalonnage, limites de détection et de quantification

La limite de détection correspond à la plus petite concentration ou teneur de l'analyte pouvant être détectée avec une incertitude acceptable, mais non quantifiée, dans les conditions expérimentales décrites par la méthode (RIMA-OIV, 2010). Quant à la limite de quantification, elle est définie comme la concentration au-delà de laquelle les pesticides peuvent être identifiés de manière sûre et quantifiés précisément. En deçà de cette limite, leur quantification n'est pas assurée en raison des limites techniques de l'appareillage. Dans les conditions d'analyse, la limite de quantification est de 0,02 µg/L pour la plupart des molécules recherchées, ce qui est suffisamment bas pour notre étude. Chaque valeur supérieure à ce seuil est donc parfaitement quantifiable avec une précision de l'ordre de 0,005 µg/L.

6.2. Détermination du niveau de contamination des produits maraîchers

6.2.1. Choix des points de prélèvement

Le prélèvement des échantillons sur chaque site a été précédé du choix des points à échantillonner. Ce choix s'est appuyé sur une méthodologie qui permet de suivre l'itinéraire du produit où il est probable de retrouver les résidus de molécules de pesticides. En effet, les points ont été sélectionnés selon la morphologie, la toposéquence et l'état de surface du terrain occupé par des champs de culture sur lesquels des herbicides totaux, des insecticides et des fongicides ont été utilisés.

6.2.2. Echantillonnage

La méthode utilisée est celle du *Codex Alimentarius* (2007) appliquée par Traoré (2006). Cette méthode vise à permettre le prélèvement dans un lot, d'un échantillon représentatif en vue de vérifier la conformité des produits aux Limites Maximales de Résidus (LMR).

Dans l'optique de caractériser le risque maximal, les sites de prélèvement ont été sélectionnés de manière à correspondre aux zones où les eaux présentent les concentrations les plus élevées en pesticides utilisés pour l'irrigation. En outre, afin d'avoir des composites beaucoup plus représentatifs, dans chaque site, nous avons prélevé de façon aléatoire, chez des producteurs, des lots de 2 types de maraîchers cueillis le même jour et mis dans des paniers prêts pour la

vente. Il s'agit des légumes à feuille (choux et feuilles d'oignon) et des légumes à fruit (tomates, piment et haricots verts). Soit au total 300 échantillons à raison de 60 échantillons par légume, tous prélevés auprès des maraîchers de la zone de production.

6.2.3. Conditionnement et transport des échantillons

Ces échantillons de légumes, une fois prélevés en vue des analyses de résidus de pesticides, ont été emballés dans du papier aluminium avec des étiquettes d'identification puis placés dans du sachet aliment étiqueté. L'ensemble a été conservé dans deux glacières contenant des sachets de glace (icebox) et soigneusement acheminés au laboratoire où les analyses ont été effectuées après une conservation de 48 heures au réfrigérateur à + 4°C.

6.2.4. Analyse

La recherche de résidus dans divers produits maraîchers est réalisée en utilisant d'une part, des méthodes analytiques basées sur la chromatographie en phase gazeuse (CPG) couplée à un détecteur à capture d'électrons ou à un spectromètre de masse (Lesueur, 2008 ; Kitagawa *et al.*, 2009) et d'autre part, des méthodes basées sur la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse (Mrabet, 2007). La méthode d'analyse chromatographique comprend trois grandes phases qui sont l'extraction des résidus de pesticides ; la purification, l'identification et la quantification des résidus. Préalablement des étapes d'extraction et de purification ont été nécessaires.

6.2.4.1. Extraction

Les différents produits maraîchers ont été lavés puis broyés par un mixeur Ultra trax (OMNI International, USA). Pour chaque échantillon, 50 g de broyat ont été prélevés puis 50 mL d'eau distillée et 100 mL d'acétone y ont été ajoutés. Ce mélange a été homogénéisé pendant 3 minutes à l'aide du mixeur. La mixture obtenue a subi une filtration sur du papier Whatmann GF/F de 47 mm de diamètre et de 0,7 µm de porosité contenant de la laine de verre. Pour séparer la phase aqueuse de la phase organique, le filtrat a été transféré dans une ampoule à décanter, puis 20 g de NaCl (Scharlau, Espagne) y ont été ajoutés et le mélange a été agité vigoureusement. Après une brève phase de repos, le surnageant a été recueilli puis son volume a été réduit à 10 mL à l'aide d'un évaporateur rotatif (BUCHI, Suisse).

6.2.4.2. Purification

Cette phase consiste à éliminer les autres matières organiques co-extraites de l'échantillon au moyen d'une chromatographie. Elle suit la démarche suivante :

Une colonne chromatographie est montée et remplie respectivement de la laine de verre, 40 g de Na₂SO₄ anhydre. Dans cette colonne, on fait passer 10mL d'hexane pour la laver et la tapisser tout en prenant soin de laisser une petite quantité (environ 3mL) au-dessus pour éviter le dessèchement des différentes couches de la colonne.

La prise d'essai de 15mL est ensuite introduite dans la colonne puis une solution de migration (100mL d'hexane et 20mL de dichlorométhane) est utilisée pour la percolation. Le produit en sortie de la colonne est recueilli goutte à goutte dans un ballon de 500mL. L'éluant est évaporé à sec à l'évaporateur rotatif (BUCHI, Suisse) à 45°C. Les résidus de pesticides ont été récupérés avec du méthanol (2 mL) puis transvasés dans des vials. Ensuite, 20 µL de cette solution méthanolique est injectés dans le CLHP. Les résidus issus d'une deuxième quantité (20 mL) traitée selon le même mode opératoire sont cette fois-ci, récupérés avec 4 mL d'hexane et 3µL (ChemLab, Belgique) sont injectés dans le CPG.

6.2.4.3. Identification et quantification

La détection des pesticides a été réalisée d'une part à l'aide d'une chaîne de HPLC (SHIMADZU, Japon) composée d'un échantillonneur SIL-20A, d'une pompe LC-20AT, d'un réservoir TRAY, d'un dégazeur DGU-20A5, d'un four de type CTO-20A (40° C) et d'un détecteur UV/VIS SPD-20A. L'élution est réalisée en mode isocratic avec un débit de 0,5 mL/min pour tous les pesticides. La colonne chromatographique utilisée est une colonne Nucléosil 5C18. Le volume injecté est de 10µL.

Et d'autre part, sur un chromatographe à gaz (SHIMMADZU GC-14A Split Splitless) équipé d'un détecteur à capture d'électrons 63Ni et d'un ordinateur. Les caractéristiques de la colonne capillaire d'analyse sont les suivantes : phase liquide DB-1 ; diamètre 0,25µm ; épaisseur du film 3 x 0,25mm ; Température limite -60°C à 325/350°C en programme. Une colonne compacte avec 1,95% QF-1 et 1,5% OV-17 a été employée pour la confirmation des analyses. Les conditions de fonctionnement comportent un gaz vecteur qui est de l'azote haute pureté (99,9%) à 2 bars ; un injecteur à 220°C et un détecteur à 350°C. Le programme de la température du four est de 205°C et 3µL de l'échantillon est injecté par la main de façon très rapide au moyen d'une seringue appropriée dans l'injecteur. L'acquisition des données s'est faite à l'aide d'un ordinateur muni du logiciel LC solution. Ainsi, les résultats sont donnés sur un appareil enregistreur (intégrateur). L'intégrateur détermine la concentration des résidus dans les échantillons sur un chromatogramme. Les chromatogrammes présentent des pics qui correspondent à la représentation graphique des différents composés séparés lors de l'analyse.

Les autres paramètres sont donnés par le tableau IV.

Tableau IV: Conditions analytiques pour le couplage CHLP/UV et limites de détection

Matière active	Phase mobile		Longueur d'onde (nm)	Volume injection (µL)	Limites de détection (µg/Kg)
	Eau (%)	Acétonitrile (%)			
chlorpyrifos- éthyl	10	90	254	10	0,01
deltaméthrine	80	20	205	20	0,01
profénofos	10	90	270	10	0,01
diméthoate	20	80	210	20	0,01
mancozèbe	10	90	254	10	0,01
lambda-cyhalothrine	20	80	210	20	0,01
méthamidophos	40	60	214	20	0,01
dicofol	80	20	205	10	0,1
malathion	20	80	210	10	0,1

6.3. Evaluation des risques sanitaires

6.3.1. Choix des sites de l'enquête alimentaire

L'enquête a été menée à Zébra, un village situé à 7 kilomètres de la commune de Daloa, dans le département du même nom. Ce village est particulièrement connu pour ses activités maraîchères, développées autour du bassin versant de la rivière Lobo. Ce choix s'explique à la fois par la forte densité de population et par son accessibilité. En effet, cette zone est réputée pour sa forte production en produits maraîchers. En outre, elle concentre le plus grand nombre de maraîchers, dont une partie de la production est destinée à l'autoconsommation, et l'autre pour la commercialisation dans les villes environnantes.

6.3.2. Enquête alimentaire

Cette enquête consiste à chiffrer la consommation alimentaire d'un individu dans un but généralement thérapeutique même parfois pour les études statistiques. En effet, elle permet d'avoir une connaissance précise des habitudes alimentaires et leurs conséquences potentielles sur l'état nutritionnel et la santé des populations et constituent des outils essentiels aussi bien en santé publique qu'en épidémiologie nutritionnelle (Gibson, 2005 ; FAO, 2018 ; Willet,2013). A cet effet, elle a porté sur diverses matrices alimentaires, notamment les tomates, les piments, les choux et les feuilles d'oignon, tous issus de zones de cultures maraîchères. Le

choix de plusieurs matrices végétales permet une meilleure représentativité de l'exposition alimentaire, notamment pour l'évaluation des apports nutritionnels ou des contaminants alimentaires. Cette enquête s'est déroulée de Juillet à octobre 2023, soit sur une période de quatre mois, jugée suffisante pour observer les comportements alimentaires en fonction de la disponibilité saisonnière des denrées en particulier dans les zones agricoles où la consommation est étroitement dépendante des cycles de production et d'approvisionnement (FAO,2018). L'échantillon (ménage du village de Zébra) a été sélectionné à partir de l'échantillonnage aléatoire simple décrit par Quivy & Campenhoudt (1988). Sur la base de ce mode d'échantillonnage, la taille de l'échantillon a été déterminée à partir de l'équation de Islam (2018) :

$$n = \frac{z^2 * p(1-p)}{e^2} \quad (1)$$

Avec n : taille de l'échantillon ; z : constante issue de la loi normale selon un certain seuil de confiance ; p : proportion de la population d'étude ; e : marge d'erreur estimée.

Ainsi pour une proportion de ménage consommant les légumes estimés à 50%, la taille minimum d'échantillon de ménage calculée à un seuil de confiance de 95% avec une marge d'erreur de 10% est jugée acceptable dans le cadre de cette enquête alimentaire. Lors de la première phase, des données sociodémographiques ainsi que des informations sur la nature des légumes consommés en tant que plats d'entrée ont été collectées et analysées. Une seconde phase de l'enquête a porté sur les habitudes de consommation, à partir des déclarations des participants. Les résultats ont ensuite permis d'estimer l'exposition de la population aux produits phytosanitaires à travers les mesures de l'apport journalier maximal théorique (AJMT) et de l'apport journalier estimé (AJE), en lien avec la consommation effective des aliments analysés.

6.3.3. Indices de risques sanitaires

L'indice de risque sanitaire et l'indice de toxicité des substances actives dans les pesticides constituent des outils d'évaluation essentiels permettant d'estimer les dangers potentiels que ces composés peuvent représenter pour la santé humaine et l'environnement (Reffstrup *et al.*, 2010). Ces indices ont été déterminés à l'aide de l'Indicateur de Risques des Pesticides du Québec (IRPeQ), développé par Samuel *et al.* (2007). Le calcul repose sur la formule (2) suivante :

$$\text{IRS matière active} = \frac{\text{IRT} * \text{FPf} * \text{FCP}}{10} \quad (2)$$

Avec :

FPf : Facteur de pondération relatif au type de formulation ;

FCP : Facteur de compensation intégrant la concentration de la matière active dans la formulation et la dose recommandée à l'hectare ;

IRT : Indice de risque toxicologique ;

IRS : Indice de risque pour la santé.

Ces deux indices sont calculés respectivement par les formules 3 et 4

$$\text{IRS (préparation commerciale)} = \sum \text{IRS matière active} \quad (3)$$

$$\text{IRT} = [\text{Risques aigus} + (\text{Risques chroniques} * \text{FPer})]^2 \quad (4)$$

Avec :

FPer : Facteur prenant en compte la persistance de la substance et son potentiel de bioaccumulation chez l'humain.

Un indice de risque sanitaire (IRS) ou toxicologique (IRT) supérieur à 1 traduit un dépassement du seuil de sécurité et indique un risque potentiel pour la santé humaine, tandis qu'une valeur inférieure à 1 est considérée comme acceptable

L'évaluation de ces indices s'appuie sur les données disponibles sur les fiches techniques des produits (flacons, emballages), ainsi que sur les bases de données relatives à leurs propriétés toxicologiques et écotoxicologiques. Les valeurs des paramètres IRT, FPf et FCP sont déterminées selon la méthode décrite en annexe 3.

6.3.4. Calcul des expositions théorique et estimée aux résidus des pesticides

Le risque d'exposition des populations aux résidus de pesticides par la consommation de produits maraîchers est évalué en se basant sur les données disponibles dans la littérature, les concentrations de résidus dans chaque type de légume, ainsi que leur fréquence de consommation (Mensah *et al.*, 2014). L'exposition alimentaire aux résidus de pesticides peut entraîner chez l'être humain des effets sanitaires, qu'ils soient aigus ou chroniques (Kim *et al.*,

2017). Cette évaluation repose sur les données de consommation individuelle recueillies lors de l'enquête alimentaire, croisée avec les Limites Maximales de Résidus (LMR) et les concentrations réelles mesurées dans les échantillons analysés. Cette double approche permet d'estimer, de manière théorique et expérimentale, l'exposition de la population aux résidus présents dans les denrées alimentaires. A partir des données précédemment collectées, les valeurs de l'Apport journalier Maximal Théorique (AJMT) et de l'Apport Journalier Estimé (AJE) ont été calculées pour chaque individu, en tenant compte de la consommation réelle et d'un poids corporel moyen de 65 kg. Cette méthode permet d'évaluer l'exposition maximale théorique aux résidus de pesticides, en supposant que les Limites Maximales de Résidus (LMR) autorisées soient entièrement atteintes dans divers groupes d'aliments couramment consommés. L'AJMT correspond à la quantité théorique maximale de résidus qu'un individu pourrait ingérer quotidiennement. Exprimé en microgrammes de résidus par personne et par jour, cet indicateur fournit une estimation de la charge en résidus issus de la consommation en légumes (FAO & WHO, 2009 ; EFSA, 2012). Le calcul s'effectue selon la formule (5) suivante :

$$\text{AJMT} = \sum \text{LMR}_i * \text{Qc} \quad (5)$$

Avec :

LMR_i : Limite maximale de résidus de pesticides autorisée dans un produit maraîcher (mg/kg) ;

Qc : Quantité de légumes consommée quotidiennement (g/jour) .

Il est important de noter que l'AJMT repose sur des moyennes de consommation et ne reflète pas pleinement la variabilité des comportements alimentaires. Ainsi, il s'agit d'un indicateur de sécurité, basé sur un scénario d'exposition maximaliste. La comparaison entre les valeurs d'AJMT et la Dose Journalière Admissible (DJA) permet de vérifier si, dans le cadre d'une consommation courante, la DJA est susceptible d'être dépassée. Lorsque l'AJMT est inférieure ou égale à la DJA, l'exposition théorique est acceptable, inversement lorsque l'AJMT est supérieure à la DJA, on assiste à un risque sanitaire potentiel.

6.3.5. Calcul de l'apport journalier estimé

L'apport journalier estimé (AJE), également exprimé en microgrammes de résidus par personne et par jour, constitue une estimation plus réaliste de la quantité réelle de résidus effectivement ingérée. Il est calculé à partir des concentrations mesurées dans les échantillons alimentaires, selon la méthode proposée par Chowdhury *et al.* (2014) :

$$AJE_{Total} = \sum AJE_{Légume} \quad (6)$$

$$AJE = \frac{(Cp * Qc * F * Fe)}{Mc} \quad (7)$$

Avec :

AJE : Apport journalier estimatif (mg/ kg de poids corporel/ jour) ;

Cp : Concentration de produit phytosanitaire dans le légume (mg / kg) ;

Qc : Quantité de légume consommée quotidiennement (g/ jour) ;

Mc : Masse corporelle moyenne du consommateur (kg)

Fe : Facteur d'exposition (valeur par défaut = 1) ;

F : Facteur de correction ;

Dans le cadre de cette étude, le facteur d'exposition (Fe), correspondant à une consommation quotidienne des produits maraîchers, a été fixé à 1. En outre, les facteurs de correction liés aux pratiques post-récolte telles que le lavage, l'épluchage, la cuisson ou le broyage, susceptibles d'influencer les niveaux de résidus de pesticides dans les légumes, n'ont pas été pris en compte dans l'estimation de l'exposition. Une valeur de 1 a été retenue, conformément aux recommandations de la FAO et de l'OMS, en l'absence de données locales spécifiques sur les pratiques de transformation des légumes (Boobis *et al.*, 2008).

6.3.6. Calcul de la dose journalière admissible

La Dose Journalière Admissible (DJA) est la quantité de substance chimique ingérable par un être humain, par jour, durant sa vie, sans aucun risque sanitaire appréciable (WHO, 2011). Elle est exprimée en milligrammes par kilogramme de poids corporel par l'équation (8) :

$$DJA = C * \frac{Q}{Pm} \quad (8)$$

Où :

C : concentration moyenne de résidus phytosanitaires (mg/kg) ;

Q : Quantité de légume ingérée (g) ;

Pm : Poids moyen de l'individu (kg).

Le pourcentage de la DJA (Dose Journalière Admissible) est calculé à l'aide de la formule (9) suivante :

$$\% \text{ DJA} = \frac{\text{EAM}}{\text{DJA}} * 100 \quad (9)$$

Où :

EAM : exposition alimentaire moyenne

Ce calcul permet de comparer, d'une part, l'AJMT et la DJA, et d'autre part, l'AJE à la DJA pour une substance donnée, en vue d'évaluer le risque potentiel lié à son ingestion.

6.3.7. Calcul du ratio de danger ou quotient de danger

Dans le cas des substances présentant un effet de seuil, c'est-à-dire celles dont les effets toxiques ne se manifestent qu'au -delà d'une certaine dose et après une durée d'exposition définie, la réponse toxique dépend directement de la quantité absorbée. Ce type de substance inclut généralement les effets non cancérogènes. Dans ce contexte, un ratio de danger (RD) est calculé afin d'évaluer le risque. Il correspond au rapport entre la Dose Journalière d'Exposition (DJE), soit la quantité de substance réellement ingérée par un individu ou une population et la Dose Journalière Admissible (OMS/FAO, 2005). Le ratio de danger est donné par la formule (10) suivante :

$$\text{RD} = \frac{\text{DJE}}{\text{DJA}} \quad (10)$$

Ce ratio permet uniquement d'estimer la probabilité de survenue d'effets sanitaires, sans en quantifier la gravité.

- ❖ Un $\text{RD} < 1$ indique que l'exposition est inférieure à la dose considérée comme sans danger : la population concernée est théoriquement, hors de risque.
- ❖ En revanche, un $\text{RD} > 1$ signifie qu'un effet toxique pourrait survenir, sans pour autant qu'on puisse prédire avec certitude l'apparition de cet effet.

Conclusion partielle

La méthodologie adoptée pour l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation des légumes cultivés autour de la rivière Lobo repose sur une approche qui combine simultanément une enquête alimentaire et l'analyse toxicologique. L'enquête alimentaire a permis de recueillir des données sur les habitudes de consommation de la population de Zébra, en considérant les

produits maraîchers tels que la tomate, le piment, le chou et les feuilles d'oignon sur une période de quatre mois. Les informations recueillies nous ont servi à estimer la dose journalière d'exposition (DJE) pour chaque légume. En outre, l'analyse chimique des produits maraichers a permis d'identifier les résidus des pesticides présents, permettant de calculer l'indice de risque sanitaire (IRS) et l'indice de risque toxicologique (IRT) en vue d'évaluer le risque associé à chaque pesticide et à chaque aliment consommé ; l'apport journalier maximum théorique (AJMT), fournissant une estimation de l'exposition moyenne quotidienne pour les consommateurs ; la dose journalière admissible(DJA) , issue des références servant de seuil de sécurité pour chaque substance ; le quotient de danger (QD) , afin d'évaluer le risque non cancérogène lié à l'ingestion des produits contaminés.

**TROISIEME PARTIE :
RESULTATS ET DISCUSSION**

CHAPITRE 7 : QUALITE DES EAUX DE LA RIVIERE LOBO

7.1. Résultats d'enquête phytosanitaire

7.1.1. Description sociodémographique des producteurs agricoles.

L'enquête a pris en compte plusieurs caractéristiques socio-démographiques des populations agricoles notamment le sexe, l'âge, la formation en agriculture ou en maraîchage, l'expérience professionnelle ainsi que le niveau d'instruction.

7.1.1.1. Sexe et âge des producteurs interrogés

La population étudiée est constituée de 25 planteurs et 50 maraîchers, est largement dominée par les hommes, qui représentent 80 % de l'effectif, contre 20 % de femmes (Tableau V). Les producteurs se répartissent en tranches d'âge de 0 à 25 ans, de 25 à 35 ans, de 35 à 45 ans et de 45 à 55 ans (Figure 29). La tranche d'âge la plus représentée est celle des 25 à 35 ans, qui regroupe environ 76 % des producteurs. Cette catégorie correspond aux individus les plus actifs, physiquement aptes aux travaux agricoles. A l'inverse, la tranche des 45 à 55 ans, représentant à peine 4 % de l'ensemble constitue une population vieillissante, moins impliquée dans les activités exigeantes du maraîchage.

Tableau V: Distribution des producteurs selon le sexe

Sexe	Hommes	%	Femmes	%	Total
Nombre de producteurs	60	80	15	20	75

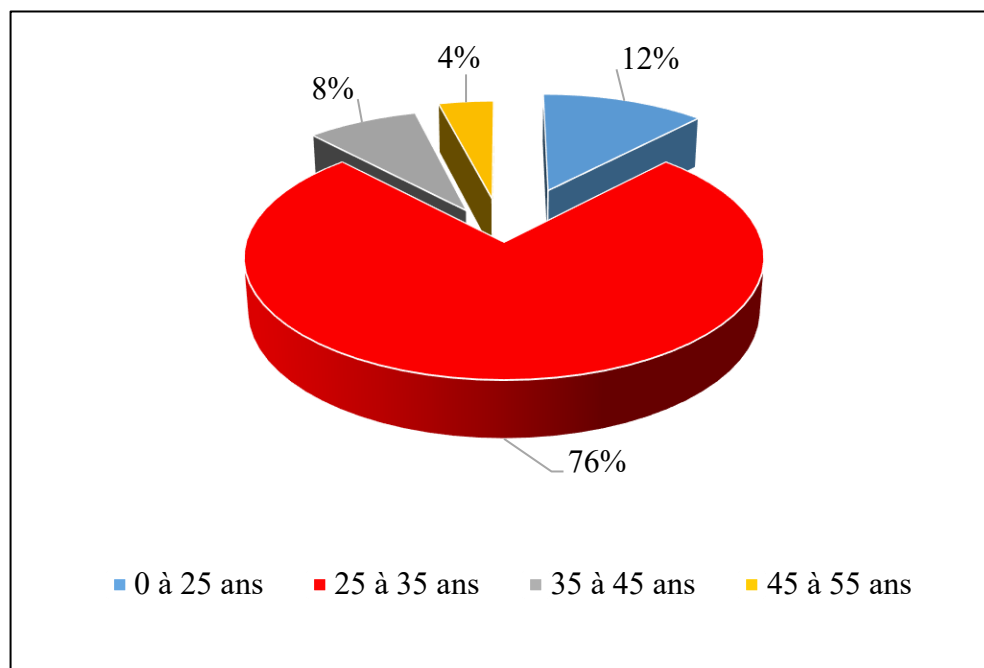


Figure 29: Répartition des producteurs selon la tranche d'âge

7.1.1.2. Formation à l'utilisation des pesticides

La formation en question se réfère à celle dispensée par des structures officiellement reconnues, telles que l'Agence d'Appui au Développement Rural (ANADER), certaines organisations non gouvernementales (ONG) ou encore des fabricants de produits phytosanitaires. A cet égard, une large majorité des producteurs interrogés, soit 97 % ont déclaré n'avoir reçu aucune formation préalable avant de se lancer dans les activités agricoles. Leur apprentissage s'est effectué de manière empirique, essentiellement par l'observation et l'imitation des pratiques de leurs aînés ou prédécesseurs. En revanche, seuls 3 % des producteurs ont affirmé avoir bénéficié d'une formation formelle dispensée par des structures agréées (Figure 30).

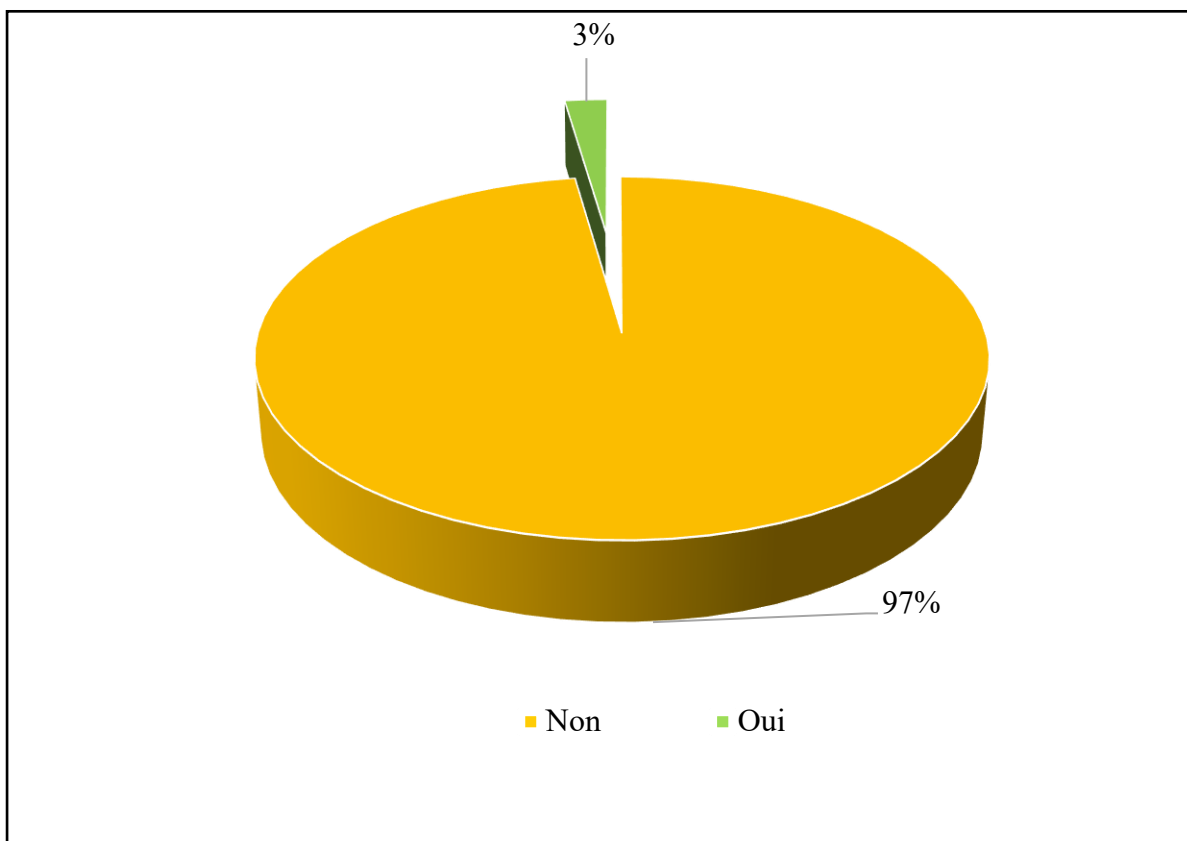


Figure 30 : Répartition des producteurs en fonction de la formation à l'utilisation des pesticides

7.1.1.3. Niveau d'instruction et expérience professionnelle

Le secteur agricole est majoritairement occupé par des producteurs dont le niveau d'instruction ne dépasse pas le secondaire. En effet, 80% d'entre eux sont analphabètes. Parmi les 20% ayant bénéficié d'une scolarisation, 10 producteurs ont atteint le niveau primaire, tandis que 5

disposent d'un niveau secondaire (Figure 31). L'expérience professionnelle des producteurs agricoles varie de moins d'un an à plus de dix ans. Ainsi 35% des personnes enquêtées déclarent avoir entre 0 et 9 ans d'expérience, contre 65% ayant une ancienneté supérieure à 10 ans.

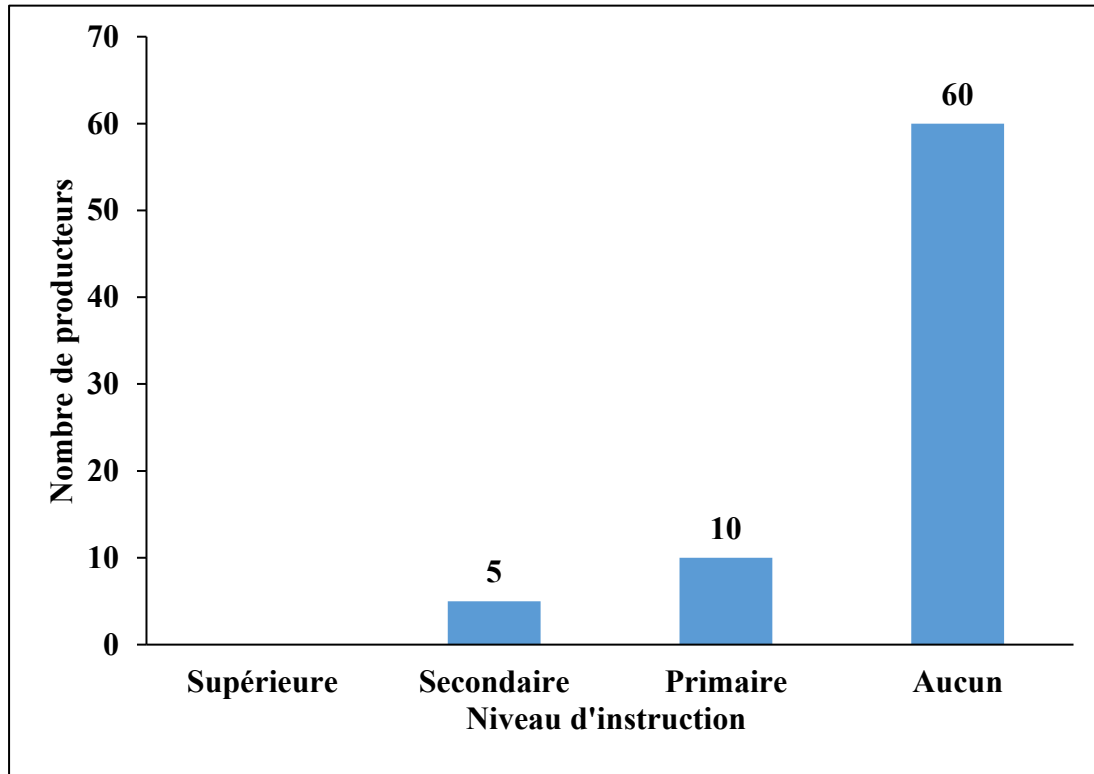


Figure 31 : Répartition des producteurs agricoles selon leur niveau d'instruction

7.1.2. Produits phytosanitaires les plus utilisés par les producteurs agricoles

L'enquête a révélé une grande diversité de produits phytosanitaires utilisés dans les cultures maraîchères et les plantations situés aux abords de la rivière Lobo. Ces produits se répartissent en plusieurs familles chimiques, parmi lesquelles trois sont majoritairement employées : les herbicides (50%), les insecticides (35,71%) et les fongicides (14,29%). Le tableau VI présente les principales substances actives utilisées par les producteurs de la zone d'étude. Ce tableau fournit des informations sur le nom commercial du produit, sa matière active, sa famille chimique ainsi que la cible visée.

Tableau VI: Liste des pesticides les plus utilisés dans les exploitations agricoles

Cible	Nom commercial	Matière active	Famille chimique
Herbicides (50 %)	bifagana 757 g/kg	glyphosate ammonium	Acide amino-phosphorique
	tout brûler	glyphosate	Acide amino-phosphorique
	gnaleg 757 g/kg	glyphosate sels d'ammonium	Acide amino-phosphorique
	bibana 680 sg	glyphosate équivalent acide= d'ammonium de glyphosate	Acide amino-phosphorique
	ablekpa 40 od	nicosuluron	Sulfonylurées
	apr 2,4 d amine 720 sl	2,4-d de sels d'amine	Acides carboxyliques
	apr best farmer 360 sl	glyphosate sels d'amine	Acides amino-phosphoriques
	pichen 672 ec	profenofos+ cyperméthrine	organophosphorés pyréthriinoïdes
	niguema 25 ec	lambda cyhalothrine	pyréthriinoïdes
	Insecticides (35,71 %)	coxytrine c 186 ec	cyperméthrine
k-optimal		lambda cyhalothrine + acétamipride	pyréthriinoïdes néonicotinoïdes
ivory 80wp		profenofos	organophosphorés.
Fongicides (14,29%)	manèbe	mancozèbe	carbammates
	mancotop800 wp	mancozèbe	carbammates

L'analyse du tableau VI met en évidence une répartition variable des produits phytosanitaires en fonction des cibles visées. Les herbicides représentent la part la plus importante (50 %) ; ils sont utilisés pour éliminer les mauvaises herbes et les adventices dans les exploitations agricoles, ensuite les insecticides (35,71 %) ; employés pour lutter contre les insectes nuisibles et les ravageurs, puis les fongicides (14,29 %) ; destinés à combattre les maladies fongiques. La figure 32 montre la répartition des pesticides utilisés selon la cible.

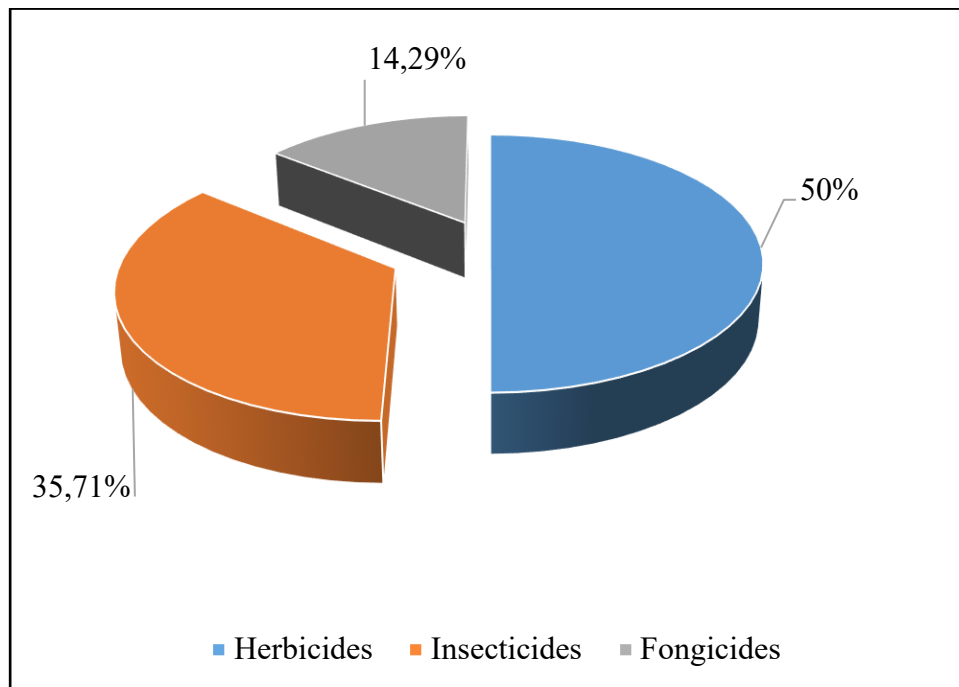


Figure 32 : Répartition des produits phytosanitaires par cible visée

Afin de mieux comprendre la nature des produits phytosanitaires utilisés, une classification des substances recensées selon leur famille chimique a été réalisée (Figure 33). Ainsi l'analyse des seize (16) substances révèle la répartition suivante : les acides amino-phosphoriques sont les plus représentés avec cinq substances, soit 31,25 %. Ils sont suivis par les pyréthriinoïdes avec quatre substances, soit 25 %, puis les carbamates et les organophosphorés, comptant chacun deux substances, soit une proportion de 12,5 % par famille. Les néonicotinoïdes, les acides carboxyliques, les sulfonilurées sont chacun représenté par une seule substance, soit 6,25 % pour chaque groupe.

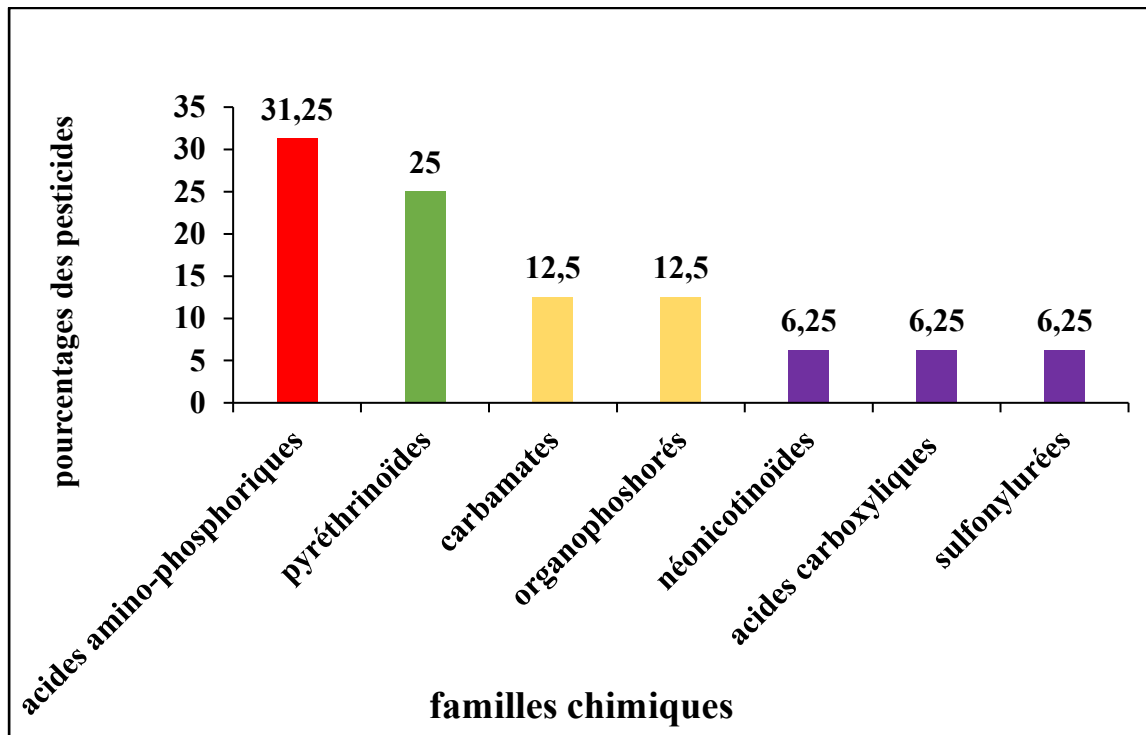


Figure 33 : Répartition des pesticides en fonction des familles chimiques

7.2. Charge polluante des eaux de la rivière Lobo pendant les saisons

Le Tableau VII présente les concentrations mensuelles des résidus de pesticides détectés dans les échantillons d'eau collectés en amont (à la sortie des plantations) et en aval (près de la station de pompage de la SODECI) pendant la saison sèche et la saison pluvieuse. Les analyses des échantillons prélevés, ont révélé la présence de dix résidus de pesticides, dont le glyphosate, le mancozèbe, la lambda-cyhalothrine, le 2,4-D, l'imidaclopride, la deltaméthrine, le diméthoate, le chlorpyrifos, le carbofuran et la carbendazime. Les concentrations les plus élevées ont été observées pour la deltaméthrine (10,953 µg/l) en amont des plantations, suivie du 2,4-D (9,437 µg/L), du carbofuran (0,807 µg/l), du carbendazime (0,779 µg/l), du mancozèbe (0,767 µg/l), de la lambda-cyhalothrine (0,744 µg/l), du glyphosate (0,743 µg/l), de l'imidaclopride (0,496 µg/l), du diméthoate (0,492 µg/l) et du chlorpyrifos (0,372 µg/l). Quant à la présence des pesticides dans l'eau en aval (la station de pompage de la SODECI), le 2,4-D présente la concentration moyenne la plus élevée (8,579 µg/L), suivi de la deltaméthrine (6,035 µg/l). Les concentrations moyennes les plus faibles ont été observées au niveau du glyphosate (0,364 µg/l), de l'imidaclopride (0,362 µg/l), du mancozèbe (0,326 µg/l) ; ensuite, de la lambda-cyhalothrine (0,311 µg/l), du carbofuran (0,036 µg/l), du carbendazime (0,035 µg/l), du chlorpyrifos (0,035 µg/l) et enfin, du diméthoate (0,005 µg/L).

Tableau VII: Concentrations saisonnières des pesticides dans la rivière Lobo en 2022

Résidus des pesticides en µg/L	Mois / Sites	Saison sèche				Saison pluvieuse				Moyenne	Ecart-type
		février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre		
glyphosate	Amont	1,240	0,640	0,804	0,723	0,600	0,750	0,719	0,470	0,743	0,226
	Aval	0,719	0,213	0,112	0,220	0,213	0,530	0,416	0,490	0,364	0,208
mancozèbe	Amont	1,380	0,510	0,550	0,860	1,285	0,690	0,570	0,293	0,767	0,385
	Aval	0,823	0,217	0,113	0,510	0,474	0,107	0,223	0,141	0,326	0,254
lambda-cyhalothrine	Amont	0,835	0,570	0,690	0,350	0,760	1,170	0,293	1,285	0,744	0,353
	Aval	0,350	0,223	0,107	0,835	0,071	0,035	0,035	0,835	0,311	0,340
2,4-d	Amont	4,123	4,030	4,040	10,182	13,804	13,640	12,314	13,365	9,437	4,592
	Aval	4,025	3,015	3,022	9,025	12,053	12,019	12,110	13,365	8,579	4,505
imidaclopride	Amont	0,690	1,240	0,510	0,380	0,350	0,645	0,030	0,123	0,496	0,379
	Aval	0,112	0,719	0,113	0,813	0,107	0,835	0,015	0,168	0,362	0,361
deltaméthrine	Amont	15,890	12,810	10,540	11,330	8,490	10,021	9,027	9,515	10,953	2,416
	Aval	11,348	10,380	10,390	10,310	8,290	7,011	6,035	9,512	9,160	1,866
diméthoate	Amont	0,474	0,407	0,223	0,341	0,835	0,710	0,550	0,393	0,492	0,200
	Aval	0,327	0,240	0,030	0,030	0,123	0,060	0,005	0,390	0,151	0,149
chlorpyrifos	Amont	0,194	0,230	0,217	0,142	0,823	0,670	0,360	0,336	0,372	0,246
	Aval	0,035	0,220	0,150	0,185	0,625	0,530	0,190	0,263	0,275	0,200
carbofuran	Amont	0,314	1,840	0,973	0,456	0,310	1,380	0,817	0,367	0,807	0,564
	Aval	0,043	0,719	0,246	0,232	0,036	1,024	0,327	0,377	0,376	0,339
carbendazime	Amont	1,285	0,747	0,354	0,293	1,285	0,747	0,354	1,170	0,779	0,425
	Aval	0,835	0,262	0,268	0,035	0,835	0,262	0,268	0,645	0,426	0,302

7.2.1. Charge polluante des résidus pendant la saison sèche

Le tableau VIII présente les concentrations des résidus de chaque pesticide étudié respectivement en amont (à la sortie des plantations) et en aval (dans la rivière Lobo) pendant la saison sèche de Février 2022 à Avril 2022.

Tableau VIII: Concentrations moyennes des pesticides en saison sèche en µg/L

	AMONT			AVAL		
	FEVRIER	MARS	AVRIL	FEVRIER	MARS	AVRIL
Glyphosate	1,24	0,64	0,804	0,719	0,213	0,112
Mancozèbe	1,38	0,51	0,55	0,823	0,217	0,113
Lambda_cyhalothrine	0,835	0,57	0,69	0,35	0,223	0,107
2,4-D	4,123	4,03	4,04	4,025	3,015	3,022
Imidaclopride	0,69	1,24	0,51	0,112	0,719	0,113
Deltaméthrine	15,89	12,81	10,54	11,348	10,38	10,39
Diméthoate	0,474	0,407	0,223	0,327	0,24	0,03
Chorpyrifos	0,194	0,23	0,217	0,035	0,22	0,15
Carbofuran	0,314	1,84	0,973	0,043	0,719	0,246
Carbendazime	1,285	0,747	0,354	0,835	0,262	0,268

Il ressort du Tableau VIII, que pendant la saison sèche (février, mars, avril), la deltaméthrine et le 2,4-D ont été les résidus de pesticides les plus fréquents. En amont et en aval, la deltaméthrine présente les concentrations les plus élevées. En amont, elles sont respectivement de 15,890 µg/l, 12,810 µg/l et 10,540 µg/l en février, mars et avril, tandis qu'en aval, pendant la même période, ces concentrations sont respectivement de 11,348 µg/l, 10,380 µg/l et 10,390 µg/l. quant au 2,4-D, ses concentrations en amont sont de 4,123 µg/l en février, 4,030 en mars et 4,040 µg/l en avril, tandis qu'en aval, elles sont de 4,025 µg/l, 3,015 µg/l et 3,022 µg/l respectivement en février, mars et avril. En outre, en amont, les écarts-types sont généralement élevés indiquant une forte variabilité des concentrations mesurées entre les mois de février, mars et avril pour la plupart des pesticides. Cela montre que, les apports en pesticides en amont, pendant la saison sèche, fluctuent de manière importante. Également en aval, les écarts-types demeurent élevés mais semblent légèrement moins importants que ceux observés en amont. Ce qui suggère que la variabilité des concentrations des pesticides est un peu moins marquée en aval, probablement en raison d'une dilution importante dans la rivière.

7.2.2. Charge polluante des résidus pendant la saison pluvieuse

Les Tableaux IX et X présentent les concentrations des résidus de pesticides en amont et en aval pendant la saison pluvieuse (mai, juin, juillet, août, septembre).

Tableau IX : Concentrations moyennes des pesticides en amont en saison pluvieuse en µg/L

	MAI	JUIN	JUILLET	AOUT	SEPTEMBRE
Glyphosate	0,723	0,6	0,75	0,719	0,47
Mancozèbe	0,86	1,285	0,69	0,57	0,293
Lambda cyhalothrine	0,35	0,76	1,17	0,293	1,285
2,4-D	10,182	13,804	13,64	12,314	13,365
Imidaclopride	0,38	0,35	0,645	0,03	0,123
Deltaméthrine	11,33	8,49	10,021	9,027	9,515
Diméthoate	0,341	0,835	0,71	0,55	0,393
Chorpyrifos	0,142	0,823	0,67	0,36	0,336
Carbofuran	0,456	0,31	0,31	0,817	0,367
Carbendazime	0,293	1,285	0,747	0,354	1,17

Tableau X : Concentrations moyennes des pesticides en aval en saison pluvieuse en µg/L

	MAI	JUIN	JUILLET	AOUT	SEPTEMBRE
Glyphosate	0,22	0,213	0,53	0,416	0,49
Mancozèbe	0,51	0,474	0,107	0,223	0,141
Lambda cyhalothrine	0,835	0,071	0,035	0,035	0,835
2,4-D	0,025	12,053	12,019	12,11	13,365
Imidaclopride	0,813	0,107	0,835	0,015	0,168
Deltaméthrine	10,31	8,29	7,011	6,035	9,512
Diméthoate	0,03	0,123	0,06	0,005	0,39
Chorpyrifos	0,185	0,625	0,53	0,19	0,263
Carbofuran	0,232	0,036	1,024	0,327	0,377
Carbendazime	0,035	0,835	0,262	0,268	0,645

Les résultats montrent que pendant la saison pluvieuse de Mai 2022 à Septembre 2022, le 2,4-D et la Deltaméthrine sont encore les pesticides les plus utilisés. Cependant, en amont comme en aval, le 2,4-D présente les concentrations les plus élevées. En amont, elles sont respectivement de 10,182 µg/L, 13,804 µg/L, 13,640 µg/L, 12,314 µg/L et 13,365 µg/L en Mai, Juin, Juillet, Août et Septembre, avec un pic en Juin. En aval, pendant la même période, les concentrations de la 2,4-D sont respectivement de 12,053 µg/L, 10,380 µg/L, 12,019 µg/L, 12,110 µg/L et 13,365 µg/L, avec un pic en Septembre. Quant à la Deltaméthrine, ses concentrations en amont sont de 11,330 µg/L en Mai, 8,490 µg/L en Juin, 10,021 µg/L en

Juillet, 9,027 µg/L en Août et 9,515 µg/L en Septembre, avec un pic en Mai. En aval, elles sont de 10,310 µg/L, 8,290 µg/L, 7,011 µg/L, 6,035 µg/L et 9,512 µg/L respectivement en Mai, Juin, Juillet, Août, Septembre avec un pic également en Mai. En outre, en amont et en aval, certains pesticides comme le glyphosate, la lambda-cyhalothrine, le 2,4-D, l'imidaclopride et le carbofuran, présentent des écarts-types importants indiquant une forte variabilité de leurs concentrations entre les mois de mai, juillet et septembre. Cela traduit une utilisation et un ruissellement irréguliers de ces pesticides pendant la saison des pluies. A l'inverse, en amont, les écarts-types sont plus faibles pour le mancozèbe, la deltaméthrine, le diméthoate et le carbendazime. Ce qui indique des concentrations plus stables sur la période. Enfin, les concentrations semblent également plus élevées à l'aval qu'à l'amont et cela se traduit par des écarts-types plus importants suggérant un cumul des résidus de pesticides le long de la rivière.

7.2.3. Comparaison des concentrations moyennes des principaux pesticides avec les normes internationales (OMS, 2017), pour les eaux traitées.

Les figures 34 et 35 présentent les concentrations en résidus de différents pesticides à deux endroits : en amont et en aval du cours d'eau de la rivière Lobo.

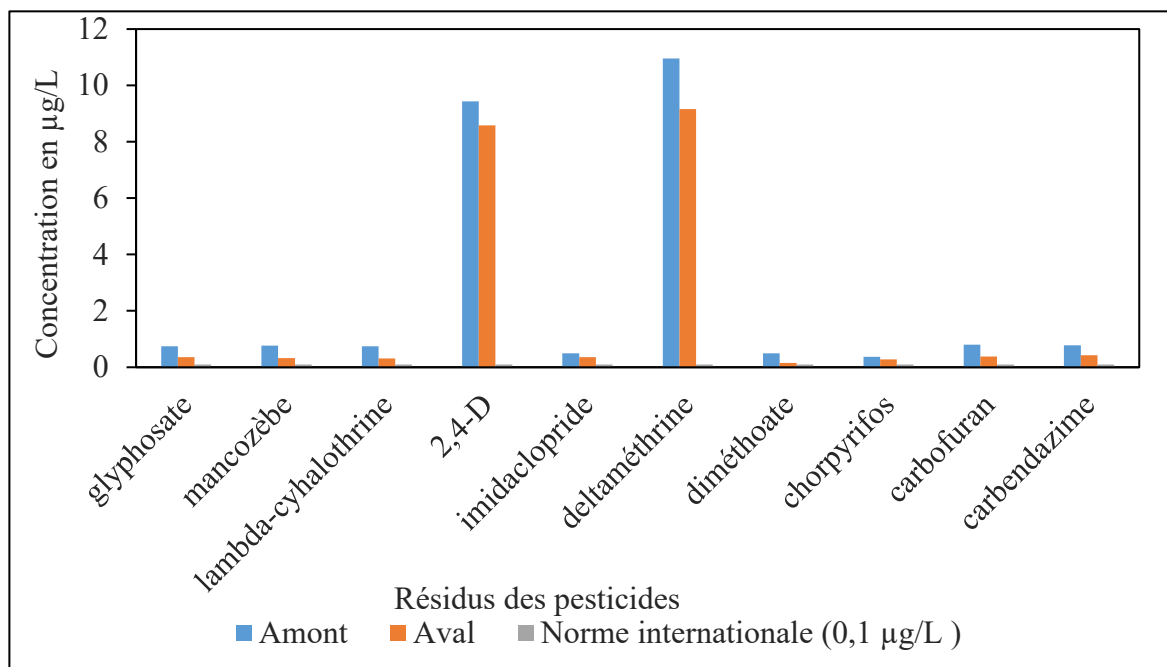


Figure 34: Comparaison de chaque résidu de pesticides avec les normes internationales des échantillons en amont et en aval

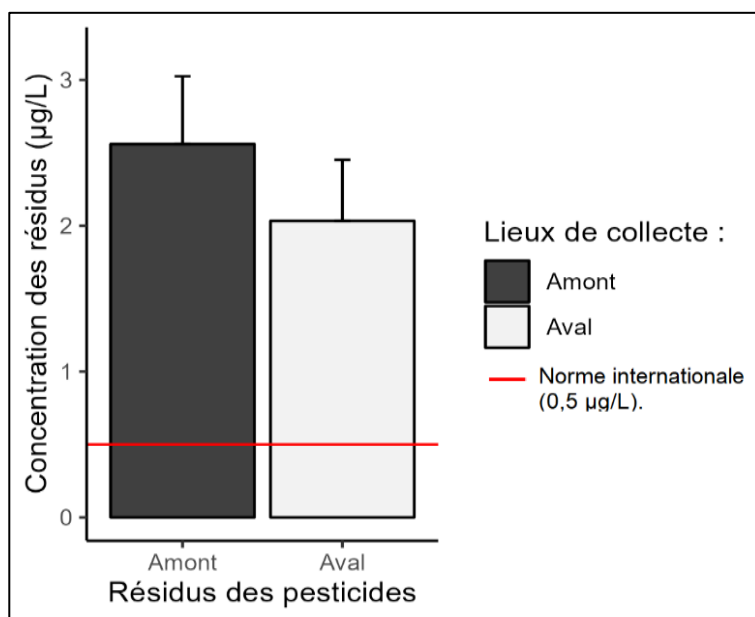


Figure 35: Comparaison de l’ensemble des pesticides avec les normes

Les résultats de notre étude montrent que la concentration moyenne de produits phytosanitaires dans la rivière Lobo est de 2,030 µg /L, ce qui est supérieur à la valeur maximale autorisée de 0,5 µg/L, pour le total des pesticides recherchés. De plus, chaque molécule prise individuellement présente une concentration supérieure aux normes dont la valeur maximale autorisée est fixée à 0,1 µg/L.

7.2.4. Analyse des variances (ANOVA) des concentrations des pesticides selon les saisons

L’analyse de variance proposé par le tableau XI met en évidence une influence significative de la saison sur les concentrations de la majorité des pesticides analysés.

Tableau XI : Analyse de variance (ANOVA) des concentrations de pesticides selon la saison (sèche et pluvieuse)

Cibles	Pesticide	Statistique de Fisher (F)	Probabilité statistique (p-v)	Significativité
Herbicides 60%	Glyphosate	6,42	0,018	*
	2,4-D	18,64	< 0,001	**
Insecticides 20%	Lambda-cyhalothrine	7,15	0,012	*
	Imidaclopride	4,96	0,034	*
	Deltaméthrine	1,89	0,176	ns
	Diméthoate	5,21	0,029	*
	Chlorpyrifos	6,03	0,021	*
	Carbofuran	4,67	0,038	*
Fongicides 20%	Mancozèbe	5,87	0,023	*
	Carbendazime	5,44	0,027	*

Légende : * $p < 0,05$ (différence significative) ; ** $p < 0,01$ (différence hautement significative) ; $p > 0,05$ (différence non significative (ns))

A l'exception de la deltaméthrine ($p > 0,05$), tous les composés présentent des différences saisonnières statistiquement significatives ($p < 0,05$). Les herbicides, notamment le glyphosate et le 2,4-D, affichent les valeurs de F les plus élevées ($F = 18,64$; $p < 0,001$ pour le 2,4-D), traduisant une forte variabilité saisonnière. Les insecticides tels que la lambda-cyhalothrine, le chlorpyrifos et le diméthoate montrent également des différences significatives entre la saison sèche et la saison pluvieuse. En revanche, la deltaméthrine ne présente pas de variation saisonnière significative ($p = 0,176$).

7.2.5. Corrélation entre les matières actives quantifiées dans les eaux et les saisons

La figure 36 présente les corrélations entre les teneurs des résidus détectés dans les eaux de la rivière Lobo et les saisons. L'analyse des corrélations met en évidence une forte influence de la saisonnalité sur les relations de co-occurrence des substances. En saison pluvieuse, la majorité des corrélations sont faibles à modérées, avec quelques associations positives marquées, notamment entre le glyphosate et le diméthoate ($r \approx 0,70$), le glyphosate et le carbofuran ($r \approx 0,70$), ainsi qu'entre le 2,4-D et le carbendazime ($r \approx 0,77$). Des corrélations négatives, telles que celles observées entre le 2,4-D et l'imidaclopride ($r \approx -0,37$) ou entre l'imidaclopride et le carbendazime ($r \approx -0,33$), traduisent en revanche des dynamiques d'application différenciées ou des comportements environnementaux contrastés. À l'opposé, la saison sèche se caractérise par des corrélations très élevées et généralisées entre plusieurs pesticides, en particulier entre le glyphosate, le mancozèbe, la lambda-cyhalothrine et le 2,4-D (r souvent $> 0,85$). Les associations fortes observées entre l'imidaclopride et le carbofuran ($r \approx 0,87$) ou entre plusieurs insecticides et le carbendazime confirment également des pratiques combinées de traitement.

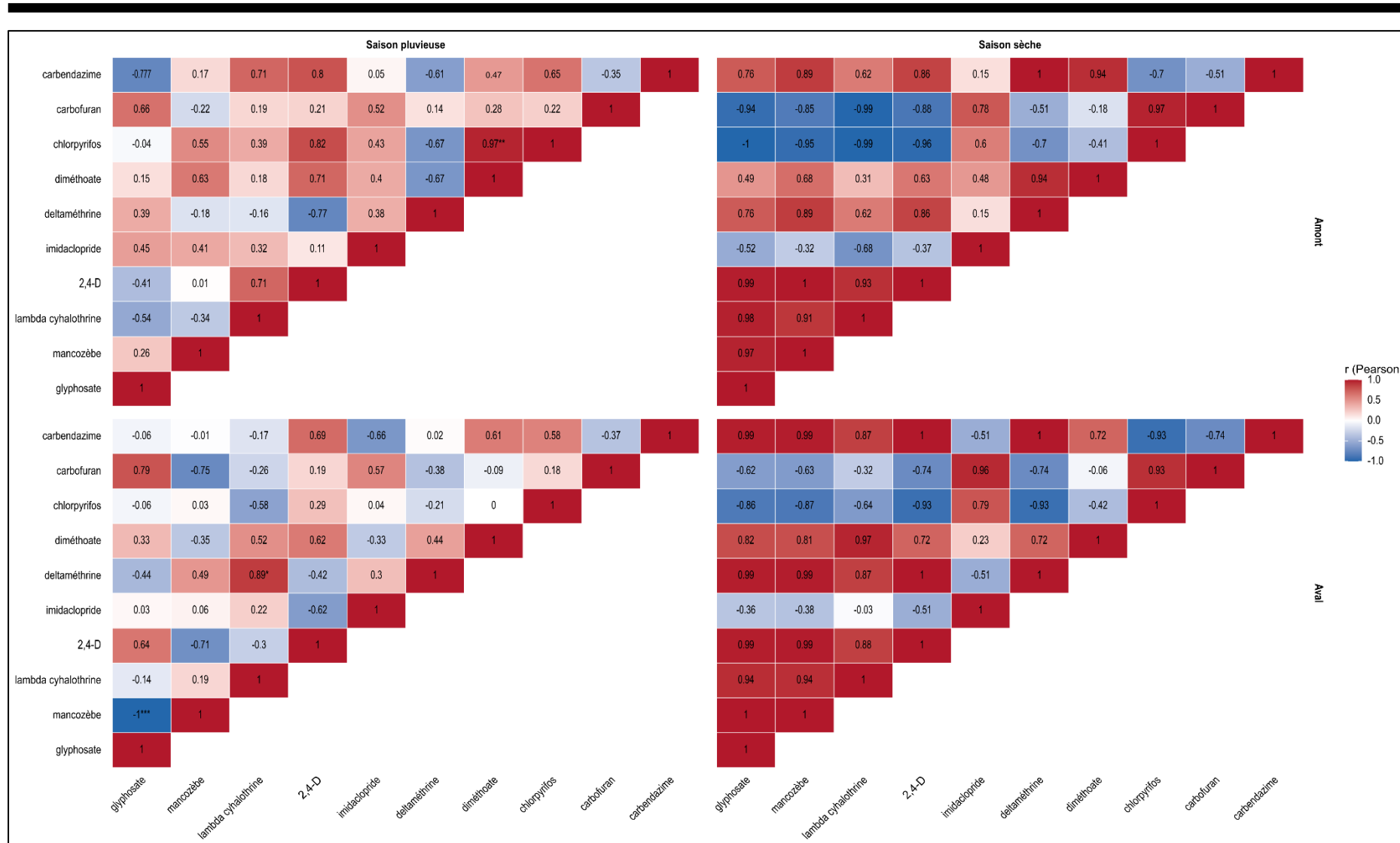


Figure 36: Corrélation entre les pesticides et les saisons

7.3. Discussion

Dans le cadre des pratiques agricoles observées autour de la rivière Lobo, l'usage des produits phytosanitaires occupe une place importante. Ces intrants chimiques appartenant à diverses familles chimiques, sont utilisés pour protéger les cultures contre divers agents nuisibles, mais leur emploi soulève des questions environnementales et sanitaires (Sayad *et al.*, 2021). Les résultats de l'enquête ont révélé au total 75 producteurs agricoles recensés dans la zone d'étude. L'activité agricole est dominée par les hommes avec un taux de 80 % contre 20% pour les femmes. Ces résultats corroborent ceux de Kpan *et al.* (2019) à Port-Bouët (Abidjan) qui au cours de leurs travaux ont obtenu une proportion de 98,68% pour les hommes et 1,32% pour les femmes. En effet, l'agriculture occupe une place centrale dans la vie économique et sociale des hommes en milieu rural en général et en particulier dans le village de Zébra. Elle représente pour cette population la principale source de revenus et constitue un moyen essentiel de subvenir aux besoins fondamentaux de leur famille. Par contre, ces résultats sont différents de ceux obtenus par Oluwatoyin *et al.* (2022) au Nigeria et de Mensah & Fosu-Mensah (2020) au Ghana. Ces derniers ont montré dans leurs travaux que dans l'agriculture africaine, les femmes constituent la part la plus importante dans les activités agricoles surtout dans les cultures maraîchères et représentent plus de 75% dans certains pays d'Afrique subsaharienne. En outre, Aselma *et al.* (2010) affirment dans leurs travaux que les femmes assurent l'essentiel des activités agricoles. En outre, les investigations ont montré que 80% des producteurs agricoles sont analphabètes. Ce taux élevé des producteurs agricoles non instruits, résulte principalement du faible accès à l'éducation en milieu rural. De plus, les programmes d'alphabétisation restent limités et souvent mal adaptés aux réalités des producteurs. Les populations interrogées ont affirmé ne pas avoir accès à l'innovation, aux services agricoles et à l'information concernant les bonnes pratiques agricoles (BPA). En effet, 97% des producteurs ont déclaré n'avoir reçu aucune formation préalable avant de se lancer dans les activités agricoles. Ces résultats sont en accord avec ceux de Fink *et al.* (2011) qui mentionnent dans leurs travaux, un taux d'analphabétisme d'environ 71% de femmes et 58 % d'hommes dans les exploitations agricoles. Selon notre enquête, la tranche d'âge la plus représentée est celle des 25 à 35 ans, qui regroupe environ 76 % des producteurs. Cette tranche représente la population active. Cette forte représentativité des producteurs de Zébra, s'explique par plusieurs facteurs. D'une part, cette période correspond à une phase clé de la vie adulte, marquée par la recherche d'indépendance économique, la constitution des ménages et la prise en charge de

responsabilités familiales et d'autre part, les individus de cette tranche d'âge sont physiquement aptes aux travaux agricoles intensifs. Ces résultats sont en accord avec ceux de Yami *et al.* (2019) qui indiquent dans leurs travaux une forte implication des jeunes ruraux de 18 à 35 ans dans les exploitations agricoles. En revanche, Jayne *et al.* (2019) ont montré dans leurs travaux que dans plusieurs pays comme le Kenya, l'âge moyen des agriculteurs dépassait souvent les 50 ans, ce qui pourrait refléter un désintérêt des jeunes pour les activités agricoles. Par ailleurs, Adewale *et al.* (2022) soulignent la tendance marquée à l'exode rural chez les jeunes, ce qui se traduit par leur faible implication dans les activités agricoles.

Les résultats des analyses des eaux de la rivière Lobo, montrent que dix résidus de pesticides ont été détectés. En outre, ces pesticides se répartissent en trois grandes catégories de cibles : les herbicides représentent 20% (2,4-D, glyphosate), les fongicides 20% (mancozèbe, carbendazime) et insecticides dominant avec 60% (diméthoate, chlorpyrifos, lambda-cyhalothrine, deltaméthrine, imidaclopride, carbofuran). Cette prédominance des insecticides dans les eaux de la rivière Lobo pourrait s'expliquer par leur usage intensif dans la lutte contre les ravageurs maraîchers, particulièrement dans les cultures de chou, de la tomate et du haricot vert, comme l'ont observé Yapo *et al.* (2021) et Konan *et al.* (2023) dans les zones agricoles de Daloa. Par ailleurs, parmi les résidus de pesticides identifiés, les organophosphorés (glyphosate, diméthoate, chlorpyrifos) prédominent avec une fréquence d'apparition de 30%. Selon Doumbia & Kwadjo (2009), ces composés sont largement utilisés dans les pratiques agricoles ivoiriennes en raison de leur efficacité contre une large gamme d'insectes et de parasites. En effet, leur présence dans les eaux de surface est préoccupante, car ils sont connus pour leur forte toxicité aiguë, leur potentiel neurotoxique, ainsi que leur mobilité dans l'environnement (Bempah & Donkor 2011). Quant aux pyréthrinoïdes (Lambda-cyhalothrine, deltaméthrine), ils représentent 20% des pesticides détectés. En effet, ces insecticides de synthèse sont extrêmement toxiques pour les organismes aquatiques notamment les poissons et les invertébrés (Naidoo *et al.*, 2010). La contamination des eaux de la rivière Lobo par les résidus de cette famille chimique, témoigne d'un usage intensif de pesticides dans les exploitations maraîchères voisines, situation déjà décrite par Yao *et al.* (2017), dans d'autres régions agricoles de la Côte d'Ivoire. Par ailleurs, d'autres familles chimiques telles que les dithiocarbamates (mancozèbe), les phénoxyacides (2,4-D), les néonicotinoïdes (Imidaclopride), les carbamates (Carbofuran) et les benzimidazoles (Carbendazime) ont chacune, été détectée avec une fréquence de 10%. En outre, le mancozèbe est un fongicide

largement utilisé et reconnu pour sa capacité à se dégrader en ETU (éthylène), un composé suspecté d'être cancérigène selon Mwangi *et al.* (2020). Quant au 2,4-D, il est couramment utilisé dans les cultures vivrières et les plantations de cacao et de café, et sa dérive vers les cours d'eau est fréquente en période de pluie (Mensah *et al.*, 2014). Pour sa part, l'imidaclopride, bien que très efficace contre les insectes est classé comme hautement toxique pour les abeilles et certains organismes aquatiques (Goulson, 2013). Par ailleurs, le carbendazime est utilisé pour lutter contre plusieurs champignons pathogènes. En effet, selon les études réalisées par Zhou *et al.* (2016), le carbendazime inhibe la division cellulaire fongique, cependant sa persistance dans l'environnement et sa toxicité en font un contaminant préoccupant. Quant au carbofuran, il est connu pour sa toxicité élevée chez les oiseaux, les poissons, et les humains, même à faibles concentrations (Pessoa *et al.*, 2011).

Les résultats des analyses nous indiquent que pendant la saison sèche (Février à Avril), la Deltaméthrine et le 2,4-D sont les deux résidus de pesticides, les plus fréquemment détectés dans les eaux de la rivière Lobo. La Deltaméthrine présente les concentrations les plus élevées, notamment en amont avec des valeurs atteignant 15,890 µg/L en Février, ce qui suggère une utilisation intensive dans les plantations situées à proximité des eaux. Cette tendance corrobore les observations de Bempah *et al.* (2012) au Ghana, qui ont mis en évidence la forte contamination des eaux de surface à proximité des zones agricoles, particulièrement pendant la saison sèche, période de forte activité phytosanitaire. En aval, les concentrations bien que plus faibles, de valeur maximale 11,348 µg/L en Février, révèle une dispersion des substances actives dans les eaux de la rivière, probablement par ruissellement ou infiltration, comme le soutiennent Darko & Akoto (2008) qui ont noté la persistance des pesticides organophosphorés et pyréthrinoïdes dans les bassins hydrographiques du centre de la Côte d'Ivoire. En ce qui concerne le 2,4-D, ses concentrations restent plus faibles que celles de la Deltaméthrine, avec un maximum de 4,123 µg/L en amont contre 4,025 µg/L en aval. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés par Djédjé *et al.* (2022) en Côte d'Ivoire, qui ont souligné la présence de faibles concentrations de 2,4-D dans les eaux d'irrigation des zones maraîchères, en raison de sa forte solubilité dans l'eau et de sa mobilité dans les sols. Toutefois, malgré ses concentrations modérées, sa présence reste préoccupante car il est classé comme potentiellement cancérigène par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2015). Les résultats obtenus mettent en évidence une pression phytosanitaire plus marquée en amont du cours d'eau, où se concentrent les activités agricoles, corroborant ainsi les travaux de Yapo *et al.* (2021) relatifs à l'origine

agricole de la contamination chimique des rivières du Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Aussi, la différence de concentration entre l'amont et l'aval met en évidence l'importance de la régulation des pratiques phytosanitaires, notamment durant la saison sèche, période de moindre dilution hydrique (Kouamé *et al.*, 2019).

Pendant la saison pluvieuse, de Mai à Septembre 2022, la Deltaméthrine et le 2,4-D demeurent les pesticides les plus détectés dans les eaux de surface de la rivière Lobo. En amont, le 2,4-D atteint les concentrations de 10,182 à 13,804 µg/L, avec un pic en Juin, tandis qu'en aval, les concentrations varient entre 10,380 et 13,365 µg/L, avec un maximum enregistré en Septembre. Diop *et al.* (2021) ont révélé dans leurs travaux que le 2,4-D est un herbicide couramment utilisé dans les systèmes agricoles intensifs notamment pour les cultures de maïs, de manioc ou de maraîchage pendant la saison des pluies. En outre, sa persistance dans l'environnement aquatique est bien documentée (FAO, 2016 ; Mensah *et al.*, 2014), ce qui pourrait expliquer sa présence constante en amont et en aval. La Deltaméthrine, un insecticide de la famille des pyréthriinoïdes, est fortement représenté, avec un pic de concentration en Mai (11,330 µg/L en amont et 10,310 µg/L en aval). Ces résultats corroborent les travaux de Sosan *et al.* (2018) au Nigéria et d'Agbohessi *et al.* (2015) au Bénin, qui ont montré la fréquence d'utilisation des pyréthriinoïdes dans les systèmes agricoles tropicaux pour lutter contre les insectes ravageurs des cultures maraîchères. La présence accrue de ces résidus de pesticides pendant la saison pluvieuse peut s'expliquer par le lessivage des sols agricoles suite aux fortes précipitations, phénomène déjà signalé par Badou *et al.* (2019) dans les bassins versants du Bénin. Ce transport des pesticides vers les cours d'eau est accentué par l'absence de bandes tampons végétalisées et la proximité des parcelles cultivées par rapport aux berges, comme le soulignent Yapo *et al.* (2021) en Côte d'Ivoire.

Les résultats obtenus, révèlent une concentration moyenne en pesticides de 2,030 µg/L, nettement supérieure à la limite autorisée de 0,5 µg/L pour l'ensemble des substances actives (OMS, 2017). De plus, chaque molécule identifiée présente individuellement une concentration dépassant la norme de 0,1 µg/L, ce qui confirme une pollution significative des eaux de la rivière Lobo. Ces résultats sont en accord avec ceux de Coulibaly *et al.* (2022) qui ont montré que les eaux de surface utilisées pour l'arrosage des cultures maraîchères dans la région de Korhogo présentaient des niveaux élevés de pesticides, dépassant les normes internationales. De même, Kpan *et al.* (2014) ont observé une contamination généralisée des eaux de

ruissellement dans les zones maraîchères d'Abidjan, associée à une utilisation intensive de produits phytosanitaires. Selon Adeyemi *et al.* (2014), cette situation est exacerbée par le manque de sensibilisation des producteurs sur les bonnes pratiques agricoles et la gestion des intrants. Cependant, cette concentration moyenne obtenue est acceptable comparée à celles des lagunes Aghien (72,43 µg/L) et Potou (163,43 µg/L) (Traoré *et al.*, 2015). Également, Koné *et al.* (2021) ont analysé des résidus de pesticides dans trois rivières (Comoé, Bia et Tanoé) et y ont trouvé des concentrations élevées de substances actives allant jusqu'à 120,7 µg/L.

Les résultats de l'ANOVA mettent en évidence une contamination significative des eaux de surface de la rivière Lobo par les résidus de pesticides avec des variations marquées selon la saison et le site de prélèvement (amont/aval). Les concentrations plus élevées observées durant la saison pluvieuse pour la majorité des substances (glyphosate, mancozèbe, 2,4-D, imidaclopride, carbofuran, chlorpyrifos, carbendazime) sont cohérentes avec les mécanismes hydrologiques décrits dans la littérature, notamment le ruissellement agricole et le lessivage des sols cultivés vers les cours d'eau lors des épisodes pluvieux (Battaglin *et al.*, 2014 ; Gilliom, 2007). Ces processus favorisent le transfert des pesticides récemment accumulés ou appliqués dans les horizons superficiels du sol vers les milieux aquatiques selon Sival *et al.* (2019). La persistance des concentrations élevées de certaines molécules, telles que la deltaméthrine et le 2,4-D, indépendamment de la saison, peut être lié à leur usage intensif, à leur propriété physico-chimique (forte affinité pour les particules ou relative stabilité dans l'eau) et à leur rémanence environnementale. En outre, la différence significative entre l'amont et l'aval, avec des concentrations généralement élevées en aval, suggère une accumulation progressive des contaminants le long du cours d'eau sous l'influence combinée des apports diffus agricoles et des activités anthropiques situés entre les deux sites. Ce gradient spatial est largement documenté dans les bassins versants agricoles, où l'aval agit comme une zone de convergence des polluants transportés (Arias-Estévez *et al.*, 2008 ; Stehle & Schulz, 2015). L'interaction saison-site, caractérisée par une augmentation plus marquée des concentrations en aval durant la saison pluvieuse, confirme le rôle central des pluies dans l'intensification des flux de pesticides vers les eaux de surface. Par ailleurs, la variabilité observée des concentrations, illustrée par les écarts-types parfois élevés, traduit l'influence des pratiques agricoles (dose, fréquence et période d'application), des conditions climatiques et de la dynamique hydrologique locale. Des études antérieures comme celles de Stehle & Schulz (2015), ont montré que ces facteurs combinés peuvent entraîner des pics ponctuels de contaminations

dépassant les valeurs moyennes saisonnières, avec des implications écotoxicologiques importantes pour les organismes aquatiques. Dans l'ensemble, ces résultats confirment que la saisonnalité et la localisation spatiale constituent des déterminants majeurs de la contamination des eaux de surface par les micropolluants agricoles soulignant la nécessité d'une gestion raisonnée des produits phytosanitaires et d'un suivi environnemental renforcé, en particulier pendant les saisons de pluies.

L'analyse des corrélations entre les résidus de pesticides et les saisons met en évidence un rôle prépondérant de la saisonnalité sur la dynamique de co-occurrence des substances chimiques dans l'environnement. En saison pluvieuse, les corrélations observées sont majoritairement faibles à modérées, ce qui peut s'expliquer par la dilution des pesticides dans l'eau de ruissellement et leur lessivage vers les sols ou les cours d'eau (Aktar *et al.*, 2009). Aussi, selon Gavrilesco (2005), les associations positives notables, telles que celles entre le glyphosate et le diméthoate ou le glyphosate et carbofuran ($r \approx 0,70$), suggèrent des pratiques d'application successives ou combinées pour lutter simultanément contre différentes cibles phytosanitaires. De même, la corrélation positive marquée entre le 2,4-D et le carbendazime ($r \approx 0,77$) pourrait refléter l'usage conjoint d'herbicides et de fongicides dans le cadre de stratégies intégrées de protection des cultures. En revanche, selon Fenner *et al.* (2013), les corrélations négatives observées, par exemple entre le 2,4-D et l'imidaclopride ($r \approx -0,37$) ainsi qu'entre l'imidaclopride et le carbendazime ($r \approx -0,33$), traduisent des dynamiques d'application différenciées, probablement influencées par le calendrier de traitement, le type de culture ou encore les conditions climatiques locales. Les études menées par Zhang *et al.* (2011), indiquent également que ces relations négatives pourraient refléter la dégradation différentielle des molécules, certaines substances étant plus persistantes que d'autres dans les sols ou les eaux des surfaces. À l'inverse, la saison sèche se distingue par des corrélations globalement très élevées entre plusieurs pesticides, notamment entre le glyphosate, le mancozèbe, la lambda-cyhalothrine et le 2,4-D ($r > 0,85$). Selon Pimentel (2005), cette homogénéité accrue pourrait s'expliquer par des conditions hydrologiques réduisant la dispersion et le lessivage des résidus, favorisant ainsi l'accumulation concomitante de plusieurs substances dans l'environnement. Les associations fortes observées entre l'imidaclopride et le carbofuran ($r \approx 0,87$), ainsi qu'entre divers insecticides et le carbendazime confirment également que les producteurs agricoles de la zone de la rivière Lobo combinent fréquemment plusieurs traitements, probablement pour maximiser l'efficacité face aux pressions biotiques, notamment dues aux ravageurs et aux

agents phytopathogènes, pendant la période de faible pluviométrie. Ces résultats corroborent les travaux de López-Gutiérrez *et al.* (2012), qui ont montré que la saisonnalité influence fortement les profils de contamination par les pesticides, tant en termes de concentration que de co-occurrence.

Conclusion partielle

Les résultats de l'enquête phytosanitaire ont montré que la classe d'âge la plus représentée, en termes de population agricole est celle de 25 à 35 ans et constituée majoritairement d'hommes. Que ce soit dans les plantations de café, de cacao, d'hévéa ou dans les périmètres maraîchers établis autour de la rivière Lobo, le critère d'efficacité perçue prime, souvent au détriment du respect des doses ou des consignes d'utilisation. Aussi, les quinze (15) substances phytosanitaires identifiées sont constituées de 50% d'herbicides, 35,71% d'insecticides et 14,29% de fongicides. Aussi, les analyses des échantillons d'eaux prélevés ont permis de caractériser la contamination de la rivière Lobo par les résidus des produits phytosanitaires. Les analyses réalisées en saison sèche et en saison des pluies ont révélé la présence régulière de dix résidus de pesticides fréquemment utilisés dans les cultures environnantes : 2,4-D, deltaméthrine, glyphosate, imidaclopride, mancozèbe, lambda-cyhalothrine, carbofuran, carbendazime, chlorpyrifos et diméthoate. La concentration moyenne de l'ensemble des pesticides détectés dans la rivière Lobo a été estimée à 2,030µg/L, soit largement supérieure aux normes de qualité de l'eau. Également, les résultats du test ANOVA, indiquent que la saison pluvieuse constitue la période la plus critique en termes de contamination des eaux de surface, pour les pesticides à forte solubilité et à usage agricole intensif. Enfin, l'analyse corrélationnelle indique que la saison pluvieuse favorise des interactions modérées entre résidus de pesticides, liées à des pratiques de traitement différenciées et à une dilution environnementale, tandis que la saison sèche amplifie les co-occurrences, reflétant des pratiques de traitement combinées et une moindre dispersion des substances.

CHAPITRE 8 : ETAT DE CONTAMINATION DES PRODUITS MARAICHERS PAR LES PESTICIDES

8.1. Teneurs totales en charge polluante dans les légumes

La figure 37 présente les teneurs en charge polluante dans les différents légumes d'étude.

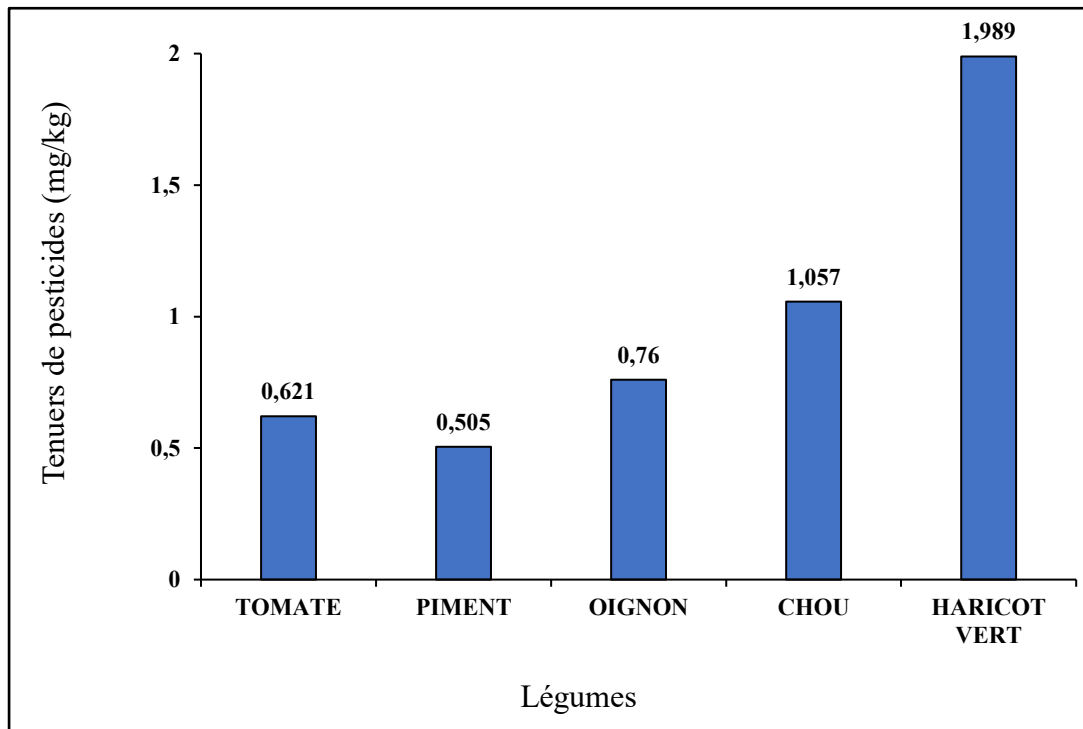


Figure 37 : Teneurs globales des pesticides dans chaque légume

Il ressort de cette étude que les haricots verts présentent la teneur la plus élevée de la charge polluante avec 1,989 mg/kg suivis du chou 1,057 mg/kg et des feuilles d'oignon 0,76mg/kg. La plus faible teneur a été observée respectivement au niveau des piments avec 0,505 mg/kg et des tomates avec 0,621 mg/kg.

8.2. Teneurs en résidus de pesticides dans les légumes analysés par matière active

8.2.1. Tomates

La figure 38 présente les résultats des teneurs en pesticides détectés dans les échantillons de tomates.

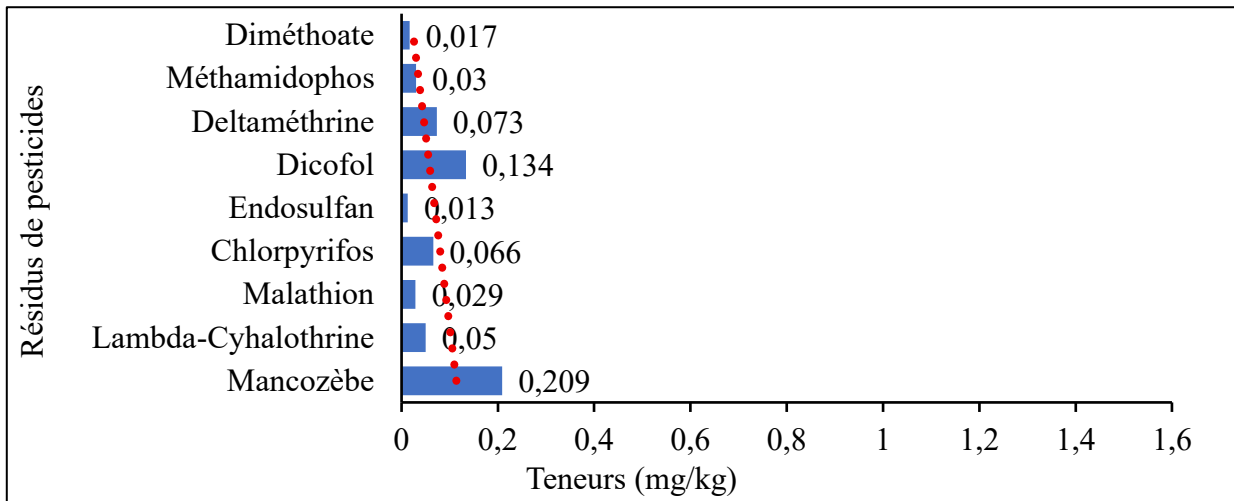


Figure 38 : Teneurs des résidus de pesticides dans les tomates

L'analyse des échantillons de tomates (figure 38) a révélé neuf résidus de pesticides repartis en 4 familles chimiques à des taux de présence de 44,45 % pour les Organophosphorés (diméthoate, malathion, méthamidophos et le chlorpyrifos) suivis de 22,22 % pour les Organochlorés (endosulfan, dicofol) et 22,22 % pour les Pyréthriinoïdes (lambda-cyhalothrine, deltaméthrine) et 11,11 % de Carbamates (mancozèbe). En outre, la teneur des résidus de pesticide la plus élevée a été observé au niveau du Mancozèbe avec 0,209 mg/kg, suivi du dicofol (0,134 mg/kg). Quant aux concentrations les plus faibles, elles ont été observées respectivement au niveau du diméthoate (0,017mg/kg) et de l'endosulfan (0,013 mg/kg).

8.2.2. Chou

La figure 39 présente les teneurs en différents pesticides détectés dans des échantillons de chou.

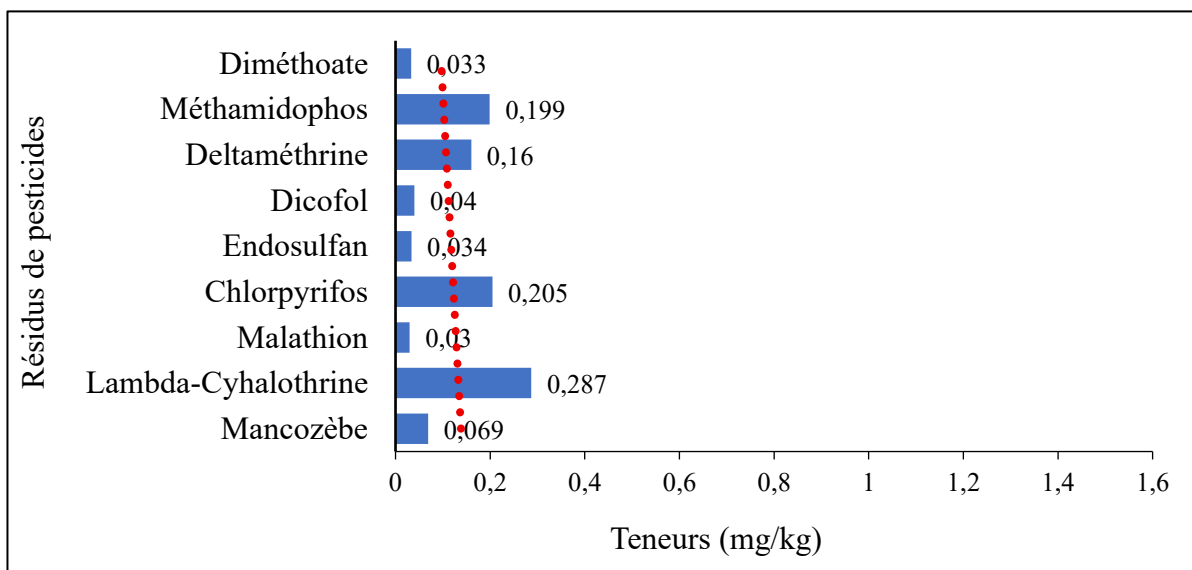


Figure 39: Teneurs des résidus de pesticides dans le chou

Les analyses ont montré également 4 familles chimiques de pesticides dans les échantillons de chou (figure 39) à des taux de présence de 44,45% pour les Organophosphorés (diméthoate, malathion, méthamidophos et le chlorpyrifos) suivis de 22,22% pour les Organochlorés (endosulfan, dicofol) et 22,22 % pour les Pyréthriinoïdes (lambda-cyhalothrine, deltaméthrine) et 11,11% de Carbamates (mancozèbe). Le lambda-cyhalothrine (0,287 mg/kg), le chlorpyrifos (0,205 mg/kg) et le méthamidophos (0,199 mg/kg) présentent les concentrations les plus élevées. En revanche, le dicofol (0,04 mg/kg), l'endosulfan (0,034 mg/kg), le malathion (0,03 mg/kg), le diméthoate (0,033 mg/kg) et le mancozèbe (0,069 mg/kg) ont des teneurs relativement faibles.

8.2.3. Haricot vert

La figure 40 présente les teneurs de des résidus de pesticides détectés dans des échantillons de haricots verts.

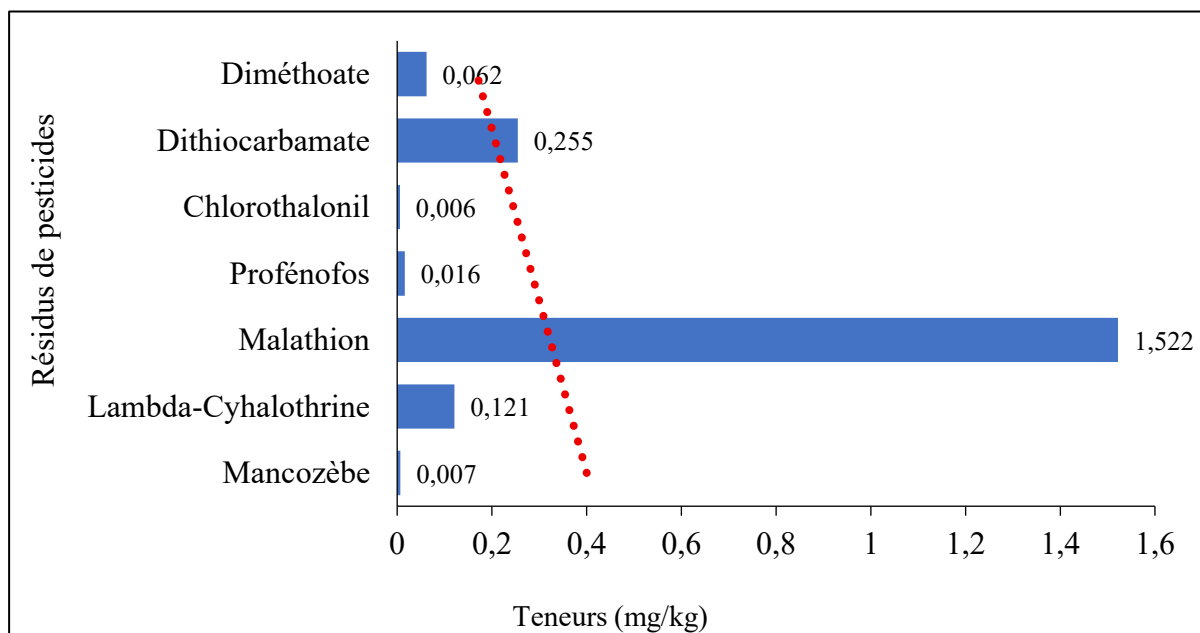


Figure 40: Teneurs des résidus de pesticides dans le haricot vert

Quatre familles chimiques de pesticides dans les échantillons de haricots verts (figure 40) à des taux de présence de 42,86 % pour les Organophosphorés (diméthoate, malathion et profénofos), suivis de 28,58 % pour les Carbamates (dithiocarbamate, mancozèbe) et respectivement 14,28 % pour les Pyréthriinoïdes (lambda-cyhalothrine) et les Organochlorés (chlorothalonil). En outre, les résultats des analyses ont montré que le malathion présente la teneur la plus élevée (1,522 mg/kg) en résidus de pesticide, suivi de dithiocarbamate (0,255 mg/kg) et de la lambda-cyhalothrine (0,121 mg/kg). Quant aux autres résidus de pesticides notamment le profénofos,

le chlorothalonil et le mancozèbe, ceux-ci présentent respectivement de faibles teneurs 0,016 mg/kg, 0,006 mg/kg et 0,007 mg/kg.

8.2.4. Piment

Les différents pesticides détectés dans le piment ont été illustrés sur la figure 41.

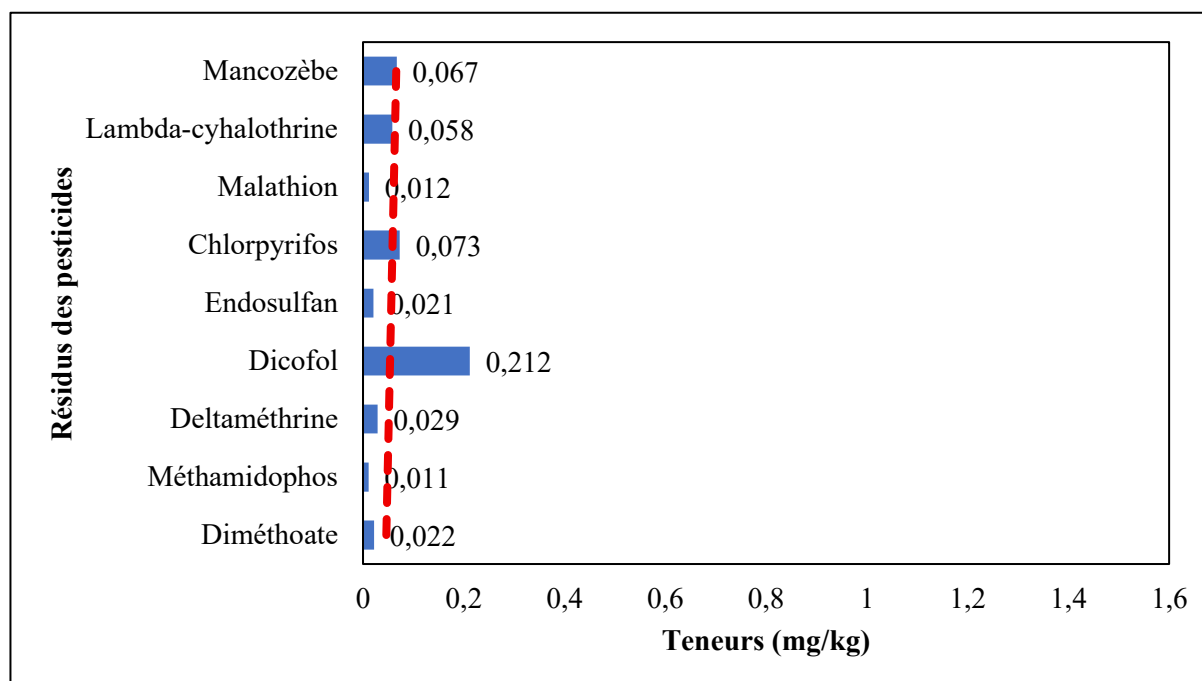


Figure 41 : Teneurs des résidus de pesticides dans le piment

La figure 41 montre que les résidus de pesticides présents dans le piment, peuvent être regroupés en quatre familles chimiques, avec une fréquence de présence de 44,45 % pour les organophosphorés (diméthoate, méthamidophos, chlorpyrifos, malathion), suivis de 22,22 % pour les pyréthrinoïdes (deltaméthrine, lambda-cyhalothrine) et 22,22 % d'Organochlorés (endosulfan, dicofol) puis 11,11 % de carbamates (mancozèbe). Les analyses des résidus de pesticides dans les échantillons de piment révèlent que la dicofol affiche la concentration la plus élevée, avec une valeur de 0,212 mg/kg. Par ailleurs, des teneurs relativement importantes ont été observées pour le chlorpyrifos, le mancozèbe et la lambda-cyhalothrine, dont les concentrations atteignent respectivement 0,073 mg/kg, 0,067 mg/kg et 0,058 mg/kg. En revanche les autres substances actives telles que le diméthoate, le méthamidophos, la deltaméthrine, l'endosulfan, le malathion, présentent des niveaux résiduels nettement plus faibles et inférieurs à 0,1 mg/kg.

8.2.5. Feuilles d'oignon

La figure 42 présente les différentes teneurs des pesticides présentent dans les feuilles d'oignon.

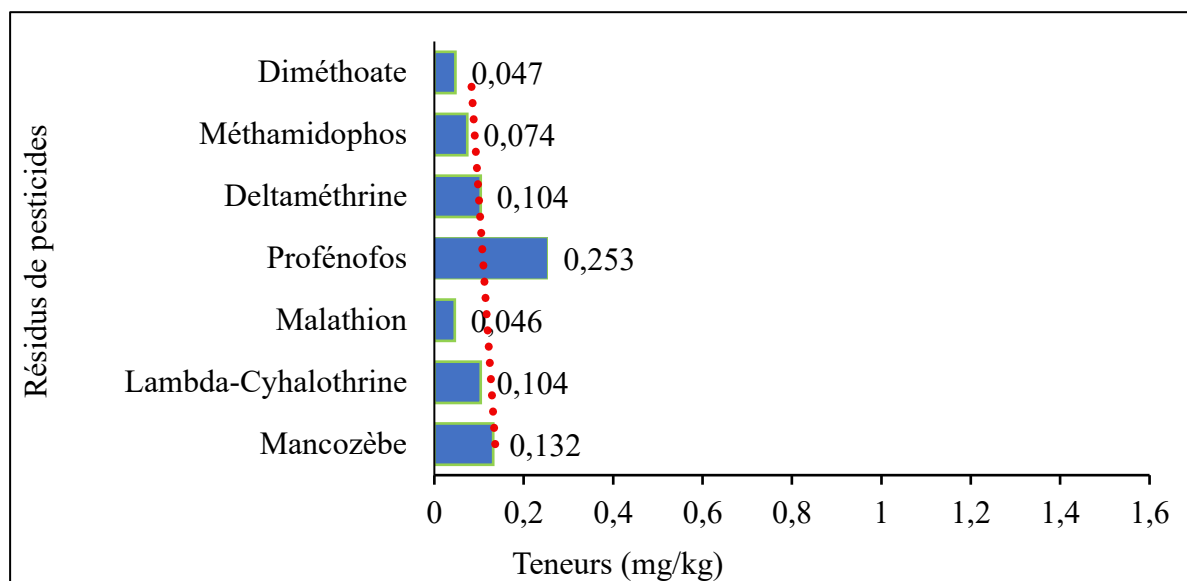


Figure 42 : Teneurs en pesticides détectées dans les échantillons de feuilles d'oignon

Les résidus de pesticides présents dans les feuilles d'oignon (figure 42) peuvent être regroupés en trois familles chimiques avec une fréquence de présence de 57,15 % pour les organophosphorés (diméthoate, méthamidophos, profénofos, malathion), suivis de 28,57 % pour les pyréthriinoïdes (deltaméthrine, lambda-cyhalothrine), puis 14,28 % pour les carbamates (mancozèbe). Les résultats ont montré que pour les pesticides analysés, le profénofos (0,253 mg/kg) présente de loin la concentration la plus élevée, suggérant qu'il est soit le plus utilisé dans la culture de l'oignon, soit le plus persistant dans ce légume. Le mancozèbe et la deltaméthrine affichent des concentrations respectives de 0,132 mg/kg et de 0,104 mg/kg, indiquant une utilisation régulière de ces pesticides. Les autres pesticides détectés, tels que le diméthoate, le méthamidophos, le malathion et la lambda-cyhalothrine, ont des teneurs plus faibles, inférieures à 0,1 (mg/kg).

8.2.6. Comparaison des teneurs en pesticides avec les limites maximales des résidus

Le tableau XII présente les résultats de comparaison des teneurs des résidus de pesticides détectés dans les produits maraîchers, aux normes du Codex *Alimentarius*.

Tableau XII: Variation des teneurs en pesticides des produits maraîchers

Pesticides	Famille chimique	Teneurs et normes des résidus de pesticides dans les matrices alimentaires analysées (mg/kg)									
		Tomate		Chou		Haricot vert		Piment		Oignon	
		Teneurs	LMR	Teneurs	LMR	Teneurs	LMR	Teneurs	LMR	Teneurs	LMR
mancozèbe	dithiocarbamates	0,209	2	0,069	5	0,007	2	0,067	2	0,132	0,5
lambda-cyhalothrine	pyréthriinoïdes	0,050	0,07	0,287	0,04	0,121	0,4	0,058	0,20	0,104	0,2
malathion	organophosphorés	0,029	0,5	0,030	0,01	1,522	1	0,012	0,10	0,046	1
chlorpyrifos	organophosphorés	0,066	0,01	0,205	0,01	ND		0,073	0,01	0,253	0,05
endosulfan	organochlorés	0,013	0,5	0,034	0,05	ND		0,021	0,05	ND	0,05
dicofol	organochlorés	0,134	1	0,040	0,02	ND		0,212	0,02	ND	
chlorothalonil	chloronitriles	ND		ND		0,006	0,01	ND		ND	
deltaméthrine	pyréthriinoïdes	0,073	0,3	0,160	0,5	ND		0,029	0,20	0,104	0,05
méthamidophos	organophosphorés	0,030	0,01	0,199	2	ND		0,011	0,01	0,074	0,2
profénofos	organophosphorés	ND		ND		0,016	0,05	ND		0,253	0,01
dithiocarbamate	fongicides	ND		ND		0,255	3	ND		ND	
diméthoate	organophosphorés	0,017	1	0,033	0,2	0,062	0,03	0,022	0,02	0,047	0,3

ND : non défini

Il ressort du tableau XII que les molécules (le malathion, le chlorpyrifos, le dicofol et le méthamidophos) détectées dans les tomates, et les molécules (le Lambda-Cyhalothrine, le Malathion, le Chlorpyrifos et le Dicofol) détectées dans les échantillons de chou ont des concentrations supérieures aux normes internationales (OMS, 2017). Par contre, les molécules (le mancozèbe, le lambda-cyhalothrine, le profénofos, le chlorothalonil et le dithiocarbamate) détectées dans les échantillons de haricot vert, ont des teneurs inférieures aux normes ; cependant, le malathion et le diméthoate ont des concentrations supérieures aux normes. Dans les échantillons de piment, la concentration du chlorpyrifos, du dicofol, du deltaméthrine, du méthamidophos et du diméthoate sont supérieures aux normes. Dans les échantillons d'oignon, le profénofos et le deltaméthrine ont des concentrations supérieures aux normes du *Codex Alimentarius*.

8.3. Teneurs totales en charge polluante selon la nature des légumes

La figure 43 présente les différentes teneurs globales en charges polluantes selon la nature des légumes à savoir les légumes - fruits (piment, tomate, haricot vert) et les légumes- feuilles (chou, feuilles d'oignon).

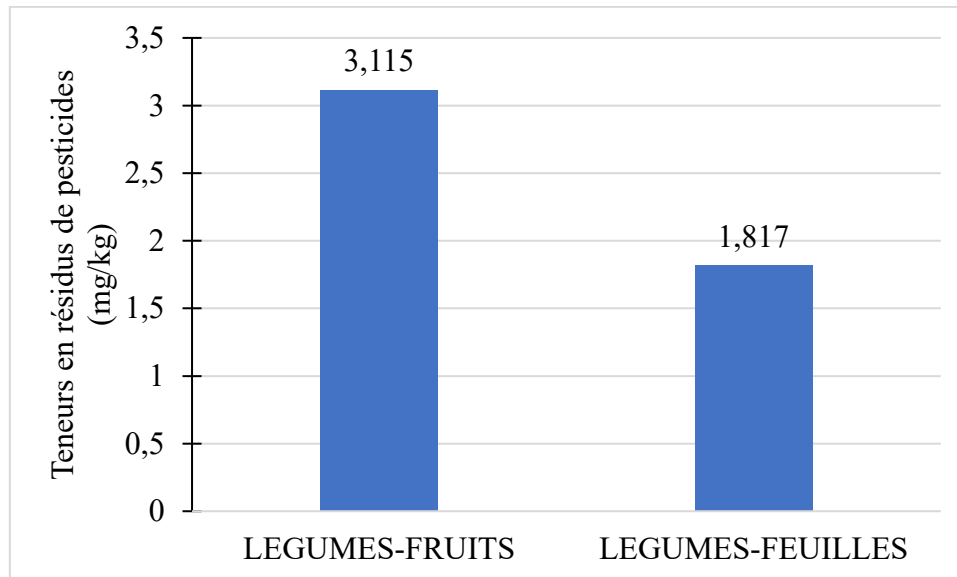


Figure 43: Charge polluante en résidus de pesticides selon la nature des légumes

Il ressort de la figure 43 que les légumes à fruit (tomate, piment, haricot vert) totalisent les concentrations en pesticide les plus élevées que celles des légumes à feuille (chou, feuille d'oignon) respectivement 3,115 mg/kg et 1,817 mg/kg. Les légumes à fruit dans leur ensemble sont plus contaminés que les légumes à feuilles

8.4. Discussion

L'analyse des résidus de pesticides dans les échantillons de légumes prélevés autour de la rivière Lobo a révélé une contamination variable selon le type de légumes et les familles chimiques impliquées. En effet, les résultats montrent que les pesticides détectés appartiennent principalement aux familles des organophosphorés, des organochlorés, des pyréthriinoïdes et des Carbamates.

Les tomates contiennent neuf résidus de pesticides appartenant à ces quatre grandes familles chimiques (44,45% d'Organophosphorés, 22,22% d'Organochlorés 22,22 % pour les Pyréthriinoïdes et 11,11% de Carbamates), ce qui reflète une forte exposition à ces substances actives. Cette situation est comparable aux travaux de Bediako *et al.* (2018), qui ont signalé une prévalence élevée de résidus organophosphorés dans les tomates au Ghana, tout comme ceux de Diop *et al.* (2021) au Sénégal.

Le chou présente également neuf résidus de pesticides répartis dans quatre familles chimiques (44,45% d'organophosphorés, 22,22% de pyréthriinoïdes, 22,22% d'organochlorés et 11,11% de Carbamates), soulignant l'intensité des traitements phytosanitaires dont il fait l'objet, probablement en raison de sa forte sensibilité aux ravageurs. Ce constat rejoint ceux de Traoré *et al.* (2008), qui ont mis en évidence une forte présence de fongicides et d'organophosphorés dans les choux cultivés dans les zones périurbaines d'Abidjan.

Le haricot vert contient sept résidus appartenant également aux mêmes familles chimiques (42,86% d'organophosphorés, 28,58% de Carbamates et 14,28% respectivement de pyréthriinoïdes et d'organochlorés. Cette présence diversifiée de molécules suggère une utilisation combinée de pesticides pour assurer une protection à spectre large, une pratique également rapportée par Mensah *et al.* (2014), qui soulignent l'usage concomitant d'insecticides et de fongicides dans les cultures maraîchères d'Afrique de l'Ouest.

Le piment, tout comme le chou et la tomate, concentrent neuf résidus de pesticides avec 44,45% d'Organophosphorés, 22,22% d'Organochlorés, 22,22% de Pyréthriinoïdes et 11,11% de Carbamates, soulignant une forte pression chimique. La prédominance des organophosphorés, confirmés par plusieurs auteurs comme Ngowi *et al.* (2007), est caractéristique des pratiques agricoles peu encadrées, où les producteurs privilégient des molécules peu coûteuses mais persistantes.

Enfin, les feuilles d'oignon présentent sept résidus de pesticides, principalement issus des familles d'Organophosphorés (57,15%), de Pyréthriinoïdes (28,57%) et de Carbamates

(14,28%), ce qui reflète une moindre diversité moléculaire comparée aux autres légumes. Ce profil pourrait être attribué à une moindre sensibilité aux parasites ou une stratégie d'application moins intensive. Cette information est confirmée par Matthews (2008) qui affirme dans ces travaux que les pyréthriinoïdes sont souvent préférés dans ce type de culture pour leur efficacité à faible dose et à leur action rapide

En ce qui concerne la différence de teneurs en charge polluante dans les légumes étudiés, elle serait due au choix des producteurs maraîchers de passer d'un produit phytosanitaire à un autre (Chiari *et al.*, 2017). En outre, les études réalisées par Danka *et al.* (2012) ont montré que les différences observées entre les légumes pourraient être liées à des différents facteurs tels que les types de pesticides utilisés, les ravageurs spécifiques à chaque culture, les conditions climatiques et les pratiques agricoles. Par ailleurs, Narendran *et al.* (2020) ont noté que les facteurs tels que la variété, le stade de maturité au moment de la récolte, les méthodes de culture (agriculture conventionnelle, biologique), les traitements post-récolte, etc... pourraient aussi influencer la teneur en pesticides dans les légumes.

Pour les résidus de pesticides présents dans les tomates, les études réalisées par Kumar & Bhatnagar (2015) ont également trouvé ces mêmes résidus de pesticides à des teneurs aussi élevées dans des légumes tels que les tomates à travers le monde allant de l'Asie à l'Europe et à l'Amérique du Nord. Aussi, selon Akyüz & Çiçek (2015), la plupart de résidus de pesticides trouvés dans la tomate sont des insecticides couramment utilisés pour protéger les cultures de tomate.

Pour ce qui concerne les résidus de pesticides trouvés dans le chou, les résultats sont comparables à ceux de N'dri *et al.* (2020) qui ont également trouvé des valeurs élevées de Lambda-cyhalothrine et de Méthamidophos dans les produits maraîchers en Côte d'Ivoire. De plus, une étude menée par Kouassi *et al.* (2019) a détecté une grande variété de pesticides incluant des insecticides, des herbicides et des fongicides, dans les échantillons de chou.

Pour les teneurs de pesticides trouvées dans le haricot vert, les observations faites sont similaires à celles de Campanale *et al.* (2023). En effet, leurs travaux ont rapporté des concentrations de Dithiocarbamate dans les légumes polonais dont le haricot vert, allant de 0,05 à 0,3 mg/kg. Par ailleurs, les études de Sungur & Tunur (2012) ont montré des concentrations moyennes de diméthoate de 0,023 mg/kg dans le haricot vert. Par contre Valcke *et al.* (2017) ; Al-Nasir *et al.* (2020) et Mahmoud *et al.* (2021) ont rapporté qu'au niveau du Chlorothalonil, des concentrations moyennes de 0,05 mg/kg ont été trouvées dans les légumes, surtout dans le haricot vert.

Parmi les résidus de pesticides trouvés dans le piment, le Dicofol présente la concentration la plus élevée (0,212 mg/ kg). En effet, cela signifie qu'il est soit le plus utilisé dans la culture de piment, soit le plus persistant dans ce légume. Cette observation suggère deux hypothèses principales : une utilisation intensive ou une persistance accrue dans les tissus du piment. Selon une étude de Fenik *et al.* (2011), le Dicofol est souvent utilisé en raison de son efficacité contre les ravageurs spécifiques du piment. De plus Bhilwadikar *et al.* (2019) ont montré que le Dicofol a une demi-vie plus longue dans les tissus végétaux, ce qui pourrait expliquer sa concentration élevée même après la récolte. Quant aux autres résidus de pesticides (diméthoate, méthamidophos, deltaméthrine, endosulfan, chlorpyrifos, lambda-cyhalothrine, Mancozèbe), ils sont présents dans le piment avec de faibles concentrations, toutes inférieures à 0,1 mg/kg. Ceci pourrait s'expliquer par une utilisation régulière de ces insecticides dans la culture du piment. En effet, l'étude de Randhawa *et al.* (2007) a révélé que le Chlorpyrifos est couramment utilisé pour contrôler les insectes nuisibles dans les cultures de piment. De même, Mojsak *et al.* (2018) ont montré que la Lambda-cyhalothrine est efficace contre une large gamme de ravageurs, ce qui explique une utilisation fréquente. Ces faibles teneurs en résidus de ces pesticides pourraient indiquer soit une utilisation moindre, soit une dégradation rapide ou une efficacité limitée contre les ravageurs spécifiques du piment. Selon une étude d'Osaili *et al.* (2022), certains pesticides comme le Diméthoate et le Méthamidophos se dégradent rapidement dans les tissus végétaux, ce qui pourrait expliquer leurs faibles concentrations résiduelles.

En ce qui concerne la présence des résidus de pesticides dans les feuilles d'oignon, des études similaires effectuées au Ghana par Donkor *et al.* (2011) ont révélé une accumulation des résidus de pesticides dans les légumes feuilles tels que les feuilles d'oignon. En effet, la détection de résidus de pesticides dans les échantillons indique une mauvaise utilisation des produits phytosanitaires chez les agriculteurs ghanéens et algériens. En effet, Essumang *et al.* (2008) et Gaouar (2017) ont détecté des résidus de pesticides dans des échantillons de maraîchers prélevés dans le Sud du Maroc. Ces résidus détectés étaient le dicofol, la procymidone, le chlorothalonil, la bifenthrine, l'alpha-cyhalothrine, la cyperméthrine, la deltaméthrine et l'endosulfan. Aussi, selon Traoré *et al.* (2015), les légumes feuilles présentent une forte surface d'adsorption, augmentant le risque de contamination.

Les résultats montrent que les teneurs en résidu de plusieurs molécules notamment le malathion, le chlorpyrifos, le dicofol et le méthamidophos dépassent les seuils réglementaires du Codex Alimentarius dans les échantillons de tomates. En outre des molécules telles que la

lambda-cyhalothrine, le malathion, le chlorpyrifos et le dicofol ont été identifiées à des concentrations supérieures aux normes dans le chou. Ces résultats sont en accord avec ceux de Bempah *et al.* (2012) qui ont montré dans leurs travaux des teneurs en résidus de pesticides supérieures aux normes dans la tomate et dans le chou.

Dans les échantillons de haricots verts, certaines molécules comme le mancozèbe, la lambda- cyhalothrine, le profénofos, le chlorothalonil et le dithiocarbamate ont été quantifiées avec des niveaux inférieurs aux normes. Toutefois, le malathion et le diméthoate y présentent des niveaux préoccupants, dépassant les limites maximales de résidus. Cette tendance est également observée dans les échantillons de piment, où les concentrations de chlorpyrifos, dicofol, deltaméthrine, méthamidophos et diméthoate excèdent les seuils autorisés. Dans les oignons, le profénofos et la deltaméthrine enregistrent également des dépassements. Ces résultats concordent avec ceux de N'dri *et al.* (2020), qui ont signalé une contamination fréquente des produits maraîchers en Côte d'Ivoire par divers résidus de pesticides. De même, Kouassi & Dongo (2019) ont mis en évidence la présence d'une grande diversité de substances actives, incluant insecticides, fongicides et herbicides, dans les légumes destinés à la consommation locale. D'autres études menées en Afrique de l'Ouest confirment ces observations. Par exemple, Adeyeye *et al.* (2015) au Nigéria, et Kouadio *et al.* (2014) en Côte d'Ivoire ont souligné que les légumes commercialisés dans les marchés urbains sont souvent exposés à des traitements phytosanitaires inappropriés, entraînant la présence de résidus au-delà des normes recommandées.

Ces dépassements pourraient s'expliquer par une mauvaise maîtrise des doses appliquées, l'usage de produits non homologués, ou encore l'absence de respect des délais de carence, comme l'ont souligné Affini *et al.* (2018) dans une étude sur les pratiques phytosanitaires au Bénin. La présence répétée des substances comme le Méthamidophos, interdit ou strictement réglementé dans plusieurs pays, témoigne du manque de contrôle et de formation des producteurs (Obaid,2022).

En outre, l'étude montre une différence notable de contamination par les résidus de pesticides entre les légumes feuilles (feuilles d'oignon, chou) avec une concentration moyenne de 1,817 mg/kg et les légumes- fruits (piment, tomate, haricot vert) avec une concentration moyenne élevée, de 3,115mg/kg. Plusieurs facteurs pourraient intervenir dans cette variation, notamment la morphologie des plantes, leurs surfaces d'exposition, la fréquence des traitements phytosanitaires, mais aussi la capacité de rétention et de dégradation des pesticides dans les différents tissus végétaux. En effet, selon Darko & Akoto (2008), les légumes- feuilles tels que

le chou et la feuille d'oignon, présentent une large surface foliaire directement exposée aux pulvérisations. Cependant, en raison du lavage par la pluie, du vent et de la dégradation photolytique, une partie significative des résidus, peut être éliminée rapidement de la surface foliaire. Aussi, selon Racke (1993), certains légumes-feuilles présentent des mécanismes enzymatiques de détoxification interne qui contribuent à réduire les concentrations en résidus de pesticides. De plus, Guo *et al.* (2016) ont montré que les légumes feuilles, plus riches en eau et soumises à une forte transpiration, favorisent parfois la dissipation rapide des molécules chimiques. A l'inverse, selon Fenick *et al.* (2011) et Ubaid *et al.* 2021, les caractéristiques physiologiques des légumes-fruits ont également une influence sur la persistance des pesticides. En effet, les travaux de ces auteurs ont montré que les légumes tels que la tomate, le piment et le haricot vert présentent une cuticule cireuse et lipophile, dont l'épaisseur favorise l'adsorption et la rétention prolongée des molécules de pesticides liposolubles. Ceci pourrait expliquer la concentration totale plus élevée dans les légumes- fruits. En outre, selon Nguyen *et al.* (2021), les pratiques culturales influencent également les niveaux de résidus. En effet, les légumes-fruits sont généralement soumis à des traitements phytosanitaires plus fréquents en raison de leur forte sensibilité aux insectes et aux maladies cryptogamiques, notamment la tomate et le piment qui sont très exposés aux attaques de mildiou, de thrips ou d'aleurodes. Selon Randhawa *et al.* (2007), cette pression parasitaire accrue sur les légumes- fruits entraîne une utilisation répétée de fongicides et d'insecticides, ce qui augmente la probabilité d'accumulation de résidus. En comparaison, certains légumes-feuilles comme les feuilles d'oignon sont relativement résistants à certaines maladies, ce qui réduit la fréquence des traitements phytosanitaires.

Enfin, la concentration moyenne de 3,115 mg/kg dans les légumes-fruits peut représenter un risque accru pour la santé humaine, notamment lorsque les consommateurs ne respectent pas les bonnes pratiques de lavage et de cuisson. En effet, Reffstrup *et al.* (2010) ont montré dans leurs travaux que des résidus de pesticides dépassant certaines limites maximales de résidus posent un risque de toxicité chronique. Aussi, la contamination des légumes – feuilles à 1,817 mg/kg, bien que relativement plus faible, reste préoccupante, car ses légumes sont consommés crus ou légèrement cuits, ce qui augmente l'exposition directe (Chouaïbou & Boutallis ,2013).

Conclusion partielle

Cette étude a montré que l'utilisation des pesticides est une pratique fréquente dans les cultures maraîchères du bassin versant de la Lobo. Les résultats des études ont révélé la présence de

résidus de pesticides dans la tomate, le chou, le haricot vert, le piment et les feuilles d'oignon. Cette contamination varie en fonction des types de légumes et des pesticides utilisés. Les échantillons ont montré des niveaux élevés et variables de résidus de pesticides, principalement en raison de leur susceptibilité aux ravageurs et de l'utilisation intensive de produits phytosanitaires pour garantir leur production. Malgré la faible contamination des feuilles d'oignon, le haricot vert et la tomate, ne sont pas exempts de résidus, surtout lorsqu'ils sont cultivés dans des régions à forte pression parasitaire. Le niveau de contamination de ces légumes constitue une préoccupation majeure pour la santé publique et la sécurité alimentaire dans la région de Daloa.

CHAPITRE 9 : RISQUES SANITAIRES

9.1. Caractéristiques sociodémographiques

L'enquête a permis de recueillir les réponses de 100 consommateurs, sélectionnés de manière aléatoire et âgés de 15 ans à 65 ans. Les données sociodémographiques présentées dans le tableau XIII, permettent de mieux comprendre la composition de l'échantillon interrogé, en particulier en ce qui concerne l'âge et le sexe des participants. Le poids moyen de l'ensemble des répondants est de 65 Kg.

Tableau XIII: Répartition des consommateurs selon l'âge et le sexe

Tranche d'âge	Hommes	Femmes	Effectifs
15 à 25 ans	8	7	15
25 à 35 ans	18	12	30
35 à 45 ans	20	3	23
45 à 55 ans	11	7	18
55 à 65 ans	8	6	14
Total	65	35	100

Le tableau XIII révèle une prédominance masculine parmi les consommateurs, avec 65 % d'hommes contre 35 % de femmes. La tranche d'âge des 25 à 35 ans constitue le groupe le plus représenté, tandis que les individus âgés de plus de 55 ans sont les moins nombreux au sein de l'échantillon.

La figure 44 illustre la fréquence de consommation des produits maraîchers au sein de la population. Elle met en évidence les différentes proportions de consommateurs selon leur rythme de consommation. La fréquence la plus élevée représente 28 % des répondants, correspond à ceux qui consomment des légumes deux fois par jour (à midi et le soir), suivis de 25 % qui en mangent un jour sur deux, 15 % tous les jours, 12 % une fois par jour et enfin 20 % qui en consomment occasionnellement. Les légumes les plus couramment consommés par cette population sont principalement des légumes-feuilles, tels que le chou et les feuilles d'oignon, ainsi que des légumes fruits, comme la tomate, le piment et le haricot vert. Cela souligne l'importance des produits maraîchers dans notre alimentation. La figure 45 présente la répartition de la population selon la préférence alimentaire.

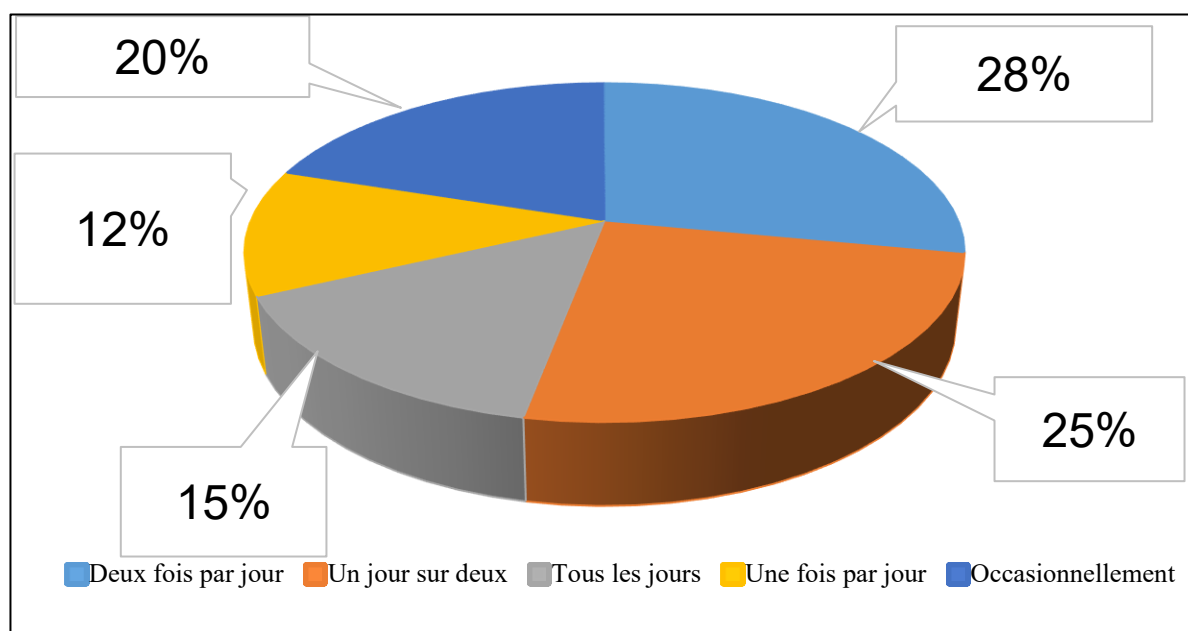


Figure 44 : Répartition de la fréquence de consommation des produits maraîchers à Zébra

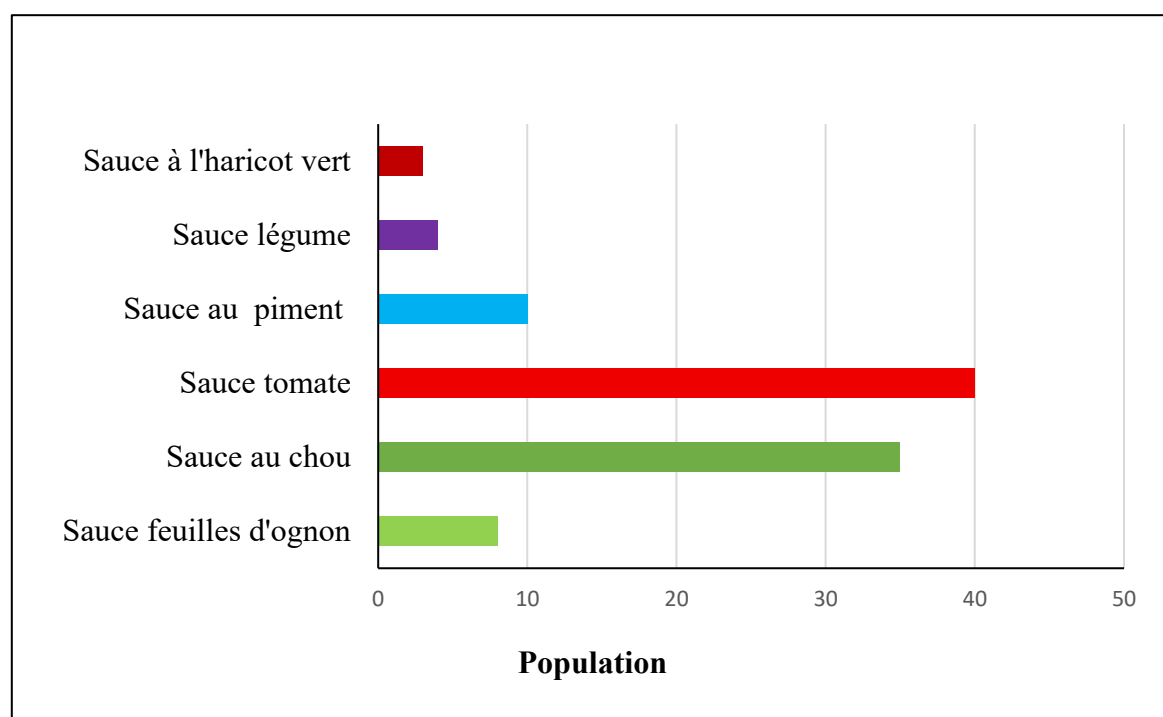


Figure 45: Répartition de la population selon la préférence alimentaire

L'analyse de la figure 45 révèle que la sauce tomate est la plus consommée, suivie de la sauce chou, puis des sauces au piment et aux feuilles d'oignon, et en dernier, de la sauce au haricot vert.

9.2. Niveau de contamination des produits maraîchers les plus consommés par les ménages

L'analyse des légumes les plus consommés dans les foyers de Zébra a révélé la présence d'une variété de résidus de pesticides issus de différentes familles chimiques. Parmi les substances phytosanitaires détectées figurent le diméthoate, le méthamidophos, le dicofol, l'endosulfan, la deltaméthrine, le chlorpyrifos, le malathion, le lambda-cyhalothrine, le mancozèbe et le profénofos. Certains des pesticides identifiés sont interdits en raison de leur toxicité avérée. Le méthamidophos est interdit pour sa toxicité aiguë, le dicofol pour sa persistance environnementale et son impact sur les organismes aquatiques, l'endosulfan pour ses effets délétères sur la faune et la santé humaine, et le chlorpyrifos en raison de son potentiel neurotoxique, notamment chez les enfants. Le tableau XIV présente les teneurs maximales de ces résidus chimiques et leurs normes respectives selon le Codex Alimentarius. En effet, la tomate, le piment et le chou contiennent jusqu'à neuf matières actives, contre sept pour les feuilles d'oignon et le haricot vert, ce qui en fait les légumes présentant le plus de résidus de substances actives. Pourtant ces trois ingrédients (le chou, le piment, la tomate), sont couramment associés dans de nombreuses préparations culinaires, pour rehausser la saveur des plats. En outre, 40% de la population interrogée consomme principalement de la sauce tomate, contre 35% pour la sauce au chou et 10% pour la sauce au piment. Dans le cadre de cette étude, la tomate, le chou, le piment et les feuilles d'oignon ont été sélectionnés comme végétaux d'intérêt. L'analyse de la fréquence de consommation de ces denrées permettra d'estimer le niveau d'exposition de la population aux substances potentiellement présentes dans ces aliments.

Tableau XIV: Concentrations moyennes et maximales des résidus des pesticides dans les légumes et leurs LMR

Légumes	Résidus des pesticides	Concentration Moyenne (mg/kg)	Concentration maximale (mg/kg)	LMR
Tomate	diméthoate	0,017	0,028	1
	méthamidophos	0,030	0,076	0,01
	deltaméthrine	0,073	0,015	0,3
	dicofol	0,013	0,430	ND
	endosulfan	0,013	0,026	0,5
	chlorpyrifos	0,066	0,096	1
	malathion	0,029	0,057	0,5
	lambda-cyhalothrine	0,05	0,096	0,5
	mancozèbe	0,209	0,371	2
Piment	diméthoate	0,022	0,027	ND
	méthamidophos	0,011	0,019	ND
	deltaméthrine	0,029	0,050	0,04
	dicofol	0,212	0,420	1
	endosulfan	0,021	0,057	ND
	chlorpyrifos	0,073	0,117	1
	malathion	0,012	0,021	1
	lambda-cyhalothrine	0,058	0,111	0,05
	mancozèbe	0,067	0,095	1
Chou	diméthoate	0,033	0,042	0,05
	méthamidophos	0,199	0,700	1
	deltaméthrine	0,160	0,700	0,1
	dicofol	0,040	0,056	ND
	endosulfan	0,034	0,045	ND
	chlorpyrifos	0,205	0,348	0,5
	malathion	0,030	0,061	ND
	lambda-cyhalothrine	0,287	0,382	0,2
	mancozèbe	0,069	0,170	ND
Feuilles d'ognon	diméthoate	0,047	0,057	0,02
	méthamidophos	0,074	0,085	ND
	deltaméthrine	0,104	0,260	0,3
	profénofos	0,253	0,454	0,3
	malathion	0,046	0,072	ND
	lambda-cyhalothrine	0,104	0,260	0,3
	mancozèbe	0,132	0,364	ND

L'examen des données du tableau XIV indique que, dans l'ensemble, les concentrations en résidus de pesticides demeurent en deçà des limites maximales réglementaires (LMR). Toutefois, plusieurs dépassements notables ont été observés : le méthamidophos (0,07 mg/Kg)

et le mancozèbe (0,37 mg/Kg) dans la tomate ; la lambda-cyhalothrine (0,11 mg/Kg) dans le piment ; le diméthoate (0,05 mg/Kg) et le profénofos (0,45 mg/Kg) dans les feuilles d'oignon ; la deltaméthrine (0,70 mg/Kg) et la lambda-cyhalothrine (0,37 mg /Kg) dans le chou.

9.3. Affections ressenties par les producteurs agricoles lors de l'utilisation des pesticides

La figure 46 illustre les proportions des maraîchers ayant rapporté différents symptômes après l'utilisation des produits phytosanitaires dans leurs cultures. Les affections les plus fréquemment citées incluent les céphalées, la diarrhée, les irritations cutanées ainsi que la toux.

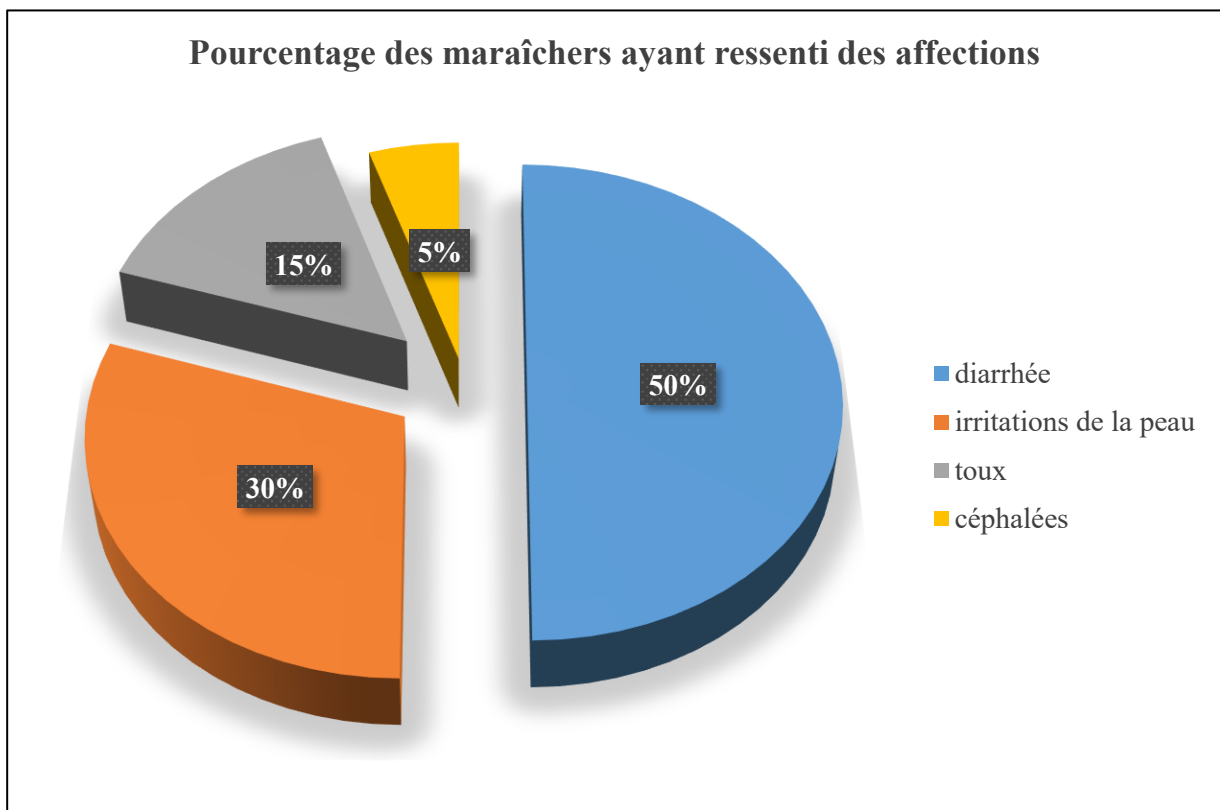


Figure 46: Répartition des maraîchers ayant ressentis des affections

Les résultats de l'étude indiquent que 50% des maraîchers ont été une fois victimes de diarrhée. Environ 30% ont signalé des irritations cutanées, tandis que la toux et les céphalées ont été respectivement rapportées par 15% et 5% des personnes enquêtées. Ces données suggèrent une exposition directe et répétée aux produits phytosanitaires, sans protection adéquate.

9.4. Indices de risques sanitaires et toxicité des matières actives des pesticides dans le village de Zebra.

Tableau XV: Toxicité et indices de risque pour la santé des résidus de pesticides utilisés par les maraîchers de Zébra.

Matières actives	Toxicité aiguë	Toxicité chronique	Fper	IRT	FPf	FCP	IRS
diméthoate	16	11	1	729	2	1	291,6
méthamidophos	20	13	1	1089	2	0,5	217,8
deltaméthrine	14	12	3	2500	2	0,5	500
dicofol	10	10	2	900	2	1	360
endosulfan	20	14	3	3844	2	1,5	2306,4
chlorpyrifos	18	11	3	2601	2	1	1040,4
malathion	10	7	1	289	2	0,5	57,0
lambda-cyhalothrine	14	9	2	1024	2	0,5	204,8
mancozèbe	7	18	2	1849	2	1	739,6
profénofos	14	13	2	1600	2	1	640

Fper : Facteur en lien avec la persistance ; *IRT* : Indice de Risque Toxicologique ; *FPf* : Facteur de Pondération pour le type de Formulation ; *IRS* : Indice de Risque pour la Santé ; *FCP* : Facteur de Compensation pour la Préparation Commerciale.

Le tableau XV synthétise les indices de risque sanitaire ainsi que les niveaux de toxicité aiguë et chronique des substances actives contenues dans les pesticides. Chaque molécule étudiée présente simultanément une toxicité aiguë et une toxicité chronique. Le mancozèbe affiche la plus forte toxicité chronique (18), tandis que le malathion présente la plus faible (7). En ce qui concerne la toxicité aiguë, le méthamidophos et l'endosulfan présentent les valeurs maximales (20), suivis du chlorpyrifos (18). Le mancozèbe, quant à lui, présente la plus faible valeur de toxicité aiguë (7). Les indices de risque toxicologique les plus élevés ont été enregistrés pour l'endosulfan (3844) et le chlorpyrifos (2601). Ces deux substances possèdent également les indices de risque sanitaire les plus importants, soit respectivement 2306,4 et 1040,4. À l'opposé, le malathion présente l'indice de risque sanitaire le plus bas (57).

9.5. Estimation des expositions

9.5.1. Charge polluante des légumes

La figure 47 présente la charge polluante des légumes (tomate, piment, chou et feuille d'oignon)

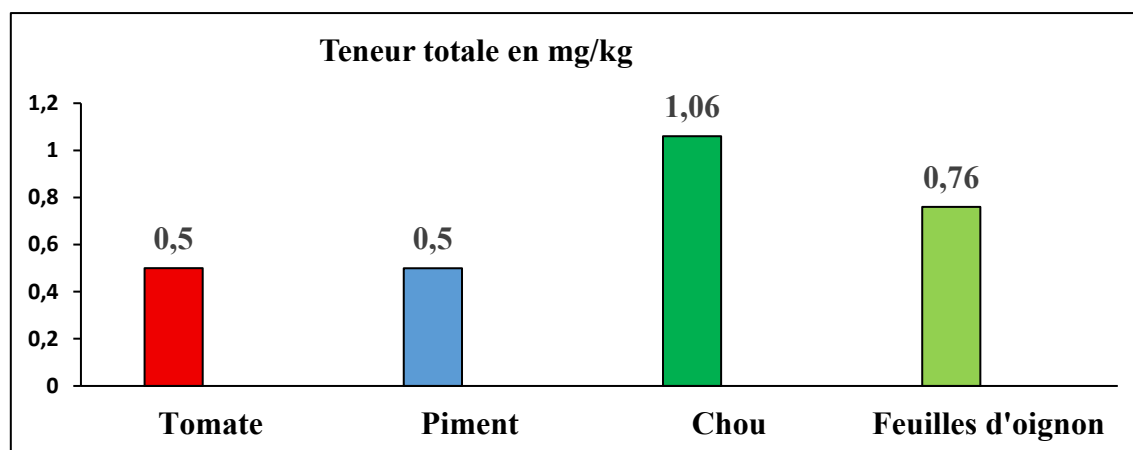


Figure 47: Teneur totale des résidus par matrice

Cette charge polluante est particulièrement élevée dans le chou, avec une concentration de 1,06 mg/Kg, suivie des feuilles d'oignon à 0,76 mg/Kg, puis du piment et de la tomate, qui présentent tous deux une teneur identique de 0,5 mg/Kg.

9.5.2. Dose d'exposition

9.5.2.1. Calcul de l'apport journalier maximum théorique (AJMT)

Les données issues de l'enquête sur les quantités moyennes journalières de consommation de piment, de tomate, de chou et de feuilles d'oignon sont synthétisées dans le tableau XVI. Le poids corporel moyen des consommateurs de ces légumes a été estimé à 65 Kg.

Tableau XVI: Quantité de légumes consommée par jour

Légumes	Piment	Tomate	Chou	Feuilles d'oignon
Quantité consommée	100 g	200 g	150 g	50 g

A partir de ces informations (tableau XVI), les Apports Journaliers Moyens Théoriques (AJMT) ont été calculés pour le piment, la tomate, le chou et les feuilles d'oignon et sont également présentés dans le tableau XVII. Les résultats sont exprimés en milligrammes par individu.

Tableau XVII: Apport journalier maximum théorique des légumes sélectionnés

Matières actives	Tomate	Piment	Chou	Feuilles d'oignon
diméthoate	0,200	ND	0,007	0,001
méthamidophos	0,002	ND	0,150	ND
deltaméthrine	0,060	0,004	0,015	0,015
dicofol	ND	0,100	ND	ND
endosulfan	0,100	ND	ND	ND
chlorpyrifos	0,200	0,100	0,075	ND
malathion	0,100	0,100	ND	ND
lambda-cyhalothrine	0,100	0,005	0,030	0,015
mancozèbe	0,400	0,100	ND	ND
profénofos	ND	ND	ND	0,015
AJMT(mg/pers)	1,162	0,409	0,277	0,046

AJMT : Apport journalier maximum théorique

Il ressort de ce tableau que l'apport journalier maximum théorique est élevé dans la tomate (1,162 mg/pers) suivi du piment (0,409 mg/pers) et du chou (0,277 mg/pers). La feuille d'oignon a enregistré l'apport maximum théorique le plus faible (0,046 mg/pers)

9.5.2.2. Apport journalier estimatif de résidus de pesticides ingérable (AJE)

Tableau XVIII: Apport journalier estimatif en résidus de pesticides des légumes

Matières actives	Tomate	Piment	Chou	Feuilles d'oignon	AJE total
diméthoate	0,002	0,004	0,005	0,002	0,013
méthamidophos	0,003	0,002	0,030	0,004	0,039
deltaméthrine	0,007	0,006	0,006	0,005	0,024
dicofol	0,001	0,002	0,006	ND	0,014
endosulfan	0,001	0,004	0,005	ND	0,010
chlorpyrifos	0,007	0,015	0,031	ND	0,053
malathion	0,003	0,002	0,004	0,002	0,011
lambda-cyhalothrine	0,005	0,012	0,043	0,005	0,065
mancozèbe	0,002	0,013	0,010	0,007	0,032
profénofos	ND	ND	ND	0,013	0,013
AJE (mg/Kg)	0,027	0,060	0,140	0,038	

AJE : Apport Journalier Estimatif

Les résultats relatifs aux apports journaliers estimables figurent dans le tableau XVIII ci-dessus. Les niveaux d'apports journaliers estimés ont atteint 0,140 mg/Kg pour le chou, 0,060 mg/Kg pour le piment, 0,038 mg/Kg pour les feuilles d'oignon et 0,027 mg/Kg pour la tomate.

9.5.2.3. Dose Journalière admissible

Le tableau XIX présente les valeurs calculées des doses journalières admissibles pour la tomate, le piment, le chou et les feuilles d'oignon.

Tableau XIX: Apports quotidiens en résidus de pesticides par chaque légume en mg/Kg poids corporel/jour

Matières actives	DJA (mg/Kg)				DJA total (mg/Kg)
	Tomate	Piment	Chou	Feuilles d'oignon	
diméthoate	0,00003	0,00006	0,00008	0,00003	0,00020
méthamidophos	0,00005	0,00003	0,00046	0,00006	0,00060
deltaméthrine	0,00011	0,00009	0,00009	0,00008	0,00037
dicofol	0,00002	0,00003	0,00009	ND	0,00014
endosulfan	0,00002	0,00006	0,00008	ND	0,00016
chlorpyrifos	0,00011	0,00023	0,00048	ND	0,00082
malathion	0,00005	0,00003	0,00006	0,00003	0,00017
lambda-cyhalothrine	0,00008	0,00018	0,00066	0,00008	0,00010
mancozèbe	0,00004	0,00020	0,00015	0,00011	0,00050
profénofos	ND	ND	ND	0,00020	0,00020

DJA : Dose Journalière Admissible

Ce tableau montre que les apports quotidiens en résidus de pesticides sont très faibles dans le piment, la tomate, le chou et les feuilles d'oignon. Par ailleurs, parmi les doses journalières admissibles (DJA) totales mesurées dans les légumes, celle du chlorpyrifos est la plus élevée (0,00082 mg/Kg), tandis que celle de la lambda-cyhalothrine est la plus faible (0,00010 mg/Kg).

9.5.3. Caractérisation des risques

Le tableau XX expose le quotient de danger, la dose journalière admissible (DJA) estimée, ainsi que la DJA de référence établie par le Codex Alimentarius pour chaque substance active identifiée dans les produits maraîchers. Il constitue une évaluation synthétique du risque potentiel pour la santé humaine liée à l'exposition chronique aux résidus de pesticides par ingestion.

Tableau XX: Risque d'exposition aux résidus de pesticides ingérés

Matières actives	AJE (mg/kg)	DJE (mg/kg)	DJA (mg/kg)	DJA (Codex Alimentarius) (mg/kg)	QD
diméthoate	0,013	0,00020	0,00020	0,002	1
méthamidophos	0,039	0,00060	0,00060	0,004	1
deltaméthrine	0,024	0,00037	0,00037	0,01	1
dicofol	0,014	0,00021	0,00014	0,002	1,5
endosulfan	0,010	0,00015	0,00016	0,006	0,93
chlorpyrifos	0,053	0,00081	0,00082	0,01	0,98
malathion	0,011	0,00017	0,00017	0,005	1
lambda-cyhalothrine	0,065	0,00010	0,00010	0,005	1
mancozèbe	0,013	0,00020	0,00050	0,006	0,4
profénofos	0,039	0,00060	0,00020	0,01	3

AJE : Apport Journalier Estimatif ; DJE : Dose Journalière d'Exposition ; DJA : Dose Journalière Admissible ; Quotient de Danger.

L'analyse du tableau XX montre que toutes les doses journalières admissibles (DJA) calculées demeurent inférieures à celle du Codex. Toutefois, le diméthoate, le méthamidophos, la deltaméthrine, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos et le mancozèbe présentent un quotient de danger inférieur ou égal à 1. En revanche, le dicofol, et le profénofos affichent un quotient de danger supérieur à 1.

9.6. Discussion

Les résultats de l'analyse révèlent que l'utilisation de pesticides dans l'entretien des cultures maraîchères à Zébra a conduit à une contamination des légumes par des résidus de nature et de concentration variée. Certains échantillons présentent une forte concentration simultanée de

plusieurs résidus. En effet, les produits maraichers de cette zone sont contaminés par divers pesticides, parmi lesquels figurent la deltaméthrine, le méthamidophos, le diméthoate, le dicofol, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos, le mancozèbe et le profénofos appartenant à plusieurs familles chimiques. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Parveen *et al.* (2004), qui ont mis en évidence, dans leur étude portant sur 27 légumes, que 24 d'entre eux contenaient des résidus de pesticides notamment le méthamidophos, le diméthoate, le dicofol, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos, le mancozèbe et le profénofos. Le dépassement des Limites Maximales de Résidus (LMR) pour certaines substances telles que le méthamidophos et le mancozèbe dans la tomate, la lambda-cyhalothrine dans le piment, le diméthoate et le profénofos dans les feuilles d'oignon ou encore la deltaméthrine dans le chou, est particulièrement préoccupant. Ces limites ayant été établies pour protéger la santé du consommateur. Dans une étude menée au Zimbabwe, Sibanda *et al.* (2000) ont également observé que les résidus de pesticides présents dans les légumes locaux dépassaient fréquemment les LMR, posant ainsi un risque significatif pour la santé publique. De manière similaire, Coulibaly *et al.* (2022) ont signalé des niveaux élevés de résidus de diméthoate dans les légumes en Côte d'Ivoire, soulignant la nécessité d'un renforcement des mécanismes de surveillance et de la promotion de pratiques agricoles plus responsables car même à faibles concentrations, ces résidus peuvent néanmoins représenter un danger pour la santé humaine. Nous constatons également dans notre étude que les légumes à feuilles, en particulier le chou et les feuilles d'oignon, présentent les niveaux les plus élevés de résidus phytosanitaires, avec des charges polluantes respectives de 1,06 mg/Kg et 0,76 mg/Kg, contrairement au piment et à la tomate, qui affichent tous deux une teneur identique de 0,5 mg/Kg. Ces résultats sont en accord avec ceux de Traoré *et al.*, (2008) qui, dans ses travaux, a montré que les légumes à feuilles et à racines sont plus contaminés que les légumes à fruits. En effet, la physiologie des légumes-feuilles, notamment leur forte surface foliaire, leur croissance rapide et leur métabolisme élevé, amplifient la bioaccumulation des résidus et contribuent à l'augmentation des risques sanitaires (Burken & Schoor, 1998). Bien que les plantes disposent de mécanismes enzymatiques de détoxification, ceux-ci demeurent souvent insuffisants pour prévenir l'accumulation des micropolluants dans les tissus consommés (Coleman *et al.*, 1997). Ainsi la physiologie végétale constitue un facteur explicatif majeur des niveaux de risque sanitaire mis en évidence dans cette étude et souligne la nécessité d'intégrer les pratiques culturales et les modes d'irrigation dans les stratégies de gestion des risques liés aux pesticides. Par ailleurs, les indices de risque toxicologique les plus élevés ont été enregistrés pour

l'endosulfan et le chlorpyrifos. De plus, ces substances actives sont également associées aux risques sanitaires les plus importants. Cela pourrait s'expliquer par des pratiques agricoles inappropriées, notamment une utilisation non raisonnée des pesticides, caractérisée par le non-respect des doses recommandées sur les notices, malgré leur dangerosité, ainsi qu'une fréquence excessive de pulvérisation (Kouamé *et al.*, 2019). En effet l'endosulfan et le chlorpyrifos sont largement reconnus pour leurs impacts délétères tant sur l'environnement que sur la santé humaine. L'ingestion de l'endosulfan est susceptible d'entraîner des atteintes hépatiques, rénales et immunitaires. Par ailleurs, le chlorpyrifos, lorsqu'il est ingéré, notamment à travers la consommation de légumes contaminés, peut induire divers troubles neurologiques, tels que des nausées, des céphalées ou encore des convulsions (Diakité *et al.*, 2017). De même, la Dose Journalière Estimée (AJE) est un outil critique pour évaluer l'exposition alimentaire aux pesticides. Les résultats de notre étude montrent que l'exposition au chlorpyrifos et à l'endosulfan sont faibles et ayant pour valeur respectives 0,053 et 0,01 ce qui suggère un risque minimal pour ces substances spécifiques. Cependant, même avec une faible exposition, Diop (2013) et Merhi (2008) ont noté que des expositions chroniques, même à faibles doses, peuvent entraîner des effets cumulatifs non négligeables, surtout dans les populations vulnérables. En effet, toutes les DJA calculées demeurent inférieures à celle du Codex. Toutefois, le diméthoate, le méthamidophos, la deltaméthrine, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos et le mancozèbe présentent un quotient de danger inférieur ou égal à 1, ce qui suggère que, selon les normes actuelles, l'exposition à ces résidus de pesticides est en dessous du seuil critique pour un risque aigu. Cependant, Kouadio *et al.* (2014) ont mis en évidence que même un quotient de danger inférieur à 1 ne garantit pas l'absence de risques sur le long terme, notamment en raison de la bioaccumulation et des interactions possibles avec d'autres substances chimiques présentes dans l'environnement. Ce risque est encore sérieux quand on sait que toutes les denrées entrant dans la ration alimentaire de cette population renferment plusieurs résidus de pesticides. En revanche, les substances telles le dicofol et le profénofos affichent un quotient de danger supérieur ou égal à 1, traduisant un risque potentiel accru pour la santé humaine à long terme en raison d'un niveau d'exposition jugé préoccupant. En outre, Diop *et al.* (2019) ont souligné que même à des niveaux inférieurs aux LMR, l'exposition chronique au malathion pourrait avoir des effets délétères, en particulier dans les zones où l'utilisation de ce pesticide est intensive. N'diaye *et al.* (2020), dans une étude menée au Sénégal, ont constaté que l'exposition élevée au diméthoate est associée à un risque accru de toxicité aiguë et chronique, particulièrement chez les enfants et les personnes âgées.

Nul doute, les pesticides présentent des avantages pour les cultures, mais engendrent aussi des effets négatifs sur la santé humaine et sur l'environnement, en particulier lorsqu'elles se déplacent en dehors du site d'application et suivent de nombreuses voies (Toumi *et al.*, 2016). Ainsi, ils peuvent contaminer le sol, l'eau, le gazon et d'autres types de végétation (Altman *et al.*, 2017 ; Ugya *et al.*, 2019). Seul 0,1% du produit appliqué va atteindre la cible, et le reste a tendance à être absorbé par les particules du sol et contaminé le milieu environnant (Pimentel., 1998). Enfin, l'absence d'informations fiables sur le délai après récolte (DAR) effectivement respecté par les producteurs constitue une source majeure d'incertitude dans l'évaluation des risques sanitaires, en affectant directement l'estimation des doses journalières ingérées et, par conséquent, les quotients et indices de risque. A l'inverse, la prise en compte du DAR permet de mieux refléter la dégradation des résidus de pesticides avant consommation et d'améliorer la pertinence d'exposition retenus, conformément aux principes d'évaluation des risques (Hamilton *et al.*, 2004).

Conclusion partielle

Cette étude a permis d'évaluer les risques sanitaires potentiels liés à l'ingestion de produits maraichers issus des cultures pratiquées dans le village de Zébra, au sein de la commune de Daloa. Le diméthoate, le méthamidophos, la deltaméthrine, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos et le mancozèbe ont un quotient de danger inférieur ou égal à 1. Cela signifie que le niveau de contamination des légumes dans cette zone est acceptable. Cependant, l'endosulfan a un niveau de risque élevé pour la santé (IRS). En revanche deux matières actives (le dicofol, le profénofos) présentent un quotient de danger supérieur à 1. La sensibilisation des agriculteurs aux risques environnementaux associés à l'usage des pesticides constitue un levier essentiel pour encourager le choix des matières actives appropriées et le respect des doses d'application recommandées. Du point de vue de la santé publique, il est impératif de former les producteurs et afin de limiter les risques d'exposition de la population aux résidus de pesticides. En effet, l'ingestion de ces résidus représente un danger majeur pour la santé humaine, ce qui justifie la nécessité d'une surveillance permanente, de réglementations strictes, ainsi que la promotion de bonnes pratiques agricoles durables.

**CONCLUSION
GENERALE**

L'objectif général du projet dans lequel s'insère cette thèse est d'évaluer l'impact de la contamination des eaux de surface de la rivière Lobo sur l'environnement.

À l'issue de cette étude, les résultats obtenus ont permis de mieux comprendre non seulement la présence et l'utilisation des pesticides dans les plantations et les cultures maraîchères autour de la rivière Lobo, mais aussi l'état de contamination de cette rivière par ces substances. Les enquêtes menées au cours des saisons sèches et pluvieuses ont révélé la présence de plusieurs pesticides dans la rivière, notamment la deltaméthrine, le glyphosate, l'imidaclopride, le mancozèbe, le lambda-cyhalothrine, le carbofuran, le carbendazime, le chlorpyrifos et le diméthoate. De plus, l'étude a mis en évidence que la concentration moyenne de ces pesticides dans la rivière Lobo dépasse largement la limite fixée par l'OMS. Aussi chaque résidu de pesticide pris individuellement présente des concentrations supérieures à 0,1 µg/L, la norme fixée par l'OMS. Ces résultats soulignent l'urgence pour le ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et des Productions Vivrières en collaboration avec le ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de la Transition Écologique, de mettre en place des programmes de formation, d'information et de sensibilisation à l'intention des planteurs et des maraîchers. Ces initiatives visent à promouvoir une meilleure compréhension des risques associés à une mauvaise utilisation des pesticides, afin de protéger à la fois la santé humaine et l'environnement, et de garantir une utilisation plus responsable de ces produits autour de la rivière Lobo.

De même, les résultats ont révélé la présence de résidus de pesticides dans plusieurs légumes, notamment la tomate, le chou, le haricot vert, le piment et l'oignon. Le niveau de contamination varie selon les types de légumes et les pesticides employés. Les échantillons ont montré des niveaux élevés et variables de résidus, principalement en raison de la vulnérabilité des cultures aux ravageurs et de l'utilisation intensive de produits phytosanitaires pour assurer leur rendement. Le degré de contamination de ces légumes représente une inquiétude majeure pour la santé publique et la sécurité alimentaire dans la région de Daloa.

La présente étude a aussi permis d'évaluer l'exposition alimentaire aux résidus de pesticides, et d'estimer le risque sanitaire associé pour la population du village de Zébra. Le quotient de danger (QD), calculé à partir de cette DJE, est également inférieur ou égal à 1 pour les pesticides tels que le diméthoate, le méthamidophos, la deltaméthrine, le malathion, la lambda-cyhalothrine, l'endosulfan, le chlorpyrifos et le mancozèbe, ce qui suggère que, même pour les populations ayant une consommation moyenne ou élevée des aliments contaminés, le risque d'effets indésirables liés à l'exposition à ces pesticides est extrêmement faible. Autrement

dit, la probabilité de survenue de problèmes de santé causés par ces pesticides est négligeable. Cependant, le quotient de danger du dicofol et du profénofos étant supérieur à 1, leurs présences dans les légumes constituent un risque significatif pour la santé des consommateurs.

La présente recherche a contribué à une meilleure compréhension de la contamination des eaux de surface du bassin versant de la rivière Lobo par les micropolluants agricoles et les risques sanitaires qui en découlent à travers la consommation de quelques légumes récoltés à proximité des maraîchères. Néanmoins, certaines contraintes méthodologiques et analytiques doivent être prises en compte lors de l'interprétation des résultats. En particulier, le dispositif d'échantillonnage, limité à des sites et à une période bien définie (8mois), ne permet pas de restituer des fluctuations spatiales et saisonnières des concentrations des pesticides, lesquelles sont fortement influencées par les calendriers agricoles et les cycles hydrologiques. Par ailleurs, l'investigation s'est concentrée sur un ensemble ciblé de substances actives. L'évaluation des risques sanitaires s'est principalement appuyée sur la voie orale à travers la consommation des denrées maraîchères. De plus, l'approche déterministe utilisée repose sur des valeurs toxicologiques de référence issues de base de données internationales, dont l'applicabilité aux contextes environnementaux et alimentaires locaux peut être partielle. En outre, l'analyse a été conduite majoritairement selon une approche mono-substance à savoir les pesticides, sans prise en compte des interactions potentielles entre les différents micropolluants tels que les éléments transmetalliques (ETM), présents simultanément dans le milieu aquatique. Pour renforcer cette étude, il aurait fallu faire l'analyse des échantillons de sols sur lesquels les cultures maraîchères ont été pratiquées et aussi les produits halieutiques issus de la rivière.

Malgré ces limites, les résultats obtenus ouvrent des perspectives scientifiques significatives. Il apparaît nécessaire :

- de renforcer les dispositifs de surveillance environnementale par des campagnes d'échantillonnage étendues dans le temps et dans l'espace, intégrant un spectre plus large de pesticides y compris les composés émergents et leurs produits de dégradation ;
- sur le plan sanitaire, l'intégration de modèles d'exposition plus réalistes, tenant compte de la multiplicité des voies d'exposition et des groupes de population les plus vulnérables, ce qui va permettre d'affiner les risques ;

Il est indéniable que la problématique des produits phytosanitaires est complexe et délicate ; cependant, promouvoir une agriculture durable impose de mettre en œuvre des actions efficaces

pour freiner l'expansion de l'utilisation intensive et non sécurisée de ces produits. Dans cette perspective, il apparaît essentiel de formuler les recommandations suivantes :

- Encourager la réalisation de recherches épidémiologiques approfondies pour évaluer l'impact des pesticides sur la santé et le bien-être des agriculteurs exposés.
- Mener des enquêtes complémentaires sur les pratiques en matière de sécurité, l'utilisation des équipements de protection, et les règles d'hygiène en vigueur.
- Inciter les agriculteurs à participer à des formations agricoles et à adopter des techniques innovantes alternatives, telles que l'utilisation de bio-pesticides.
- Promouvoir un programme national de surveillance des limites maximales de résidus (LMR) et de traçabilité des produits agricoles récoltés, pour garantir la sécurité alimentaire et la protection de l'environnement.
- Renforcer les liens avec les agriculteurs et regagner leur confiance grâce à des programmes de vulgarisation continue et régulière, en collaboration avec les autorités agricoles compétentes et les distributeurs de pesticides.
- Réviser, actualiser et renforcer la législation relative à la production, à la distribution, et à l'utilisation des produits phytosanitaires en Côte d'Ivoire, en veillant à ce qu'elle soit adaptée aux réalités sanitaires et environnementales des différentes régions.

REFERENCES

-
- Abt E., Rodricks J.V., Levy J.I., Zeise L. & Burke T.A. (2010). Science and decisions: Advancing risk assessment. *Risk Analysis*, 30(7) : 1028-1036.
- Adargna-Bourgeois O. & Bourgeois C.M. (1999). Valeur nutritionnelle des légumes. *In : Technologie des légumes*, Edition Tec & Doc, Paris (France), 80(299) : 499-512.
- Adewale A., Kouadio A.F. & Assogba-Komlan. (2022). Impact of Agriculture Practices on Water Quality in Ivorian Agroecosystems during the Rainy Season. *Journal of Environmental Science and Health*, part B,57(4) : 297-309.
- Adeyemi O.A., Sogunle O.M., Njoku C. P., Ayo-Ajasa O.Y. & Oniyide, M. (2014). Effects of limiting feed access time and re-alimentation on performance of growing rabbits in a humid tropical environment. *Animal Health and Production*, 62 : 315-324.
- Adeyeye S.A.O., Oyewole O.B., Obadina A.O., Omemu A.M., Adeniran O.E., Oyedele H.A. & Abayomi S.O. (2015). Quality and safety assessment of traditional smoked fish from Lagos State, Nigeria. *International Journal of Aquaculture*, 5(15) : 1-9.
- Affini A., Hagenow S., Zivkovic A., Marco-Contelles J. & Stark H. (2018). Nouveaux dérivés d'indanone comme ligands à double ciblage MAO B/H3R pour le traitement de la maladie de Parkinson. *Revue européenne de chimie médicinale*, 148 : 487-497.
- AFSCA. (2005). Guide pratique pour la gestion des risques liés aux denrées alimentaires. Bruxelles, Belgique : AFSCA : 35-42.
- AFSSE (2005). Évaluation des risques pour la santé humaine liés à une exposition au fipronil (Dépôt légal). 152 p.
- AFSSET. (2008). L'exposition aux agents chimiques : principes, méthodes et applications (Rapport n° 2008-SA-0217). Maisons-Alfort, France : AFSSET : 15-18
- Agbo F.M., Kouamé K. & Bamba I. (2021). Utilisation des pesticides dans la culture de la tomate en Côte d'Ivoire, *Revue Africaine d'Agronomie*, 12(2) : 45-56.
- Agbohessi P.T., Toko I.I., Ouédraogo A., Jauniaux T., Mandiki S.N.M. & Kestemont P. (2015). Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of the Total Environment*, 506 : 567-584.

-
- Agneroh A.R. (2012). African cocoa initiative : Évaluation des services de fourniture d'intrants agricoles des zones cacaoyères. Rapport final, Agence des Etats-Unis pour le Developpement international, Washington (Etats-Unis), 67 p.
- Ahoussi K.E., Koffi Y.B., Kouassi A.M., Soro G., Soro N. & Biémi J. (2012). Étude des caractéristiques chimiques et microbiologiques des ressources en eau du bassin versant du N'zi : Cas de la commune de N'zianouan (Sud de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(4): 1854–1873.
- Akessé D.V. (2014). Évaluation des risques alimentaires et environnementaux en liaison avec la présence des éléments traces métalliques dans les sols et les denrées alimentaires des zones d'Akouédo et d'Abouabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Option Chimie Santé Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 142 p.
- Aktar W., Sengupta D.& Chowdhury A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1) :1-12.
- Akyüz M. & Çiçek E. (2015). Monitoring of Pesticide Residues in Tomatoes (*Solanum lycopersicum*) from the Retail Markets of Turkey. *Food Additives & Contaminants: Part B* 8(3): 265-272.
- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007). Stream ecology: Structure and function running waters *Springer*: 436 p.
- Al-Nasir F.M., Jiries A.G., Al-Rabadi G.J., Alu'datt M.H., Tranchant C.C., Al-Dalain S.A. & Al-Dmür R. S. (2020). Determination of pesticide residues in selected citrus fruits and vegetables cultivated in the Jordan Valley. *Food Science and Technology*, 123: 1-7.
- Altman E.I., Iwanicz-Drozdowska M., Laitinen, E.K. & Suvas A. (2017). Financial distress prediction in an international context: A review and empirical analysis of Altman's Z-score model. *Journal of international financial management & accounting*, 28(2) : 131-171.
- Andral B. (1996). Comportement des pesticides dans les sols et les eaux. Thèse de Doctorat, Sciences de l'Environnement, Université de Bordeaux, France, 185 p.

-
- Ann J. (2012). Impacts environnementaux des pesticides sur la qualité de l'eau. *Revue Canadienne d'Hydrologie*, 36(4) : 215-230.
- ANSES. (2009). Évaluation des risques liés au mancozèbe (Rapport d'expertise,). Maisons-Alfort : ANSES(France) : 1–150.
- ANSES. (2010). Rapport sur la toxicité de l'éthylène thio-urée (ETU), produit de dégradation du mancozèbe. Maisons-Alfort, : ANSES(France) : 1–85.
- ANSES. (2011). Mise à jour de l'évaluation toxicologique du mancozèbe et de l'éthylène thio-urée (ETU) (Rapport,). Maisons-Alfort : ANSES (France) :1–110.
- Arias-Estévez M., López-Periago E., Martínez-Carballo E., Simal-Gándara J., Mejuto J. C.& Garcia-Río L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* ,123 (4) : 247-260.
- Aselma M.V., Martínez-Sánchez A., Allende A., Ros M., Hernández M.T. & Gil M. I. (2010). Impact of organic soil amendments on phytochemicals and microbial quality of rocket leaves (*Eruca sativa*). *Journal of agricultural and food chemistry*, 58(14): 8331-8337.
- Assa A., Kouadio K.K. & N'guessan A. (2020). Gestion intégrée des ressources en eau en Côte d'Ivoire : défis et perspectives. *Revue Ivoirienne des Sciences Technologiques*, 35(1): 45-48.
- ATSDR. (2000). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs) (Update). U.S. Department of Health and Human Services, 948 p.
- Aven T. & Zio E. (2011). Some considerations on the treatment of uncertainties in risk assessment for practical decision making. *Reliability Engineering & System Safety*, 96(1): 64-74.
- Aven T. (2016). Risk assessment and risk management: Review of recent advances on their foundation. *European Journal of Operational Research*, 253(1): 1-13.

-
- Aw S., N'Goran E.B.Z., Siaka S. & Parinet B. (2011). Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un système lacustre tropical : Cas des lacs de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 38 : 2573-2585.
- Badjadj N. (2017). Analyse du système de production d'eau potable ainsi que sa gestion et son exploitation au niveau de la wilaya de Bejaia, Mémoire de Master en Chimie et Environnement, Université Abderrahmane MIRA, Béjaïa (Algérie), 76 p.
- Badou R.B., Yedomonhan H. & Tossou M. (2019). Diversité d'usages et Statut de conservation de *Syzygium guineense* (Willd.) DC. subsp. *Macrocarpum* (Engl.) F. White (Myrtaceae) au Bénin. *International Journal of Environmental Studies*, 76(5) : 827-842.
- Bahadoran Z., Mirmiran P. & Azizi, F. (2013). Dietary phytochemical index and its associations with cancer risk, cardiovascular health, and immune support. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention*, 14(5): 2747-2751.
- Baliram S., Nabulo G. & Odong R. (2023). Pesticides monitoring in surface water of a subsistence agricultural catchment in Uganda using passive samplers. *Environmental Science and Pollution Research*, 30 : 10312-10328.
- Ballouki K. (2012). Étude de la qualité physico-chimique et biologique de trois sources dans la région de Midelt (Haut Moulouya), Mémoire de Master en Chimie analytique et environnement, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah, Fès (Maroc), 79 p.
- Banque Mondiale (2019). Banque Mondiale-Rapport annuel 2010. Bilan de l'exercice. Washington, D.C: World Bank, 37p. Consulté le 20 février 2023.
- Bard D. (1995). Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales. *Revue d'épidémiologie et de santé publique*, 43 : 423-431.
- Barlow S.M., Greig J.B., Bridges J.W., Carere A., Carpy A.J.M., Galli C.L., Kleiner J., Knudsen I., Kořter H.B.W. M. & Levy L.S. (2002). Hazard identification by methods of animal-based toxicology. *Food and chemical toxicology*, 40: 145-191.
- Bartlett D.W., Clough J.M., Godwin J.R., Hall A.A., Hamer M. & Parr-Dobrzanski B. (2002). The strobilurin fungicides. *Pest Management Science*, 58(7): 649-662.

-
- Battaglin W.A., Meyer M.T., Kuivila K.M. & Dietze J.E. (2014). Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in U.S. soils, surface water, groundwater, and precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(2) :275-290.
- Beauchamp J. (2006). Qualité et pollution des eaux souterraines, Université de Picardie Jules Vernes, 15 p. <https://www.upicardie.fr/beauchamp/cours.qge/du-8.htm> Consulté le 20 février 2023.
- Bediako A., Matlou K. & Makushu E. (2018). Heavy metal concentrations in water and sediment of the Steelpoort River, Olifants River System, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 43(4) : 413-416.
- Bedos C., Sancelme M., Jourdain B. & Lemaire G. (2002). Transfert atmosphérique des pesticides dans les cultures : influence de la hauteur des plantes. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(3) : 321-330.
- Bedos C., Sancelme M., Jourdain B. & Lemaire G. (2010). Influence des propriétés physico-chimiques des pesticides sur leur transfert dans l'environnement. *Revue des Sciences de l'Eau*, 23(1) : 59-68.
- Beingbu L. & Yang Z. (2025). Toxicological assessment of chlorpyrifos exposure in humans and animals. *Toxicology Reports*, 12 : 220-232.
- Bempah C. K., Asomaning J. & Boateng J. (2012). Market basket survey for some pesticides residues in fruits and vegetables from Ghana. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences*, 2(3): 850-871.
- Bempah C.K. & Donkor A.K. (2011). Pesticide residues in fruits at the market level in Accra Metropolis, Ghana, a preliminary study. *Environmental monitoring and assessment*, 175(1) : 551-561
- Bertonier P., Martin S. & Dupuis F. (2012). Le glyphosate : efficacité, usages et impacts environnementaux. *Revue Française d'Agronomie*, 68(4) : 345-359.
- Bhilwadikar T., Pounraj S., Manivannan S., Rastogi N.K. & Negi P.S. (2019). Decontamination of Microorganisms and Pesticides from Fresh Fruits and Vegetables: A comprehensive

-
- Review from Common Household Processes to Modern Techniques. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 18(4): 1003-1038.
- Biego H.M.G., Yao K.D., Ezoua P., Kouamé O.C. & Kouadio L.P. (2009). Niveaux de contamination en pesticides organochlorés des noix de cola *Nitida*. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 3(6) :1238-1245.
- Blanc A. (2016). Notice sur les propriétés médicinales de la feuille de chou et sur son mode d'emploi (3^e éd.). Hachette-BNF. 252 p.
- Boillot C. (2008). Évaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques : contribution à l'amélioration de la phase « caractérisation des effets ». Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France) , 292 p.
- Bonvallet N. & Dor F. (2002). Toxicologie et risques chimiques : notions fondamentales. Paris, France : Éditions Tec & Doc : 88-90.
- Boobis A.R., Ossendorp B.C., Banasiak U., Hamey P.Y., Sebestyen I. & Moretto A. (2008). Cumulative risk assessment of pesticide residues in food. *Toxicology letters*, 180(2): 137-150.
- Bosland P.W. & Votava E.J. (2012). Peppers: Vegetable and Spice Capsicums. CABI Publishing, Wannig Ford (Royaume -Uni), 230 p.
- Bradberry S. M., Cage S. A., Proudfoot A. T. & Vale J. A. (2005). Poisoning due to pyrethroids. *Toxicological Reviews*, 24(2): 93-106.
- Calvet R., Barriusso E., Bedos C., Benoit Charnay M.P. & Coquet P. (2005). Pesticides dans le sol : Conséquences agronomiques et environnementales. In : Saiba A. Etude de l'adsorption d'un herbicide -la métribuzine- sur un sol cultivé. Mémoire de Magister, Ecole Nationale Polytechnique, El-Harrach.102 p.
- Campanale C., Triozzi M., Ragonese A., Losacco D. & Massarelli C. (2023). Dithiocarbamates : Properties, methodological approaches and challenges to their control. *Toxics*, 11(10): 851.

-
- Canene-Adams K., Lindshield B. L. & Wang S. (2005). Food components for health. Bielefeld, Allemagne : Verlag Dr. Kovac : 93-105.
- Cartea M.E., Francisco M. & Soengas P. (2010). Phenolic compounds in Brassica vegetables. *Molecules*, 16(1) : 251-280.
- Cassee F.R., Groten J.P. & Van Bladeren P.J. (1998). Toxicological evaluation and risk assessment of chemical mixtures. *Critical Reviews in Toxicology*, 28 : 73-101.
- Chabou M. & Boutallis A. (2013). Mécanisme d'action des pesticides : cibles nerveuses, métaboliques et hormonales. *Revue algérienne de Biologie Appliquée*, 10(1) : 25-33.
- Chen L., Wang J. & Li X. (2021). Respiratory irritation and neurotoxic effects following inhalation exposure to pesticides: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 83, Article 103552. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103552>
- Chiari P., Forni C., Guberti M., Gazineo D., Ronzoni S. & D'Alessandro F. (2017). Predictive factors for pressure ulcers in an older adult population hospitalized for hip fractures: à prognostic cohort study. *Public Library of Science*, 12(1) : 1-12.
- Chouaïbou M. & Boutaillis F. (2013). Pesticides et santé publique : enjeux et perspectives en Afrique. *Revue Africaine de Santé et Environnement*, 1(2) : 45-57.
- Chowdhury A. Z., Hasan M., Karim N., Fakhruddin A.N.M., Hossain S., Chowdhury A.K.M., Akter H. & Alam K. (2014). Contamination and Health Risk Assessment of Pesticide Residues in Vegetables from Agricultural Fields of Gazipur District, Bangladesh. *American-Eurasian J. Agric. & Environnemen Science*, 14(5): 421-427.
- Chua J. J. L. & Kuan K. K. (2022). Organophosphate poisoning from inappropriate topical use of malathion pesticide: a case report. *Proceedings Singapore Healthcare*, 31: 1-3.
- Codex Alimentarius (2007). Programme mixte FAO/OMS sur les méthodes d'analyse et d'échantillonnage. Commission du *Codex Alimentarius*. Rapport de la trentième session, Rome (Italie), 2-7 juillet 2007, 70 p.

-
- Coulibaly A., Kadjo J.C. K. & N'guessan, J.A. (2022). Etat de l'environnement des zones industrielles dans le district d'Abidjan : cas de la zone industrielle de Koumassi (Côte d'Ivoire). *Revue Internationale du Chercheur*, 3(2) : 118-130
- Couteux A. & Lejeune V. (2006). Index phytosanitaire ACTA (Éd.). Paris : ACTA. 824 p
- Couvreur M. (2002). Comportement et mobilité des fongicides dans les plantes. Thèse de Doctorat en Sciences de la Vie, Université de Lille, France, 150 p.
- Crawford-Brown D. J. (1999). Risk based environmental decisions: Methods and culture. Norwell, MA : *Kluwer Academic Publishers*, 224 p.
- Crépet A. (2007). Sécurité sanitaire des aliments : Principes et pratiques. Paris, France : Éditions Tec & Doc : 45-47.
- CSAA. (2004). Évaluation des effets chroniques des pesticides : relations doses-réponses et impacts physiologiques. Rapport scientifique, 120 p.
- Danka R.G., De Guzman L.I., Rinderer T.E., Sylvester H.A., Wagener C.M., Bourgeois A. L. & Villa J.D. (2012). Functionality of Varroa-resistant honey bees (Hymenoptera: Apidae) when used in migratory beekeeping for crop pollination. *Journal of Economic Entomology*, 105(2): 313-321.
- Darko G. & Akoto O. (2008). Dietary intake of organophosphorus pesticide residues through vegetables from Kumasi, Ghana. *Food and Chemical Toxicology*, 46(12): 3703-3706.
- Davison W. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews*, 34(2): 119-163.
- Dawson S., Manderson L. & Tallo V. (1993). Le manuel des groupes focaux. Boston : PNUD/Banque Mondiale/OMS Programme spécial de Recherche et de Formation concernant les Maladies tropicales. 96 p.
- Derwich E., Benziane Z. & Chabir R. (2011). Aromatic and medicinal plants of Morocco: Chemical composition of essential oils of *Rosmarinus officinalis* and *Juniperus phoenicea*. *International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology*, 2(1) :145-153.

-
- Desroches J. (2013). Gestion des risques et sécurité sanitaire des aliments. Paris, France : Éditions Tec & Doc : 22-23.
- Dia-Diop A., Zebaze S., Wade M., Djiondo R.N., Diop B., Efon E. & Lenouo A. (2020). Interannual variability of rainfall over the West Africa Sahel. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 8: 85-101.
- Diakité N.R., Winkler M.S., Coulibaly J.T., Guindo-Coulibaly N., Utzinger J. & N’Goran E. K. (2017). Dynamics of freshwater snails and Schistosoma infection prevalence in schoolchildren during the construction and operation of a multipurpose dam in central Côte d’Ivoire. *Infectious diseases of poverty*, 6(1): 93.
- Diarra B., Amadou H., Sanogo F., Hamadou A. & Huat J. (2020). Impact environnemental de l'utilisation des pesticides dans les systèmes intensifs de production riz-maraîchage dans des bas-fonds de la zone Mali-sud. Science et Technique- *Revue Burkinabé de la Recherche*, 20 : 275-290.
- Diarra M. (2013). Traitement par voie phytochimique des effluents phytosanitaires issus du rinçage des fonds de cuve et des pulvérisateurs : Cas de la prométryne, la simazine, la terbutryne et la terbuthylazine. Thèse de Doctorat en Sciences et Gestion de l’Environnement. Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d’Ivoire), 161 p.
- Diop A. (2013). Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal). Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université du Littoral, Côte d'Opale (Côte d'Opale, France), 240 p.
- Diop K., Faye C.A.T. & Sow S.A. (2019). La Grande Niaye de Pikine, un espace humide à haute valeur agronomique au cœur de l’agglomération urbaine de Dakar : analyse des enjeux socioéconomiques. *Revue belge de géographie*, 1 : 1-19.
- Diop N.A., Bakhom, J.P., Diaw, P.A., Mbaye, O.M., Cisse, L., Gaye-Seye M.D. & Giamarchi P. (2021). Alternative to high pressure mercury vapor lamp for photo induced fluorescence analytical methods; application to the determination of pesticides in water. *Analytical Sciences*, 37(8): 1177-1180.

-
- Dirwai T.L., Kanda E.K., Senzanje A. & Busari T.I. (2021). Water resource management: IWRM strategies for improved water management- *A sytematic review of case studies of East, West and Southern Africa. PLOS ONE*, 16(5): 1-20.
- Djédjé G.J.M., Kpan Kpan K.G., Yapi D.A.C., Kouamé K.V. & Sanogo T.A. (2022). Impact of glyphosate and 2,4-D used in agriculture on the quality of *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède,1803) from the Sassandra River in Guessabo. (Côte d'Ivoire). *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 14(1): 212-222.
- Donkor A.K., Bempah C.K., Yeboah P.O., Duboy B.& Osei-Fosu P. (2011). A preliminary assessment of consumer's exposure to organochlorine pesticides in fruits and vegetables in Accra Metropolis, Ghana. *Food Chemistry*, 128: 1058-1065.
- Doudou D.T., Konan A.C.K., Egrot M. & Houngnihin, R.A. (2023). Expériences sociales dans la mise en œuvre de la politique d'agrément des revendeurs de pesticides en Côte d'Ivoire. *Environnement, Risques & Santé*, 22(3) : 185-196.
- Doumbia M. & Kwadjo K.E. (2009). Pratiques d'utilisation et de gestion des pesticides par les maraîchers en Côte d'Ivoire : Cas de la ville d'Abidjan et deux de ses banlieues (Dabou et Anyama). *Journal of Applied Biosciences*, 18: 992-1002.
- Dourson M.L., Felter S.P. & Robinson D. (1996). Evolution of science-based uncertainty factors in no cancer risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 24: 108-120
- Dybing E., Doe J., Groten J., Kleiner J., O'Brien J., Renwick A.G., Schlatter J., Steinberg P., Tritscher A., Walker R. & Younes M. (2002). Hazard characterization of chemicals in food and diet: dose response, mechanisms and extrapolations issues. *Food and Chemical Toxicology*. 40: 237-282.
- EFSA (2013). Guidance on analytical residues. *EFSA Journal*, 11(7) :3295.
- Ehouman A.G.S. (2005). Contribution à l'étude de la contamination des produits maraîchers par les résidus de pesticides dans le département de Bongouanou : Cas de l'Aubergine (*Solanum Melongena*). Mémoire de Diplôme d'Etude Approfondie en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 45 p.

-
- Ehsanifar N. (2025). Effets neurotoxiques du chlorpyrifos : blocage enzymatique et perturbation du système nerveux. *Journal des Sciences Neurotoxicologiques*, 12(2) : 45-58.
- El- Mouden I.O. (2010). Quantification des résidus de pesticide sur la tomate et le poivron et l'étude de la dégradation de difenoconazole sous l'effet de photo-oxydants atmosphériques à l'interface solide /gaz. Thèse de Doctorat en Environnement, Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir, Maroc, 143 p.
- Empereur-Bissonet P. (1999). Aspects méthodologiques de l'évaluation quantitative des risques pour la santé humaine liés aux pollutions chimiques de l'environnement. *Energies santé*, 10: 562-582.
- EPA. (2020). Status of pesticide regulatory decisions in the European Union (EPA Report No. 750-R-20-001). U.S. EPA. <https://www.epa.gov/pesticides>
- Essumang D.K., Dodoo D.K., Adokoh, C.K. & Fumador, E.A. (2008). Analysis of some pesticide residues in tomatoes in Ghana. *Human and ecological risk assessment*, 14(4) : 796-806.
- Falkenmark M.K. & Rockström J. (2006). The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132(3): 129-132.
- FAO (2002). Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants: Fifty-seventh Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, 429 p.
- FAO (2013). The State of Food and Agriculture 2013: Food Systems for Better Nutrition. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, N° 219, 625 p.
- FAO (2016). The state of food and agriculture 2016: Climate change, agriculture and food security. Food & Agriculture Organization of the UN (FAO) N° 231, 170 p.
- FAO (2018). Dietary Assessment: A Resource Guide to Method Selection and Application in Low Resource Settings ,176 p.

-
- FAO. & OIT. (2013). Child labour and agriculture: A hazardous work. FAO & ILO joint publication, 84 p.
- FAO. &OMS (1995). Rapport de la consultation mixte d'experts sur l'application de l'analyse des risques dans le domaine des normes alimentaires : Genève, Suisse, 13-17 mars 1995 (WHO/FNU/FOS/95.3). Genève. N° 127, 274 p.
- FAO/WHO (2006). Food safety risk analysis: A guide for national food safety authorities (FAO Food and Nutrition Paper). Rome: FAO. N° 87, 398 p.
- Fatma A., El-Sayed W. & Morsi R. (2024). Systemic behavior of organophosphate insecticides in crop protection: Efficacy and environmental concerns. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 13(2): 87-98.
- Fenick J., Tankiewicz M. & Biziuk M. (2011). Properties and determination of pesticides in fruits and vegetables. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 30(6) :814-826.
- Fenner K., Canonica S., Wackett L.P.& Elsner M. (2013). Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science*,341(6147):752-758.
- Fink G., Günther I. & Hill K. (2011). The effect of water and sanitation on child health: evidence from the demographic and health surveys 1986-2007. *International journal of epidemiology*, 40(5): 1196-1204.
- Fleischer G., Coulibaly M., Andoli V. & Randolph T. (1998). *Analyse socio-économique de la filière des pesticides en Côte d'Ivoire*. Série de publication n° 06 F du projet de politique des pesticides, Hanovre/Abidjan, 112 p.
- Gaouar Z.L. (2017). Évaluation des teneurs de résidus des pesticides dans les aliments et la nappe phréatique, Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement, Université d'Oran 1 Ahmed Ben Bella, Algérie,162 p.
- Garabrant D. H. & Philbert M. A. (2002). Health effects and mechanisms of action of 2,4-D herbicide exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 32(3): 233-257.
- Gavilescu M. (2005). Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences*, 5(6) : 497-526.

-
- Gbénonchi M. (2008). Bilan environnemental de l'utilisation des pesticides organochlorés dans les cultures de coton, café, cacao au Togo et recherche d'alternatives par l'évaluation du pouvoir insecticide d'extraits de plantes locales contre le scolyte du café (*Hypothenemus hampei Ferrari*), 332 p.
- Gibson R.S. (2005). Principles of Nutritional Assessment (2nd ed.), 908 p.
- Gigleux E. (2010). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Paris : Ediscience, 786 p.
- Gillespie Z., Pulido, O. & Vavasour E. (2011). Démarches d'évaluation des risques relatifs aux contaminants alimentaires cancérigènes. *Revue internationale d'analyse des risques alimentaires*, 1(1) : 19-39.
- Gilliom R.J. (2007). Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environmental Science & Technology*, 41(10) : 3408-3414.
- Gnekpo A., Kouadio Y. & Koffi M. (2001). Cadre juridique de la gestion des pesticides en Côte d'Ivoire : définitions et réglementations. Ministère de l'Agriculture, Abidjan, Côte d'Ivoire. 45 p.
- Gnonhossou J.P., Adje S. & Koné A. (2019). Pesticides dans les palmeraies ivoiriennes. *Bulletin de Recherche Agricole*, 15(1): 29-40.
- Goulson D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50(4): 977-987.
- Groga N., Akedrin T.N., Komoé K., Thiegba K., Akaffou D.S. & Ouattara A. (2017). Distribution spatio-saisonnière des cyanobactéries le long du cours d'eaux, la Lobo Haut Sassandra (Daloa, Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 4 : 288-299.
- Guo Y., Meng Y., Tang H. & Zeng E. Y. (2016). Tissue distribution and bioaccumulation of pesticides in vegetables: implications for Human health. *Environmental Pollution*, 219 :152-158.
- Gupta R. (2020). Integrated pest management: Control of nematodes, aphids, and beetles in crop production. *Journal of Pest Science*, 93(4): 1123-1135.

-
- Gupta R.C. (1994). Carbofuran toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 43(4): 383-418.
- Haque R. & Freed V. H. (1975). Persistence and long-range transport of organochlorine pesticides: Environmental impact and regulatory aspects. *Environmental Science & Technology*, 9(4) : 345-349.
- Hénault J.L. (2015). Les insecticides et leur mode d'action : impact sur les insectes ravageurs. In *Protection intégrée des cultures*. Presses Agronomiques :78-95.
- Host S., Camard J.P., Franconi, A., Lefranc A. & Grémy, I. (2006). L'évaluation des risques sanitaires : principe et méthode. Observatoire Régional de Santé d'Île-de-France, 6 p. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Publications/techrep42/TR42-17.pdf>
- Houeto P., Koffi A. & N'Guessan K. (1993). Intoxications aux pesticides en Afrique de l'Ouest : prévalence et caractéristiques cliniques. *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, 86(4) : 238–243.
- IFPRI (2014). Gender in Agriculture : Closing the Knowledge Gap. Washington, D.C.: *International Food Policy Research Institute*: 150-200.
- Imane A. (2018). Analyse physico-chimique de préparations phytosanitaires prêtes à l'emploi Mémoire de Master en Chimie Analytique et Contrôle Qualité, Université Mohammed V, Rabat (Maroc), 65 p.
- INERIS. (2014). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Rapport annuel, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 44 p.
- IPCC. (2021). Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report. Cambridge University Press. 37 p.
- Islam M.R. (2018). Sample size and its role in Central Limite Theorem (CLT), *International Journal of Physics & Mathematics*, (1) :37-47.

-
- Jayne T.S., Haggblade S., Minot N. & Rashid S. (2019). Agricultural commercialization, rural transformation and poverty reduction: what have we learned about how to achieve this? *Gates Open Research*, 3(678): 1-24.
- Jeschke P. & Nauen R. (2008). Neonicotinoids from zero to hero in insecticide chemistry. *Pest Management Science*, 64(11): 1084-1098.
- Jiang L., Wang X. & Li H. (2022). Bioaccumulation and trophic transfer of chlorpyrifos in freshwater ecosystems: Implications for environmental risk assessment. *Environmental Pollution*, 296 p.
- Kankonde M. & Eric T. (2001). La biodiversité et la sécurité alimentaire en République du Congo. Production, consommation et survie, Harmattan, Paris, 478 p.
- Karim M. R., Reading L. P., Dawes L. A., Dahan O. & Orr G. J. (2023). Transport of pesticides through the vadose zone Implications For groundwater contamination. *SOIL*, 9(2): 381-397.
- Keck G. & Vernus E. (2000). Déchets et risques pour la santé. Techniques de l'Ingénieur, traité Environnement G 2450, 17 p.
- Khadija E. M. (2008). Développement d'une méthode d'analyse de résidus de pesticides par dilution isotopique associée à la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem dans les matrices céréalières après extraction en solvant chaud pressurisé. Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université Pierre Marie-Curie, 234 p.
- Kim T., Cha M., Kim H., Lee J. K. & Kim J. (2017). Learning to discover cross-domain relations with generative adversarial networks. *Proceedings of Machine Learning Research*, 70: 1857-1865.
- Kitagawa Y., Okihashi M., Takatori S., Okamoto Y., Fukui N., Murata H. & Obana H. (2009). Multiresidue method for determination of pesticide residues in processed foods by GC/MS/MS. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan*, 50(5): 243-252.

-
- Kok E. J. & Kuiper H. A. (1998). Principles for establishing maximum residue limits (MRLs) for pesticides in food products. In J. P. Giesy & J. W. Gorsuch (Eds.), *Pesticide Residue Chemistry* New York, NY: Springer, 70 (3): 123-134.
- Konan K.J.P., Yao K.T. & Adiaffi, B. (2023). Évaluation de la pollution des ressources en eau par les activités agricoles dans le bassin versant de la Loka dans le département de Sakassou, Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 22(3) : 34-43.
- Koné S., Yao K.M., Gnonsoro U.P. & Trokourey A. (2021). Transboundary river water pesticide pollution in Historical agriculture areas in West Africa; A case study in the Comoé, Bia and Tanoé rivers (Côte d'Ivoire). *Arabian Journal of Geosciences*, 14(20): 1-14.
- Kouadio D.L., Ehouman S.G.A., Soro B.D., Diarra M., Doumbia M.L., Meité L. & Traore S.K. (2014). Contamination du lait caillé et de l'œuf consommé en Côte d'Ivoire par des pesticides organochlorés. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 10(4) : 61-69.
- Kouadio K.J., N'guessan Y.T. & Bamba S. (2020). Pesticides et plantations de café. *Journal Ivoirien de l'Environnement*, 4(1) : 75-84.
- Kouadio N. (2010). Qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de puits de la commune d'Agboville, Mémoire de Diplôme d'Etude Approfondie en Sciences de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé, Abidjan (Côte d'Ivoire), 55 p.
- Kouakou P.A.K. (2024). Analyse du potentiel productif et déterminant de l'efficacité technique des productrices de chou dans la ville de Korhogo en Côte d'Ivoire. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 12(2) : 132-139.
- Kouamé I.K., Gone D.L., Savané I., Kouassi E. A. & Koffi K. (2019). Contamination des eaux de surface par les pesticides dans les zones agricoles de Côte d'Ivoire. *Revue Africaine des Sciences de l'Environnement*, 13(2) :45-60.
- Kouamé Y.M., Obahoundje S., Diedhiou A., François B., Amoussou E., Anquetin S., Didi, R.S., Kouassi L.K., N'guessan Bi V.H., Soro E.G. & Yao E.K. (2019). Climate, land use and land cover changes in the Bandama Basin (Côte d'Ivoire, West Africa) and incidences on hydropower production of the Kossou Dam. *Land*, 8(7): 103.

-
- Kouassi A.M., Nassa R.A. K., Kouakou K.E., Kouame K.F. & Biemi J. (2019). Analyse des impacts des changements climatiques sur les normes hydrologiques en Afrique de l'Ouest : cas du district d'Abidjan (sud de la Côte d'Ivoire). *Revue des Sciences de l'Eau*, 32(3) : 207-220.
- Kouassi P.N. & Dongo K. (2019). Contamination des légumes par les pesticides dans la région d'Agboville, Côte d'Ivoire : Évaluation et implications pour la santé publique. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologies*, 33 : 78-88.
- Koukougnon W.G., Loba A. D. F. V. & Guédé C. M. (2019). Méthodologie pour la cartographie de la couverture en équipement de service d'eau potable dans l'espace rural : le cas du Haut-Sassandra (Centre-Ouest, Côte d'Ivoire). *Cahiers de géographie du Québec*, 63(179) : 201-212.
- Kpan G.K., Yao L.B., Dembele A., Traore, S.K. & Messoum, F. (2014). Contamination des basidiomycètes (*Volvariella volvacea* et *Termitomyces* spp) des marchés abidjanais par le plomb, le cadmium, le mercure et le zinc. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(5): 2356-2366.
- Kpan K., Yao B., Diemeleou C., N'guettia R., Traore S. & Dembele A. (2019). Pratiques phytosanitaires en agriculture périurbaine et contamination des denrées par les pesticides : cas des maraîchers de Port-Bouët (Abidjan). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 41: 6847-6863.
- Kroes R., Müller D.M., Lambe J., Lowik M.R.H., VanKlaveren J., Kleiner J., Massey R., Mayer S., Urieta I., Verger P. & Visconti A. (2002). Assessment Of intake from the diet. *Food and Chemical Toxicology*, 40: 327-385.
- Krou N.G.J. (2010). Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques. Thèse de Doctorat en Génie des Procédés et l'Environnement, Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, France, 201 p.
- Kumar A.& Bhatnagar M. (2015). Pesticide Residues in Fruits and Vegetables: An Overview. *Journal of Environmental Science and Tecnologie*, 8(2) : 55-61.
- Ledrans M. (2008). L'épidémiologie : un outil pour la veille et la décision en santé environnementale. *Environnement, Risques & Santé*, 1 : 21-26.

-
- Lerro C.C., Beane Freeman L.E., De Roos A.J., Parks C.G., Hofmann J.N., Sandler D.P. & Alavanja M.C.R. (2019). Association of pesticide use with chronic health outcomes: endocrine disruption, neurotoxicity, and cancer risk among frequent users. *Environmental Health Perspectives*, 127(7): 77001.
- Lesueur C. (2008). New Analytical Methods for The Determination of Pesticides in Food and Environmental Samples with Gas Chromatography- Mass Spectrometry and Liquid Chromatography-Mass Spectrometry. Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université des Sciences Agricoles, Vienne (Autriche), 163 p.
- Li H., Wang Y., Chen L., Zhang X. & Liu J. (2023). Effects of pesticide exposure on male reproductive health: impacts on spermatogenesis, fertility, and embryonic development. *Reproductive Toxicology*, 118 : 123-136.
- Louchart X., Martin F. & Boudon G. (2014). Transfert des pesticides vers les eaux superficielles : influence du ruissellement, de l'érosion et des caractéristiques hydrologiques. *Hydrological Sciences Journal*, 59(5): 912-925.
- Mahmoud H.H.H., Amer A.A. & Ismail T. (2021). A comprehensive survey on technologies, applications, challenges, and research problems. *Transactions on Emerging Telecommunications Technologies*, 32(4): e4233.
- Mapa R.B., Green R.E., & Santo L. (1986). Temporal variability in soil hydraulic properties with wetting and drying subsequent to tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 50(5): 1133-1138.
- Matthews A.J. (2008). Primary and successive events in the Madden-Julian oscillation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society: A journal of the atmospheric sciences, applied meteorology and physical oceanography*, 134(631): 439-453.
- Mawussi G. (2008). Bilan environnemental de l'utilisation de pesticides organochlorés dans les cultures de coton, café et cacao au Togo et recherche d'alternatives par l'évaluation du pouvoir insecticide d'extraits de plantes locales contre le scolyte du café

- (*Hypothenemus hampei* Ferrari). Thèse de Doctorat en Sciences des Agroressources, Université de Toulouse, Toulouse (France), 207 p.
- Mazuryk P., Novak M. & Klein J. (2024). Health effects of pesticide exposure: respiratory, endocrine, and microbiota impacts. *Journal of Environmental Health Sciences*, 39(1) : 45-59.
- Mebdoua S. (2017). Recherche des résidus de pesticides dans quelques cultures stratégiques en Algérie. Thèse de Doctorat en Agronomie, École Nationale Supérieure Agronomique Khâlef Abdellah, Khâlef Abdellah (Algérie), 151 p.
- Meeneskshi., Kavita., Renuka. & Anju. (2004). Groundwater quality in some villages of Haryana, India: Focus on fluoride and fluorosis. *Journal of Hazardous Materials*, 106(1): 85-97.
- Mensah M. & Fosu-Mensah B.Y. (2020). Agriculture and gender roles in the semi-arid region of Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*, 28(1): 144-157.
- Mensah P.K., Palmer C.G. & Muller W.J. (2014). Lethal and sublethal effects of pesticides on aquatic organisms: the case of a freshwater shrimp exposure to Roundup®. *Pesticides : Toxic Aspects, InTech Publications, Rijeka, Croatia* : 163-185.
- 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. Thèse de Doctorat en Toxicologie, Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse (France), 249 p.
- Missabo S. (2020). Niveau de contamination d'une eau de surface par les produits phytosanitaires : cas de la retenue d'eau du bassin versant de la Lobo (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Advanced Research*, 8(10) :111-119.
- Mojsak P., Łozowicka B. & Kaczyński P. (2018). Estimating acute and chronic exposure of children and adults to chlorpyrifos in fruit and vegetables based on the new, lower toxicology data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 159 : 182-189.
- 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 en

-
- Sciences de l'Environnement et Hydrologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris 6 (France), 235 p.
- Mostafalou S. & Abdollahi M. (2013). Pesticides and human chronic diseases: evidences, mechanisms, and perspectives. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 268(2): 157-177.
- Mrabet A. (2007). No-tillage systems for sustainable dryland agriculture Morocco. Ouvrage, Institut National de Recherche Agronomique, Raba (Maroc), 154 p.
- Mwangi J.K., Wanyama J.M. & Mburu J.K. (2020). « Effects of Rainfall on Pesticide Residue Levels in Tea Plantations of Central Kenya. », 82(6): 113-126.
- N'diaye M., Brauner S., Flytzani S., Kular L., Warnecke A., Adzemovic M. Z. & Jagodic, M. (2020). C-type lectin receptors Mcl and Mincle control development of multiple sclerosis-like neuroinflammation. *The Journal of clinical investigation*, 130(2): 838-852.
- N'Dri B.P., Heitz-Tokpa K., Chouaïbou M., Raso G., Koffi A.J., Coulibaly J.T. & Utzinger J. (2020). Use of insecticides in agriculture and the prevention of vector-borne diseases: population knowledge, attitudes, practices and beliefs in Elibou, South Côte d'Ivoire. *Tropical medicine and infectious disease*, 5(1): 1-36.
- N'guessan K.S., Yao K. & Brou Y.T. (2019). Dynamique de l'occupation du sol et vulnérabilité du bassin versant de la Lobo face aux changements climatiques. *Hydrological Sciences Journal*, 64(10): 1263-1276.
- Naidoo S., London L., Rother H.A., Burdorf A., Naidoo R.N. & Kromhout H. (2010). Pesticide safety training and practices in women working in small-scale agriculture in South Africa. *Occupational and environmental medicine*, 67(12): 823-828.
- Narendaran, S.T., Meyyanathan S.N. & Babu B.J.F.R.I. (2020). Review of pesticide residue analysis in fruits and vegetables. Pre-treatment, extraction and detection techniques. *Food Research International*, 133: 10914-10920.
- Ngowi H.A., Tolma E.L., Kassuku A.A., Mlozi M.R.S., Mlangwa, J.E.D., Carabin H. & Willingham Iii A.L. (2007). Using the Precede model to plan a health promotion strategy for control of Taenia solium infections in northern Tanzania. *International Journal of Health Promotion and Education*, 45(2): 41-48.

-
- Nguyen L.D., Gassara S., Bui M.Q., Zaviska F., Sifat P. & Deratani A. (2019). Desalination and removal of pesticides from surface water in the Mekong Delta by coupling electro dialysis and nanofiltration. *Environmental Science and Pollution Research International*, 26(132): 32687-32697.
- Nguyen T.T., Pham H.V. & Dao T.A. (2021). Pesticide use practices and residue levels in vegetables: A case study in Vietnam. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(9) : 11325-11336.
- Nicolas J. (2009). Gestion des risques sanitaires : principes, méthodes et pratiques. Paris, France : Éditions Lavoisier : 102-104.
- Norton, S. B., Rodier, D. J., Gentile J. H., Van der Schalie, W. H., Wood W. P., & Slimak, M. W. (1992). Framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(12): 1663-1672.
- Nougadère A. (2015). Évaluation des risques liés aux substances chimiques dans l'alimentation humaine. Thèse de Doctorat en Santé Publique, Université Paris-Est. Paris, France, 236 p.
- NRC (1983). Committee on the institutional means for assessment of the risk to public health. Risk assessment in the federal government: managing the process. National Academy Press Washington D C, 102 p.
- Obaid R.S. (2022). Pesticides residues in fresh fruits imported into the United Arab Emirates. *Heliyon*, 8(12): 11946-11961.
- Oluwatoyin F.C., Abiola Y.A. & Baba A.O. (2022). An Assessment of School Plant Management and Covid-19 Mitigation for Quality Assurance: Experience from Kwara State. *Indonesian Journal of Research and Educational Review*, 1(4): 517-529.
- OMS & FAO. (2005). Pesticide residues in food: Report of the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues, 528 p.

-
- OMS & FAO. (2009). Organisation mondiale de la santé et Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Environmental Health Criteria; 240, Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food. ISBN978 92 4 157240 8.
- OMS. (2015). Investir pour réduire l'impact mondial des maladies tropicales négligées : troisième rapport de l'OMS sur les maladies tropicales négligées, Genève, 211 p.
- OMS. (2017). Pesticide residues in food: Report of the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues. Plant Production and Protection Paper (232), ISBN 978-92-5-130070-1.
- Onil P. & Louis J. (2001). Guide d'évaluation des toxicités chimiques : références et données essentielles. Rapport technique, Institut de Toxicologie Appliquée, Paris. 135 p.
- Osaili T.M., Al Sallagi M.S., Dhanasekaran D.K., Odeh W.A.B., Al Ali H.J., Al Ali, A.A. & Obaid R.S. (2022). Pesticides residues in fresh fruits imported into the United Arab Emirates. *Heliyon*, 8(12): 11946-11961.
- Osibanjo O., Biney C., Calamari D., Kaba N., Mbome I.L., Naeve H., Ochumba, P.B.O. & Sadd, M. A. H. (1994). *Review of chlorinated hydrocarbon substances in the African aquatic environment*. Rapport FAO/UNEP, 74 p.
- Ouattara D., Koffi M. & Coulibaly A. (2022). Pesticides et chou. *Revue des Sciences Agronomiques*, 18(2) : 91-102.
- Parveen Z., Khuhro M.I. & Rafiq N. (2004). Monitoring of pesticide residues in vegetables (2000-2003) in Karachi, Pakistan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2): 365-371.
- Pessoa P.C., Luchmann K.H., Ribeiro A.B., Verras M.M., Correa J.R.M.B., Nogueira A.J.A., Bairy A. C.D. & Carvalho P.S.M. (2011). Cholinesterase inhibition and behavioral toxicity of carbofuran on *Oreochromis niloticus* early life stages. *Aquatic Toxicology*, 105 (3-4): 312-320.
- Pimene D. (1998). Population growth and the environment planetary stewardship. *Bioscience*, 48(9):754-766.

-
- Pimentel D. (2005). Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. *Environment Development and Sustainability*, 7: 229-252.
- Priya K., Rani S. & Kumar R. (2024). Chlorpyrifos: Global regulatory status and human health implications. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 99 : 105464.
- Quivy R. & Campenhoudt L. V. (1988). Manuel de recherche de sciences sociales. 1^{re} édition, Bordas, Paris, 271 p.
- Rachadi T. (1991). Manuel de lutte antiacridienne. Rapport technique, Université de Metz, 120 p.
- Racke K.D. (1993). Environmental fate of pesticides. Academic Press. *In Handbook of Pesticide Toxicology*: 609-636.
- Randhawa M.A., Anjum F.M. & Mahmood T. (2007). Survey of pesticide residues in vegetables, fruits and grains in Pakistan. *Journal of Food Protection*, 70(9): 2196-2201.
- Rausand M. (2011). Risk assessment: Theory, methods, and applications. John Wiley & Sons, New Jersey, Etats Unies, 664 p.
- Reffstrup T.K., Larsen J.C. & Meyer O. (2010). Risk assessment of mixtures of pesticides: Current approaches and future strategies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 56(2): 174-192.
- Renwick A.G., Barlow S.M., Hertz-Picciotto I., Boobis A.R., Dybing E., Edler L., Eisenbrand G., Greig J.B., Kleiner J. et Lambe J. (2003). Risk characterization of chemicals in food and diet. *Food and Chemical Toxicology*, 41: 1211-1271.
- Reupert R., Ploger E. & Brausen G. (1990). HPLC Determination of 29 Controlled Herbicides in Water Supplies. Hewlett Packard, *Environment Analyst Application Note* 12-5952-2229.
- Rice C.P., O'Keefe P.W. & Kruzynski G. M. (1997). Environmental fate and effects of dicofol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(3) : 448-455.

-
- RIMA-OIV. (2010). Recueil international des méthodes d'analyses-OIV. Indice de Folin-Ciocalteu, Méthode OIV- MA-AS2-10.
- Riyaz M., Shah R.A. & Sivasankaran K. (2021). Résidus de pesticides : impacts sur la faune et l'environnement. *IntechOpen*, 139-155.
- Rocher F. (2004). Étude des propriétés antifongiques des produits phytosanitaires : activité de surface et mécanismes d'action. Mémoire de Master en Phytopathologie, Université de Bordeaux, Bordeaux (France), 72 p.
- Roldán-Mendoza D., Guillén-Moreno F. & López-Díaz J.A. (2018). Nutritional and bioactive compounds of onions: *A review Food Chemistry*, 238: 10-18.
- Rubatzky V.E. & Yamaguchi M. (1997). World vegetables: Principles, production, and nutritive values. Chapman & Hall, New York (Etats Unies), 843 p.
- Runkle J. D., Brock W. J. & Sturgeon S. R. (2017). Review of toxicological evidence of pesticide exposure and adverse pregnancy outcomes. *Environmental Health Perspectives*, 125(3): 287-293.
- Sadhu A., Banerjee S. & Chatterjee D. (2024). Aquatic ecotoxicology of chlorpyrifos: Species-specific toxicity and environmental implications. *Aquatic Toxicology*, 263 p
- Samuel O., Dion S., St Laurent L. & April M.H. (2007). Indicateur de risque des Pesticides du Québec- IRPeQ Santé et Environnement Québec. Québec : Ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation/Ministère de développement Durable, de l'environnement et des Parcs/Institut national de santé publique du Québec, 36 p.
- Sayad S., Dastgheib S.A., Farbod M., Asadian F., Karimi-Zarchi M., Salari S. & Neamatzadeh H. (2021). Association of PON1, LEP and LEPR polymorphisms with susceptibility to breast cancer: a meta-analysis. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention*, 22(8): 2323.
- Schäfer R.B., Liess M., Altenburger R., Filser J., Hollert H., Rob-Nickoll M., Schäffer A. & Scheringer M. (2019). Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intentio, and reality. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(2) : 3465-3475.

-
- Schiavon M., Perrin-Ganier C. & Portal J.M. (1995). La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15 : 107-123.
- Schlienger, J. L. (1998). Syndrome métabolique. *Nutrition Clinique Pratique*. Chez l'adulte, l'enfant la Personne âgée, 195 p.
- Serra M., López A. & Fernández, J. (2021). Mode d'action des herbicides systémiques : absorption foliaire et transport dans la plante. *Revue Française de Phytopathologie*, 47(2) : 123-134.
- Sharma R., Gupta S. & Verma P. (2022). Toxicological profile and effects of pesticide exposure on mammalian and avian species. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 90, Article 103743, 23p.
- Sibanda T., Dobson H., Cooper J. & Manyangarirwa W. (2000). Pest management challenges for smallholder vegetable farmers in Zimbabwe. *Crop Protection*, 19(8-10) : 807-815.
- Sighomnou D. (1986). Assainissement pluvial en zone urbaine en Afrique tropicale : cas de Yopougon (Côte d'Ivoire). Thèse 3^e cycle, Sciences de l'Eau et Aménagement, Université de Montpellier 2, Montpellier, France, 245 p.
- Silva M., Santos A. & Oliveira R. (2024). Mechanisms of action of carbofuran on fungal pathogens: Inhibition of cell division and growth. *Journal of Agricultural Chemistry*, 58(2): 145-156.
- Silva V., Mol H. G.J., Zomer P., Tienstra M., Ritsema C.J.& Geissen V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653: 1532-1545.
- Siriki K., Yao K.M., Gnonsoro U.P. & Trokourey A. (2021). Transboundary river water pesticide pollution in historical agriculture areas in West Africa: a case study in the Comoe, Bia, and Tanoe rivers (Cote d'Ivoire). *Arabian Journal of Geosciences*, 14(20): 2068.

-
- Smith A., Dupont B. & Martin C. (2022). Applications du chlorpyrifos dans la lutte antivectorielle et le contrôle des ectoparasites chez l'homme et les animaux. *Journal de la Protection Intégrée*, 18(4) : 210-223.
- Smith L.G., Jones P.J. & Williams A.G. (2016). The greenhouse gas emissions of reduced meat diets: Can we eat our way to a lower footprint? *American Journal of Clinical Nutrition*, 103(1): 153-156.
- Smith M. (2002). Food Safety in Europe: risk assessment of chemicals in food and diet: overall introduction. *Food and Chemical Toxicology*, 40: 141-144.
- Song X., Li J., Wang Y. & Zhang H. (2021). *Environmental fate and ecotoxicological effects of pesticides on aquatic organisms and soil. Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 56(5): 342-356.
- Sopéfia R., Kouadio Y. & Konan, B. (2009). Rôle des substances inertes dans les formulations phytosanitaires : Solvants, émulsifiants et agents auxiliaires. *Revue Ivoirienne des Sciences Agronomiques*, 11(2) : 45-58.
- Soro G., Amao W.S., Adjiri A.O. & Soro N. (2019). Risques sanitaires et environnementaux liés à l'usage des produits phytosanitaires dans l'horticulture à Azaguié (Sud Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Bioscience*, 138: 14072-14081.
- Sosan M.B., Oyekunle J.A.O. & Odewale G.O. (2018). Occurrence and levels of organochlorine pesticide residues in maize samples from open markets and stores in Ile-Ife and Ondo, Southwestern Nigeria. *Nigeria Journal of Entomology*, 34(1) : 25-37.
- SPCAM., INAGRA. & SA. (2010). Étude sur la lixiviation des pesticides dans les sols agricoles (Rapport technique). SPCAM, 1-120.
- Srinivasan K. (2016). Biological activities of red pepper (*Capsicum annuum*) and its pungent principle capsaicin: A review. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 56(9): 1488-1500.
- 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.

-
- Suchail S., Guez D. & Belzunces L.P. (2001). Discrepancy between acute and chronic toxicity induced by imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(11): 2482-2486.
- Sudhakar C., Kumari N. & Reddy K.J. (1995). Field efficacy of endosulfan and phosalone against the cotton bollworm complex in India. *Crop Protection*, 14(7): 599-604.
- Sungur Ş. & Tunur Ç. (2012). Investigation of pesticide residues in vegetables and fruits grown in various regions of Hatay, Turkey. *Food Additives and Contaminants: Part B*, 5(4): 265-267.
- Tapia H., Sánchez M. & Gómez P. (2020). Neurotoxic action of pyrethroid insecticides: disrupting nervous transmission by sodium channel overstimulation in insects. *Journal of Invertebrate Neurobiology*, 45(3) : 210-225.
- Tazi S.H. (2007). Du droit de l'eau au droit à l'eau au Maroc et ailleurs. *Eddif, Casablanca (Maroc) 1* : 450-457.
- Tena A., Gómez J. & Rivera L. (2021). Effets neurotoxiques du méthamidophos : inhibition de l'acétylcholinestérase et conséquences sur le système nerveux. *Journal of Environmental Toxicology*, 36(4) : 215–225.
- Thill G. & Ezin, J.P. (2002). L'eau, patrimoine mondial commun : Co-expertise scientifique et participative et gouvernance. *Presse Universitaire de Namur*, 6: 17-20.
- Thompson K.M. (2002). Variability and uncertainty meet risk management and risk communication. *Risk Analysis*, 22(3): 647-654.
- Toe A., Kiname M., Koné S. & Sanfo-Boyarm E. (2004). Le non-respect des bonnes pratiques agricoles dans l'utilisation de l'endosulfan comme insecticide en culture cotonnière au Burkina Faso : quelques conséquences pour la santé humaine et l'environnement. *Revue Africaine de Santé et de Production Animale*, 2 : 275-278.
- Toe A.B., Kouassi L.M. & Yao E.F. (2000). Comparative analysis of cholinergic crises : carbamates vs organophosphates. *Toxicologie africaine*, 12(2) : 112-118.

-
- Tomlin C.D.S. (Éd.). (2009). *The pesticide Manual : A World Compendium* (15^e éd.). Alton, Hampshire, Royaume -Uni : British Crop Protection Council. ISBN 978-1-901396-18-8.
- Toumi J., Er-Raki S., Ezzahar J., Khabba S., Jarlan L. & Chehbouni A. (2016). Performance assessment of AquaCrop model for estimating evapotranspiration, soil water content and grain yield of winter wheat in Tensift Al Haouz (Morocco): Application to irrigation management. *Agricultural Water Management*, 163 : 219-235.
- Traoré A., Ahoussi K.E., Aka N., Traoré A. & Soro N. (2015). Niveau de contamination par les pesticides des eaux des lagunes Aghien et Pouto (sud-est de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Pure and Applied Bioscience*, 3(4) : 312-322.
- Traoré K., Dembele A., Mamadou K., Mambo V., Lafrance P., Bekro Y. A. & Houenou P. (2008). *Contrôle des pesticides organochlorés dans le lait et produits laitiers : bioaccumulation et risques d'exposition*. *Africa Science*, 4(1) : 87-98.
- Traoré K.S. (2006). Contribution à l'étude des pesticides et produits pharmaceutiques en régions agricoles de Côte d'Ivoire : Suivi, risques à la santé et remédiassions. Thèse d'Etat en Chimie de l'Environnement, Université d'Abobo Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 325 p.
- Ubaid H.M., Zubair M.& Farook U. (2021). Pesticide residue analysis in food crops and associated health risks: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 21,101313.
- Ugya A.Y., Hua X. & Ma J. (2019). Phytoremediation as a tool for the remediation of wastewater resulting from dyeing activities. *Applied Ecology & Environmental Research*, 17(2): 3723-3735.
- UNEP. (2006). *Water quality: An indicator of sustainable development*. Division of Early Warning and Assessment, 74 p.
- USEPA (1992). *Guidelines for Exposure Assessment*. Federal Register, 57(104): 22888-22938
- USEPA. (1996). *Dicofol reregistration eligibility decision (RED) – Human health assessment chapter (HED Science Chapter, original completed)*. Washington, DC: U.S. EPA, Office of Pesticide Programs: 1-216.

-
- USEPA. (1999). Preliminary data summary of urban storm water best management practices. US Environmental Protection Agency, 135 p.
- Valcke M., Levasseur M.E., Soares da Silva A. & Wesseling, C. (2017). Pesticide exposures and chronic kidney disease of unknown etiology: an epidemiologic review. *Environmental Health*, 16(1): 1-12.
- Vicente J. & Cabello F. (2011). Brussels sprouts: Cultivation, nutritional properties, and health benefits. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 86(4): 382-387.
- Vilanova S. & Soria Y. (2014). Cauliflower and broccoli processing wastes as a source of bioactive compounds. *Industrial Crops and Products*, 60: 45-49.
- Welbaum G. E. (2015). Vegetable production and practices. *CABI Publishing*, 486 p.
- Westcott N.D., Moffatt J. & Young J.E. (2004). Efficacy of malathion for control of the boll weevil in North Carolina. *Journal of Economic Entomology*, 97(4): 1278-1284.
- WHO. (2004). Concise International Chemical Assessment Document 55: Ethylene thiourea. Geneva: WHO. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42425>
- WHO. (2018). Food safety: Overview and global status. Geneva, Switzerland: 14-16
- Willet W. (2013). Nutritional Epidemiology (3rd ed.), 552 p.
- Williams L. & MacLeod A. (2012). Cabbage: A global history. Reaktion Books. 136 p.
- Wolff M. S., Britton, J. A., Teitelbaum, S. L., Eng, S., Deych E., Ireland K. & Stellman S.D. (2000). Improving organochlorine biomarker models for cancer research. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 9(7): 677-684.
- Wu A. & Zhai Q. (2013). Nutritional composition of broccoli and broccoli by-products. *Journal of Food Processing and Preservation*, 37(1): 136-142.

-
- Yami M., Feleke S., Abdoulaye T., Alene A.D., Bamba Z. & Manyong V. (2019). African rural youth engagement in agribusiness: Achievements, limitations, and lessons. *Sustainability*, 11(1) : 185.
- Yao A.B. (2015). Évaluation des potentialités en eau du bassin versant de la Lobo en vue d'une gestion rationnelle (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 192 p.
- Yao B.L., Kpan Kpan K., Messoum F. G., & Sory T. K. (2020). Évaluation du risque phytosanitaire lié à la consommation de la laitue (*Lactuca sativa*) cultivée dans la commune de Port- Bouët, Abidjan, Côte d'Ivoire. *Assessment of Pesticide Residues in Fruits and Vegetables Grown in Abidjan, Ivory Coast*. 8 p.
- Yao G., Liu H., Liu X., Liu C., Zhan J., Liu, D.& Zhou Z. (2017). Approach for pesticide residue analysis for metabolite prothioconazole-desthio in animal origin food. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 65(11), 2481-2487.
- Yao M.L., Traoré K.& Aka F. (2021). Pesticides et maraîchage. *Revue Environnement et Développement*, 6(3) : 60-72.
- Yapo O.B. (2018). Usage des rivières en zone rurale africaine : étude de cas. Abidjan, Côte d'Ivoire, 45 p.
- Yapo O.B., Mambo V., Tidou S.A., & Houenou, P.V. (2008). Étude analytique des caractéristiques chimiques d'un lac eutrophe en milieu tropical : La conductivité comme indicateur de trophie du lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 25 : 87-108.
- Yapo R. I., Ohou-Yao M. J., Ligban R., Kouamé P., Mambo V. & Bonfoh B. (2021). Niveau de contamination et risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers à Korhogo, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 15 : 2185-2198.

-
- Zaharia A., Popescu M. & Ionescu D. (2023). Applications et impacts des insecticides en agriculture et en santé animale. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 28(1) : 45-58.
- Zhang H., Wang L. & Hu X. (2011). Seasonal variation and environmental fate of pesticides in soils and water. *Journal of Hazardous Materials*, 192(3): 1047-1055.
- Zhou Y., Zhu Y., Li Y., Duan Y., Zhang R. & Zhou M. (2016). Mechanism of Action of the Benzimidazole Fungicide on *Fusarium graminearum*: Interfering with Polymerization of Monomeric Tubulin but Not Polymerized Microtubule. *Phytopathology*, 106(9) : 978-985.
- Zoë G., Olga P. & Elizabeth V. (2011). Démarches d'évaluation des risques relatifs aux contaminants alimentaires cancérigènes. *Revue internationale d'analyse des risques alimentaires*, 1(1) : 19-39.
- Zohouri H., N'diaye A. & Koko T. (2023). Résidus dans l'aubergine. *Journal Africain de Toxicologie*, 2(1) : 18-31.

ANNEXES

Annexe 1 : Fiche d'enquête phytosanitaire

Fiche enquête n° :

Date :

Ville :

Site d'étude :

Nom et prénoms :

Age :

(0-25 ans) (25-35 ans) (35-45 ans) (45-55ans) (55-65 ans)

Sexe : M F

Niveau d'instruction : aucun primaire secondaire supérieur

Situation matrimoniale : Marié (e) Célibataire Divorcé(e) veuf (ve)

Nombre d'enfants

Depuis combien de temps pratiquez-vous le maraîchage ?

Moins d'un an 1 an 2 ans 3 ans 4 ans 5 ans 6 ans 7 ans
8 ans 9 ans 10 et plus

Le site est-il encadré par des techniciens ? Oui Non

Le site reçoit-il une assistance ? Oui Non

Quelles sont les principales cultures (spécifications) dans votre exploitation :

Tomate chou salade piment oignon persil courgette aubergine carotte
concombre courge haricot... navet poireau gombo pommes de terre
autres

Si autres préciser.....

.....

D'où proviennent les eaux utilisées pour l'arrosage de ces légumes :

Puits Eaux du bas-fond

Avez- vous suivi une formation en maraichage :

Sur le tas Dans un centre de formation agricole dans des séminaires et ateliers autres

Si autres préciser.....

.....

Etes- vous membre d'un groupe de producteurs maraîchers ?

Oui Non

Les légumes issus de votre maraichage sont-ils destinés à :

L'autoconsommation la vente l'autoconsommation et à la vente

En cas de vente, les produits issus de votre exploitation sont-ils écoulés sur :

Le site Les marchés de Daloa autres

Si autres préciser.....

.....

Quelles sont les contraintes majeures à la production par ordre d'importance ?

Insectes adventices nématodes champignons rats Acariens

Mollusques Accès à l'eau Manque de terres Manque de main d'œuvre Faible

fertilité des sols Manque de semences Coût des intrants trop élevé autres

Si autres préciser.....

Quelle est la superficie de votre exploitation ?

Moins d'un ¼ d'ha ¼ d'ha ½ d'ha 1ha 2ha 3ha autre

Si autre préciser

.....

.....

Quels types de main d'œuvre employez-vous

Familiale Salariée Temporaire autres

Si autres précisez :.....

.....

Utilisez-vous des pesticides ? Oui Non

Si oui quels types de pesticides utilisés ?

.....

.....

.....

Si non pourquoi.....

.....

.....

Où vous procurez vous ces pesticides que vous utilisez ?

Vendeurs agréés revendeurs autres

Si autres préciser

.....

Respecter vous les doses recommandées ? Oui Non

Si oui pourquoi.....

.....

.....

Si non pourquoi.....

.....

.....

A combien estimez-vous le coût annuel de vos traitements herbicides ?

.....

Que faites-vous en cas de résistances des adventices ?

Mélange de plusieurs herbicides surdosage des herbicides désherbages manuels

Utilisation d'un autre herbicide autres

Si autres préciser.....

.....

Peut-on faire du maraîchage sans avoir recours aux pesticides chimiques ? Oui Non

Saviez-vous que les pesticides sont dangereux pour la santé humaine ? Oui Non

Annexe 2 : Fiche enquête alimentaire destinée aux consommateurs

1- Identification

Fiche enquête n° :

Date :

Ville :

Quartier :

Nom et prénoms :

Age : (15-25 ans) (25-35 ans) (35-45 ans) (45-55ans) (55-65 ans)

Sexe : M F

Taille : 130 - 150 cm 151 - 180 cm supérieur 180 cm

Poids : Kg

Niveau d'étude : Primaire Secondaire Supérieur Aucun

Situation matrimoniale : Célibataire Marié

II- Habitudes Alimentaires

1. Quelles sont les légumes de votre alimentation ?

Tomate chou salade piment oignon persil courgette aubergine

Carotte concombre courge haricot navet gombo

Préférence : Sauce légumes Sauce aubergine Sauce tomate Salade

2. A quelles fréquences consommez-vous cet aliment au cours de la semaine ?

Une fois Deux fois Tous les jours Chaque deux jour

Quelque rare fois Jamais

III- Perception des risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires

Avez – vous entendu parler des produits phytosanitaires ? Oui Non

1. Si Oui, en connaissez – vous des exemples.....

2. Où rencontre- t- on ces produits phytosanitaires ?.....

3. Quelle est leur utilité ?

4. Les produits phytosanitaires représentent –ils un danger pour l’Homme ? Oui Non

5. Avez-vous déjà été victime de malaises suite à la consommation de ces légumes ?

Oui Non

6. Pensez-vous que ces malaises puissent provenir de l’usage de produits phytosanitaires ?

Oui Non

7. Quels sont les risques auxquels la population est –elle exposée ?

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

8. Peut-on éviter ces risques ? Oui Non

Si Oui comment ?
.....
.....

Si Non pourquoi ?.....
.....
.....
.....

9. Informations complémentaires que vous jugerez utiles de nous communiquer.

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

ANNEXE 3 : Calcul d'indice de risque pour la santé

Le Calcul d'indice de risque pour la santé (IRS) tient compte de l'indice de risque de toxicité (IRT), du Facteur de Pondération pour le type de formulation (FPF) et du Facteur de Compensation pour la Préparation commerciale (FCP).

Tableau : Critères de toxicité des matières actives

Toxicité aigüe	Gravité de l'effet et points alloués				
	8	4	2	1	0
	Valeur de l'indication				
DL 50 oral (mg/kg)	≤ 50	> 50 - 300	> 300 - 2000	> 2000	
DL 50 cutanée (mg/kg)	≤ 200	> 200 - 1000	> 1000 - 2000	> 2000	
CL oral (mg/kg)	≤ 0,5	> 0,5 - 1		> 5	
Irritation cutanée	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légalement	Très peu ou pas	
Irritation oculaire	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légalement		
Sensibilisation	Oui	Possible			Non

Tableau : Critères de toxicité chroniques des matières actives

Toxicité chronique	Gravité de l'effet et points alloués					
	16	8	4	2	1	0
	Valeur de l'indication					
Cancérogénicité	Cancérogène pour l'humain	Cancérogène probable chez l'humain	Cancérogène possible chez l'humain	Données inadéquates pour l'évaluation du potentiel cancérogène pour l'humain		Cancérogène peu probable chez l'humain
Génotoxicité		Génotoxique chez l'humain	Potentiel génotoxique chez l'humain		Données inexistantes ou insuffisantes	Non génotoxique chez l'humain
Perturbation endocrinienne		Perturbateur endocrinien	Perturbateur endocrinien		Données inexistantes	Effets endocriniens
		Evident	Potentiel		Ou insuffisantes	Peu probable
Reproduction	Effets confirmés chez l'humain	Effets suspectés chez l'humain	Effets confirmés chez l'animal	Effets suspectés chez l'animal	Données inexistantes ou insuffisantes	Aucuns effets rapportés
Développements	Effets confirmés chez l'humain	Effets suspectés chez l'humain	Effets confirmés chez l'animal	Effets suspectés chez l'animal	Données inexistantes ou insuffisantes	Aucuns effets rapportés

Tableau : Facteur tenant compte de la persistance environnementale et du potentiel de bioaccumulation

Classification du potentiel de persistance environnementale et de bioaccumulation	Fper
Demi-vie au sol ≥ 60 jours ou BCP ≥ 1000	3,0
Demi-vie au sol $\geq 30 - 60$ jours ou $100 \leq \text{BCF} < 1000$	2,5
Demi-vie au sol $\geq 15 - 30$ jours ou < 100	2,0
Aucune donnée pour les critères	1,5
Demi-vie au sol < 15 jours et aucune bioaccumulation ou donnée BCF	1,0

$$\text{BCF} = 10^{\log(\text{BCF})}$$

$$\log(\text{BCF}) = (0,79 \times \log P_{oc}) - 0,4$$

BCP = Facteur de bioaccumulation,

Poc = Coefficient de partage de Octanol - eau

Tableau : Facteur de pondération selon la formulation (FPF)

Facteur de pondération en fonction du type de formulation (pointage alloué en fonction du risque d'exposition)

Faible = 1	Elevé = 2
Comprimé (TA), Granulés (Gr), Granulés dispersables dans l'eau (WG), Granulés mouillables (WG), Granulés solubles (SG), Générateur à décharge lente (SR), Particule (PT), Organisme vivant (LO), Pastille (PE), Pâte (PA), Pâte Granulée (DF), Solide (SO), Suspension en microcapsules (MS), Tissu imprégné (IF)	Concentré émulsifiable ou émulsion (EG), Liquide (LI), Poudre (DU), Poudre mouillable (WP), Poudre soluble (SP), Poudre sous pression (PP), Solution (SN), Suspension (US)

- *Les formulations en sachet hydrosoluble (SH) se verront attribuer un pointage de 1 en raison de leur présentation qui atténue le niveau de risque.*
- *Les formulations liquides ou solides, qui sont conçues pour être libérées sous forme de gaz (GAZ) recevront un pointage de 2*

Tableau : Valeur de FCP en fonction de la DRA

DRA (g ou mL m.a/ha)	FCP
< 100	0,5
≥ 100 – 1000	1
≥ 1000 - 2000	1,5
≥ 2000	2

DRA = Dose Repère Appliquée ; FCP = Facteur de compensation

PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE

AMADOU Koné, DIARRA Moussa, COULIBALY Yaya, KOUADIO David Léonce, N'GUETTIA Kossonou Roland, MEITE Ladji, DIBI Brou, and TRAORE Karim Sory, (2024). Niveau de contamination saisonnière de la rivière Lobo (Daloa, Côte d'Ivoire) par les pesticides. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 75 (2) 187-195.

Publication 2

AMADOU Koné; DIARRA Moussa; N'GUETTIA Kossonou Roland; MEITE Ladji; DIBI Brou; TRAORE Karim Sory (2025). Level of contamination of market garden produce by pesticide residues: case of the Lobo watershed (Daloa, Ivory Coast). *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 15 (3), 210-221. [DOI: 10.24214/jcbps.D.15.3.21021]

RESUME

Les activités agricoles, près de la rivière Lobo, peuvent entraîner la diffusion des pesticides dans l'environnement. L'objectif général de ce travail consiste à évaluer l'impact de la contamination des eaux de surface de la rivière Lobo sur l'environnement, en mettant en évidence l'influence des variations saisonnières sur l'usage des pesticides et la contamination des légumes cultivés à proximité de la rivière. Pour cette étude, des échantillons d'eau de la rivière Lobo ont été prélevés en saison sèche et pluvieuse. En outre, des échantillons de tomate, de piment, de chou, de haricot vert et de feuilles d'oignon, ont été collectés et analysés par chromatographie. Les résultats des analyses des échantillons d'eau ont révélé en saison sèche et en saison pluvieuse, la présence de dix résidus de pesticides notamment le 2,4-D, le glyphosate, le mancozèbe, le carbendazime, le diméthoate, le chlorpyrifos, la lambda-cyhalothrine, la deltaméthrine, l'imidaclopride et le carbofuran. En effet, la deltaméthrine a eu les concentrations les plus élevées en saison sèche, respectivement avec 15,890 µg/L en amont et 11,348 µg/L en aval. Au niveau de la saison pluvieuse, le 2,4-D affiche les concentrations les plus élevées avec 13,804 µg/L en amont, et 13,365 en aval. Quant à la deltaméthrine, les concentrations les plus élevées ont été 11,330 µg/L en amont et 10,310 µg/L en aval. Par ailleurs les résultats des analyses au niveau des légumes ont montré que le haricot vert (1,989 mg/kg), le chou (1,057 mg/kg) et les feuilles d'oignon (0,76 mg/kg) présentent les teneurs les plus élevées. Contrairement à la tomate (0,621 mg/kg) et au piment (0,505 mg/kg) qui ont eu les concentrations les plus faibles. En outre, la plupart de ces valeurs excèdent aux normes internationales.

Mots clés : *Pesticides, Environnement, Rivière Lobo, Légumes, Contamination*

Abstract

Agricultural activities near the Lobo River can lead to the spread of pesticides into the environment. The overall objective of this study is to assess the impact of the contamination of the surface waters of the Lobo river on the environment, by highlighting the influence of seasonal variations on pesticide use and the contamination of vegetables cultivated near the river. For this study, water samples were taken from the Lobo River during the dry and rainy seasons. In addition, samples of tomatoes, peppers, cabbage, green beans, and onion leaves were collected and analyzed by chromatography. The results of the water sample analyses revealed the presence of ten pesticide residues in both the dry and rainy seasons, including 2,4-D, glyphosate, mancozeb, carbendazim, dimethoate, chlorpyrifos, lambda-cyhalothrin, deltamethrin, imidacloprid, and carbofuran. Deltamethrin had the highest concentrations in the dry season, with 15.890 µg/L upstream and 11.348 µg/L downstream, respectively. During the rainy season, 2,4-D had the highest concentrations, with 13.804 µg/L upstream and 13.365 µg/L downstream. As for deltamethrin, the highest concentrations were 11.330 µg/L upstream and 10.310 µg/L downstream. Furthermore, the results of the analyses of vegetables showed that green beans (1,989 mg/kg), cabbage (1,057 mg/kg), and onion leaves (0.76 mg/kg) had the highest levels. In contrast, tomatoes (0.621 mg/kg) and chili peppers (0.505 mg/kg) had the lowest concentrations. Furthermore, most of these values exceed international standards.

Keywords: *Pesticides, Environment, Lobo River, Vegetables, Contamination*

