



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2024-2025

N° D'ORDRE : 140/2025

CANDIDAT

Nom : KONE

Prénom : Mengoro

THESE DE DOCTORAT

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Chimie Environnementale

Impact des effluents hospitaliers et des produits phytosanitaires sur les cultures maraîchères : risques sanitaires liés à la contamination des produits issus d'un bas-fond en aval de l'Etablissement Public Hospitalier Régional de Daloa (Centre-Ouest, Côte d'Ivoire).

JURY

Président : **M. KOUASSI Kouakou Lazare**, Professeur Titulaire ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : **M. DIARRA Moussa**, Maître de Conférences ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : **M. ABOUA Kouassi Narcisse**, Maître de Conférences ;

Université NANGUI ABROGOUA

Examineur 1 : **M. EHOUMAN Ano Guy Serge**, Maître de Conférences ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur 2 : **M. BENIE Anoubilé**, Professeur Titulaire ;

Université NANGUI ABROGOUA

**Soutenue publiquement
le : 24 juin 2025**



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE: 2024-2025

N° D'ORDRE: 140/2025

CANDIDAT

Nom : KONE

Prénom : Mengoro

THESE DE DOCTORAT

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Chimie Environnementale

Impact des effluents hospitaliers et les produits phytosanitaires sur des cultures maraîchères : risques sanitaires liés à la contamination des produits issus d'un bas-fond en aval de l'Etablissement Public Hospitalier Régional de Daloa (Centre-Ouest, Côte d'Ivoire).

JURY

Président : **M. KOUASSI Kouakou Lazare**, Professeur Titulaire ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : **M. DIARRA Moussa**, Maître de Conférences ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : **M. ABOUA Kouassi Narcisse**, Maître de Conférences ;

Université NANGUI ABROGOUA

Examineur 1 : **M. EHOUMAN Ano Guy Serge**, Maître de Conférences ;

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur 2 : **M. BENIE Anoubilé**, Professeur Titulaire ;

Université NANGUI ABROGOUA

**Soutenue publiquement
le : 24 juin 2025**

TABLE DES MATIERES.....	Pages
DEDICACE	xi
REMERCIEMENTS	xii
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
LISTE DES FIGURES.....	xx
LISTE DES ANNEXES.....	xxiii
INTRODUCTION.....	1
PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	5
CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LES RESIDUS MEDICAMENTEUX : CAS DES EFFLUENTS HOSPITALIERS.....	5
1.1. Effluents hospitaliers	5
1.2. Sources des micropolluants émergents dans les effluents hospitaliers	5
1.3. Caractéristiques des effluents hospitaliers	6
1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	6
1.3.2. Groupes de composés médicamenteux contenus dans des effluents hospitaliers	7
1.3.3. Caractéristiques des résidus de médicaments	8
1.3.4. Antibiotiques.....	9
1.3.4.1. Utilisation des antibiotiques.....	9
1.3.4.2. Mode d'action des antibiotiques	10
1.3.4.3. Résistance aux antibiotiques	11
1.3.4.4. Classification des antibiotiques.....	11
1.3.4.4.1. Erythromycine	14
1.3.4.4.2. Ciprofloxacine	14
1.3.4.4.3. Sulfaméthoxazole	15
1.3.4.4.4. Tétracycline	15
1.3.4.5. Transfert des résidus médicamenteux dans l'environnement	16

1.3.4.6. Toxicité des antibiotiques	18
1.3.4.6.1. Toxicité aiguë	18
1.3.4.6.2. Toxicité chronique sur la santé humaine	19
1.3.4.7. Réglementations et directives de l’OMS.....	19
1.4. Conclusion partielle	21
CHAPITRE 2 : GENERALITES SUR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES	22
2.1. Classification.....	22
2.1.1. Classification selon la nature de l’espèce à éliminer	22
2.1.1.1. Herbicides	22
2.1.1.2. Fongicides	23
2.1.1.3. Insecticides	23
2.1.2. Classification selon la nature de la substance chimique	24
2.1.2.1. Famille des organochlorés	26
2.1.2.2. Famille des organophosphorés.....	26
2.2.2.3. Famille des carbamates	27
2.2.2.4. Famille des pyréthrinoïdes	27
2.1.2.5. Famille des triazines.....	28
2.2. Présentation de quelques molécules d’étude.....	28
2.2.1. Endosulfan	28
2.2.2. Deltaméthrine.....	29
2.2.3. Profénofos	30
2.2.4. Cyperméthrine.....	30
2.2.5. Lambdacyhalothrine.....	31
2.3. Formulation des produits phytosanitaires	31
2.3.1. Principe	31
2.3.2. Matière active.....	31
2.3.3. Adjuvants	31

2.3.4. Types de formulation des produits phytosanitaires.....	32
2.4. Propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires	32
2.5. Transfert des produits phytosanitaires dans l'environnement	32
2.6. Toxicité des produits phytosanitaires.....	33
2.6.1. Toxicité aigüe.....	34
2.6.2. Toxicité chronique	34
2.7. Utilisation des produits phytosanitaires en Côte d'Ivoire.....	35
2.7.1. Cadre institutionnel en Côte d'Ivoire.....	35
2.7.2. Législation ivoirienne sur les produits phytosanitaires.....	36
2.8. Conclusion partielle	36
CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES CULTURES MARAICHÈRES	37
3.1. Maraîchage.....	37
3.2. Cultures maraîchères.....	37
3.3. Zones de pratique des cultures maraîchères.....	37
3.3.1. Cultures maraîchères aux abords des cours d'eau	37
3.3.2. Cultures hors- sol	37
3.3.3. Cultures maraîchères dans les bas-fonds	38
3.4. Classification des cultures maraîchères	38
3.5. Quelques produits issus du maraîchage	39
3.5.1. Tomates.....	39
3.5.2. Aubergines	40
3.5.3. Choux.....	40
3.5.4. Laitues.....	40
3.5.5. Oignons	41
3.5.6. Haricots verts	41
3.6. Impacts du maraîchage sur la population.....	41
3.6.1. Impacts positifs	41

3.6.1.1. Au plan économique	41
3.6.1.2. Au plan alimentaire	42
3.6.1.3. Au plan social.....	43
3.6.2. Impacts négatifs	43
3.7. Production maraîchère en Côte d'Ivoire	43
3.8. Contamination des produits maraîchers par les micropolluants organiques.....	44
3.9. Limites maximales de résidus dans les légumes.....	45
3.10. Conclusion partielle	45
CHAPITRE 4 : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES.....	47
4.1. Principe de l'évaluation des risques.....	47
4.2. Evaluation quantitative des risques.....	47
4.3. Analyse du risque.....	48
4.3.1. Danger	48
4.3.2. Notion de risque	48
4.3.2.1. Risque sanitaire	48
4.3.2.2. Risque environnemental.....	49
4.3.2.3. Risque alimentaire.....	49
4.4. Composantes de l'analyse de risque selon le <i>Codex Alimentarius</i>	50
4.4.1. Quelques notions relatives à l'évaluation du risque.....	50
4.4.1.1. Notion de Dose Journalière Admissible.....	50
4.4.1.2. Dose sans effet toxique observable	50
4.4.1.3. Résidu de produit phytosanitaire.....	51
4.4.2. Normes de <i>Codex Alimentarius</i>	51
4.4.3. Démarche d'évaluation des risques	51
4.4.3.1. Identification du danger	51
4.4.3.2. Caractérisation du danger.....	52
4.4.3.3. Evaluation de l'exposition.....	52

4.4.3.4. Dose d'exposition	53
4.4.3.5. Caractérisation du risque.....	53
4.5. Processus de l'évaluation du risque alimentaire	53
4.6. Incertitudes de l'évaluation de risque	54
4.7. Conclusion partielle	54
DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES	55
CHAPITRE 5 : CARACTERISATION DES EFFLUENTS DE L'EPHR DE DALOA	55
5.1. Présentation de la zone d'étude.....	55
5.2. Matériel.....	55
5.2.1. Matériel de collecte des données d'enquête.....	55
5.2.2. Matériel de mesures des paramètres physico-chimiques <i>in situ</i> des effluents de l'EPHR.	56
5.2.3. Matériel de prélèvement des effluents hospitaliers.....	56
5.2.4. Matériel d'analyse de laboratoire.....	57
5.2.4.1. Produits chimiques	57
5.2.4.1.1. Solvants organiques	57
5.2.4.1.2. Réactifs	57
5.2.4.2. Verrerie	57
5.2.4.3. Appareillage	58
5.3. Méthodes.....	59
5.3.1. Enquête d'investigation auprès du personnel de santé de l'EPHR de Daloa.....	59
5.3.2. Echantillonnage.....	59
5.3.2.1. Choix des points de prélèvement des eaux usées de l'EPHR	59
5.3.2.2. Méthodes de prélèvement et de conservation des échantillons des effluents hospitaliers	61
5.3.2.3. Analyse de la pollution chimique des effluents hospitaliers.....	62
5.3.2.3.1. Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours	62

5.3.2.3.2. Demande chimique en oxygène.....	63
5.3.2.3.3. Détermination de l'azote total Kjeldahl.....	63
5.3.2.3.4. Détermination des ions nitrites	65
5.3.2.4. Analyse des résidus antibiotiques dans les effluents hospitaliers.	65
5.3.2.4.1. Préparation des étalons des résidus d'antibiotiques.....	66
5.3.2.4.2. Prétraitement des échantillons d'effluents de l'EPHR de Daloa	66
5.3.2.4.3. Identification et quantification.....	68
5.3.2.5. Traitement des données	69
5.4. Conclusion partielle	69
CHAPITRE 6 : DETERMINATION DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES	
DANS LES SOLS	70
6.1. Matériel.....	70
6.1.1. Matériel de collecte des données d'enquête.....	70
6.1.2. Matériel de prélèvement et de conservation	70
6.2. Population d'étude	70
6.3. Méthodes.....	71
6.3.1. Enquête auprès des maraîchers	71
6.3.2. Echantillonnage des sols	71
6.3.2.1. Choix des points de prélèvement des sols.....	71
6.3.2.2. Prélèvements des échantillons de sol	72
6.3.3. Traitement et analyse expérimentale des échantillons de sol de la zone d'étude ...	72
6.3.3.1. Traitement des échantillons.....	72
6.3.3.2. Analyse des échantillons	73
6.3.4. Traitement des données.....	74
6.4. Conclusion partielle	74
CHAPITRE 7 : DETERMINATION DES RESIDUS DE POLLUANTS ORGANIQUES	
DANS DES PRODUITS MARAICHERS.....	75

7.1. Matériel.....	75
7.1.1. Matériel biologique.....	75
7.1.2. Matériel d'échantillonnage.....	76
7.1.3. Matériel d'analyse des échantillons des produits maraîchers.....	76
7.2. Méthodes.....	77
7.2.1. Choix des sites de prélèvement des produits maraîchers.....	77
7.2.2. Méthodes d'échantillonnage des produits maraîchers.....	78
7.2.3. Conditionnement et transport des échantillons.....	79
7.2.4. Analyse chromatographique.....	79
7.2.4.1. Etape de prétraitement des échantillons.....	79
7.2.4.1.1. Extraction.....	79
7.2.4.1.2. Purification.....	80
7.2.4.2. Analyses instrumentales.....	80
7.2.4.3. Identification et quantification.....	81
7.2.5. Traitement des données.....	82
7.3. Conclusion partielle.....	82
CHAPITRE 8 : EVALUATION DES RISQUES ALIMENTAIRES.....	83
8.1. Matériel.....	83
8.1.1. Matériel d'enquête.....	83
8.1.2. Matériel biologique.....	83
8.2. Méthodes.....	83
8.2.1. Choix des sites de l'enquête alimentaire.....	83
8.2.2. Outils utilisés.....	84
8.2.2.1. Enquête alimentaire.....	84
8.2.2.2. Choix de la population d'étude.....	84
8.2.2.3. Techniques d'enquête utilisées.....	84
8.2.2.4. Démarche d'évaluation des risques.....	85

8.2.3. Méthodologie d'évaluation du risque alimentaire	85
8.2.3.1. Identification du danger	85
8.2.3.2. Evaluation de l'exposition de la population.....	85
8.2.3.2.1. Calcul des expositions théorique et estimée aux résidus de produits phytosanitaires.....	86
8.2.3.2.2. Calcul de l'apport journalier estimé	86
8.2.3.2.3. Calcul de la dose journalière acceptable.....	87
8.2.3.3. Caractérisation du danger.....	87
8.2.3.3.1. Indices de risques sanitaires.....	87
8.2.3.3.2. Calcul du ratio de danger ou quotient de danger	88
8.2.3.3.3. Calcul de l'excès de risque individuel	88
8.3. Traitement des données.....	89
8.4. Conclusion partielle	89
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION	91
CHAPITRE 9 : CARACTERISTIQUES DES EEFFLUENTS DE L'EPHR DE DALOA	91
9.1. Résultats d'enquête auprès des agents de santé	91
9.2. Caractéristiques physico-chimiques des effluents de l'EPHR de Daloa	92
9.2.1. Paramètres mesurés dans les effluents de l'EPHR	92
9.2.2. Taux de présence des résidus d'antibiotiques dans les effluents hospitaliers.....	95
9.2.3. Répartition spatiale des teneurs en résidus de médicaments en fonction des points de prélèvement	96
9.2.4. Evolution des concentrations dans les points de prélèvement	96
9.3. Comparaison des concentrations des résidus de médicaments de l'EPHR aux Concentrations Prédites Sans Effet.....	100
9.4. Discussion	101
9.5. Conclusion partielle	105
CHAPITRE 10 : NIVEAU DE CONTAMINATION DU SOL PAR LES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES	106

10.1. Résultats de l'enquête phytosanitaire.....	106
10.1.1. Caractéristiques sociodémographiques des maraîchers	106
10.1.2. Choix des produits maraîchers.....	108
10.1.3. Choix des produits phytosanitaires selon l'enquête.....	108
10.1.4. Produits phytosanitaires les plus utilisés par les maraîchers	108
10.2. Teneurs des micropolluants organiques.....	110
10.2.1. Teneurs des résidus médicamenteux dans les sols prélevés dans le bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa.....	110
10.2.2. Teneurs des résidus de produits Phytosanitaires dans les sols prélevés dans le bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa.....	111
10.3. Discussion.....	111
10.4. Conclusion partielle	116
CHAPITRE 11 : CONTAMINATION DES PRODUITS MARAICHERS PAR LES RESIDUS DE POLLUANTS ORGANIQUES.....	117
11.1. Détermination des résidus de produits phytosanitaires dans les légumes.....	117
11.1.1. Pourcentage de contamination des échantillons de légumes prélevés dans la zone d'étude par les produits phytosanitaires.....	117
11.1.2. Distribution des résidus de produits phytosanitaires au niveau des différentes matrices	118
11.1.3. Niveau de contamination des légumes par les produits phytosanitaires.....	119
11.1.3.1. Aubergines	119
11.1.3.2. Tomates.....	120
11.1.3.3. Haricots verts	120
11.1.3.4. Choux	121
11.1.3.5. Laitues.....	122
11.1.3.6. Feuilles d'oignon.....	123
11.1.3.7. Pourcentage de contamination par spéculation	124

11.1.4. Comparaison des teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dans les denrées alimentaires avec les normes du <i>Codex Alimentarius</i>	125
11.1.5. Corrélation entre les matières actives quantifiées dans des produits maraîchers	128
11.2. Teneurs moyennes des résidus médicamenteux dans les produits maraîchers	130
11.3. Discussion	130
11.4. Conclusion partielle	133
CHAPITRE 12 : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIES A LA CONSOMMATION DES PRODUITS MARAÎCHERS	135
12.1. Caractéristiques sociodémographiques	135
12.2. Niveau de contamination des produits maraîchers les plus consommés par les ménages	136
12.3. Indices de risques sanitaires et toxicité des matières actives de produits phytosanitaires dans la commune de Daloa	138
12.4. Evaluation de l'exposition de la population aux produits phytosanitaires via la consommation des légumes	139
12.4.1. Charge polluante des légumes : chou, laitue, tomate et feuille d'oignon	139
12.4.2. Calcul des expositions théoriques	140
12.4.2.1. Calcul de l'apport journalier maximum théorique	140
12.4.2.2. Apport journalier estimé de produit phytosanitaire ingérable.....	141
12.4.2.3. Dose Journalière Admissible.....	141
12.4.3. Caractérisation du risque.....	142
12.4.4. Excès de risque individuel	143
12.5. Discussion	143
12.6. Conclusion partielle	145
CONCLUSION	146
REFERENCES	148

DEDICACE

Ce mémoire est dédié à mes parents défunts :

Mon Père KONE Diotigui

Ma mère KONE Tahanflo

Que leurs âmes reposent en paix après les multiples sacrifices consentis pour mes études

.

REMERCIEMENTS

Ce serait faire preuve de manque de modestie que de voir en ce travail un effort exclusivement personnel. En réalité, cette thèse de doctorat est le fruit du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa. Elle a été possible grâce à l'assistance de personnes généreuses et charitables. Ainsi, nous leur témoignons toute notre gratitude.

Je voudrais sincèrement remercier Madame ADOHI KROU Viviane, Professeur titulaire, Présidente de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, pour ses encouragements à la recherche scientifique et pour son dévouement au travail ;

Je remercie Monsieur SORO Dogniméton, Professeur titulaire, Vice-Président de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa en charge de la pédagogie et de la vie universitaire pour sa disponibilité et ses conseils bien éclairés pour la réalisation de ce travail :

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur KOUASSI Kouakou Lazare, Professeur titulaire, Directeur de l'UFR Environnement de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, Président du jury de la soutenance de cette thèse pour son leadership, son abnégation au travail, son esprit de solidarité et ses conseils avisés ;

J'exprime mes sincères remerciements à Monsieur DIBI Brou, Professeur titulaire, Directeur du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, pour sa rigueur au travail et sa disponibilité ;

Il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma gratitude à Monsieur DIARRA Moussa, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, Directeur scientifique de cette thèse, pour son humilité, sa rigueur, son dynamisme, sa disponibilité, son abnégation au travail, son soutien financier et son esprit de solidarité pour la réalisation de cette thèse de Doctorat :

Je remercie Monsieur TRAORE Karim Sory, Professeur titulaire, à l'Université NANGUI Abrogoua, Ex- Directeur du Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE), pour sa disponibilité bien qu'étant à la retraite et l'effort consenti pour faciliter toutes les analyses de cette recherche. Je lui témoigne mon infinie reconnaissance et ma gratitude ;

Je remercie également Monsieur KOUADIO Léonce David, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, Responsable de l'équipe de recherche

« Micropolluants organiques et inorganiques » au Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement pour sa disponibilité et ses conseils avisés dans la rédaction de ce manuscrit ;

Ma profonde gratitude à Monsieur KONATE Ibrahim, Professeur titulaire à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, pour ses conseils avisés, ses encouragements, son humilité et pour la mise à notre disposition d'un cadre approprié pour le travail intellectuel ;

A travers ces mots, je voudrais dire merci aux instructeurs et les membres du jury de cette thèse qui ont apporté leurs contributions pour l'amélioration de la qualité de ce manuscrit. Soyez assurés de ma profonde reconnaissance pour l'apport inestimable que vous m'avez apporté. Merci infiniment chers Maîtres ;

Je remercie Monsieur ABBE Rodrigue, Administrateur principal des services financiers, Directeur général de l'Etablissement Public Hospitalier Régional de Daloa pour son esprit d'ouverture et pour avoir accepté la réalisation d'une partie de cette recherche dans sa structure ;

Mes remerciements à Monsieur OYOUNDE Saindou, Surveillant Général de l'Etablissement Public Hospitalier Régional de Daloa pour sa disponibilité, ses encouragements et sa sympathie ;

Je remercie Monsieur SORO Donafologo Baba, Maître de Conférences, à l'Université NANGUI Abrogoua, pour ses conseils et son esprit de solidarité ;

Je suis reconnaissant envers Monsieur N'GUETTIA Kossonou Roland, Chargé de Recherches, à l'Université NANGUI Abrogoua pour sa disponibilité dans l'encadrement et son appui lors des manipulations ;

Je tiens à adresser mes remerciements à Monsieur KOUADIO Zilé Alex, Maître de Conférences, à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa, Responsable du Département des Sciences de la Terre pour ses conseils et sa présence constante à nos côtés ;

Je remercie Monsieur DIOMANDE Massé, Maître de Conférences, à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa pour ses encouragements et conseils avisés pour la réalisation de cette thèse ;

Je remercie Monsieur KOUAME Benjamin, Maître de Conférences, à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa pour ses apports scientifiques et sa disponibilité ;

Je voudrais particulièrement remercier KONE Tchémisa, mon épouse qui, au quotidien avec abnégation et amour nous a apporté soutien et réconfort ;

J'exprime mes remerciements à tous mes proches, mes enfants, mes parents pour leur encouragement perpétuel, la chaleur familiale et fraternelle ;

Je voudrais remercier également les docteurs OUATTARA Souleymane Gnegneri, TOURÉ Fanraban Fabrice, KOKOBOU Kouassi Hervé et les doctorants KOUASSI Amon Anne-Marie, GOE Bi Antoine, COULIBALY Brice, TUO Yaraba, AMADOU Koné et KOFFI Attoungbré Joseph, tous du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE de Daloa pour leurs sympathies et contributions à la réalisation de ce travail.

.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACN	:	Acétonitrile
ACTA	:	Association de Coordination Technique Agricole
ADN	:	Acide désoxyribonucléique
AFNOR	:	Association Française de Normalisation
AFSCA	:	Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire
AFSSE	:	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement
AFSSET	:	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
AIPU	:	Agriculture Intra et Péri-Urbaine
ANSES	:	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
AOX	:	Adsorbable Organic halides
ATSDR	:	Agency of Toxic Substance and Disease Registry
AQ	:	Assurance Qualité
BAD	:	Banque Africaine de Développement
CDV	:	Centre de Dépistage Volontaire
CE	:	Commission Européenne
CEAEQ	:	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CIP	:	Ciprofloxacin
CILSS	:	Comité permanent Inter- États de Lutte contre la Sécheresse dans le Sahel
CIPR	:	Commission Internationale de Protection Radiologie
CIRAD	:	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CNR	:	Centre National de Référence
CODEX	:	Commission D'Experts sur l'alimentation
CPP	:	Comité de Prévention et de Précaution
CPSE	:	Concentration Prédite Sans Effet
CRIEM	:	Centre Régional d'Infrastructures d'Équipement et de Maintenance
CSP	:	Comité Sahélien des Pesticides
CTS	:	Centre de Transfusion Sanguine
DAR	:	Délai Avant Récolte
DAV	:	Dispensaire Anti Vénérien
DBO	:	Demande Biochimique en Oxygène

DBO ₅	:	Demande Biochimique en Oxygène pendant cinq jours
DCO	:	Demande Chimique en Oxygène
DDD	:	Defined Daily Doses
DDT	:	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DJA	:	Dose Journalière Admissible
DJE	:	Dose Journalière Estimable
DSE	:	Dose Sans Effet
EDI	:	Estimated Daily Intake
EFSA	:	European Food Safety Authority
E. Coli	:	Escherichia Coli
EHU	:	Etablissement Hospitalier Universitaire
EMB	:	Eosin Methylene Blue
EPA	:	Agence de Protection de l'Environnement
EPHR	:	Etablissement Public Hospitalier Régional
EPS	:	Extraction en Phase Solide
ERY	:	Erythromycine
FA	:	Acide Formique
FAO	:	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FDA	:	Food and Drug Administration
FIRCA	:	Fonds Interprofessionnel pour la Recherche et le Conseil Agricole
GRET	:	Groupe de Recherche et d'Echanges Technologiques
HCl	:	Acide Chlorhydrique
HPLC	:	Chromatographie Liquide Haute performance
ILFAU	:	Initiative Locale sur le Foncier en Agriculture Urbaine
INERIS	:	Institut Nationale de l'Environnement Industriel et des Risques
INRA	:	Institut Nationale de Recherche Agronomique
InVS	:	Institut de Veille Sanitaire
LCC	:	Liste de Contaminants Candidats
LMR	:	Limite Maximale en Résidus
MA	:	Matière Active
MAHRH	:	Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques
MAPAQ	:	Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

MCPA	:	Acide 2-methyl-4 –Chloro-phénoxy Acétique
MES	:	Matières En Suspension
MgSO ₄	:	Sulfate de Magnésium
MINADER	:	Ministère de l’Agriculture et du Développement Rural
MS	:	Matière sèche
MV	:	Matière Volatile
NaCl	:	Chlorure de Sodium
ND	:	Non Détecté
NF	:	Norme Française
Nt	:	Azote total
NTK	:	Azote Kjeldahl
OCPV	:	Office d’aide à la Commercialisation des Produits Vivriers
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
ORL	:	Oto-Rhino-Laryngologie
ORSB	:	Observatoire Régional de Santé de Bretagne
PAZH	:	Programme d’Aménagement des Zones Humides
PIC	:	Principe d’Information et de Consentement préalable
PNEC	:	Prédictive Non-Effect Concentration
PPSP	:	Produits Pharmaceutiques et Produits de Soins Personnels
PRO2M	:	Projet d’’appui au développement des filières Manioc et Maraîcher
SMX	:	Sulfaméthoxazole
SNDCV	:	Stratégie Nationale de Développement des Cultures Vivrières
SPE	:	Système d’Extraction en Phase solide
STEP	:	Station d’épuration
TDS	:	Taux de Sels Dissous
TET	:	Tétracycline
QuEchERS	:	Quick Easy Cheap Effective Rugged and Safe
UMVF	:	Université Médicale Virtuelle Francophone
UNESCO	:	Organisation des Nations Unies pour l’Education, la Science et la Culture
USEPA	:	United States Environmental Protection Agency
VTR	:	Valeur Toxicologique de Référence

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Variation des concentrations des principaux paramètres physiques, chimiques des effluents hospitaliers.	7
Tableau II : Familles thérapeutiques de résidus de médicaments détectés dans les effluents des hôpitaux.	8
Tableau III : Classes les plus importantes des antibiotiques	12
Tableau IV : Quelques caractéristiques des molécules ciblées	13
Tableau V : Résidus d'antibiotiques détectés dans les eaux usées des EHU de Treichville et Yopougon	17
Tableau VI : Principaux groupes et familles chimiques des produits phytosanitaires.....	24
Tableau VII : Protocole d'extraction du Sulfaméthoxazole et Tétracycline (support Oasis HLB)	67
Tableau VIII : Protocole d'extraction de la Ciprofloxacine et Erythromycine (support Oasis HLB).....	67
Tableau IX : Conditions d'analyse chromatographique de la Ciprofloxacine et l'Erythromycine par CLHP/UV	68
Tableau X : Conditions analytiques pour le couplage CLHP/UV et limites de détection	81
Tableau XI : Liste des antibiotiques les plus utilisés au sein de l'EPHR de Daloa	91
Tableau XII : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire	93
Tableau XIII : Comparaison des concentrations des résidus de médicaments aux CPSE	101
Tableau XIV : Liste des produits phytosanitaires les plus utilisés dans le maraîchage à Daloa.....	109
Tableau XV : Différentes matières actives présentes dans les légumes collectés en aval de l'EPHR de Daloa.....	118
Tableau XVI : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les aubergines avec les normes de <i>Codex Alimentarius</i>	125
Tableau XVII : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires....	125
Tableau XVIII : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les haricots verts avec les normes du <i>Codex Alimentarius</i>	126
Tableau XIX : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires	126

Tableau XX : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les laitues avec les normes du <i>Codex Alimentarius</i>	127
Tableau XXI : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires	127
Tableau XXII : Matrice de corrélation entre les matières actives des cultures maraîchères du bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa.....	129
Tableau XXIII : Répartition des consommateurs de Daloa selon l'âge et le sexe	135
Tableau XXIV : Concentrations moyennes, maximales des résidus des produits phytosanitaires dans les légumes de Daloa et leurs LMR	137
Tableau XXV : Toxicités et indices de risques pour la santé des résidus de produits phytosanitaires utilisés par les maraîchers de Daloa.	139
Tableau XXVI : Apport journalier maximum théorique des légumes sélectionnés.....	140
Tableau XXVII : Apport journalier estimatif en résidus de produit phytosanitaire des légumes de Daloa	141
Tableau XXVIII : Apports quotidiens en résidus de produits phytosanitaires par chaque légume sélectionné à Daloa	142
Tableau XXIX : Caractérisation du risque d'exposition aux résidus de produits phytosanitaires ingérés par les consommateurs de Daloa.	143

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Structure chimique de quelques matières actives des produits phytosanitaire	25
Figure 2 : Formule générale des organophosphorés.....	27
Figure 3 : Formule générale des carbamates	27
Figure 4 : Formule générale de la famille des triazines	28
Figure 5: Structure moléculaire de Endosulfan	29
Figure 6 : Structure moléculaire du Deltaméthrine	29
Figure 7 : Structure moléculaire du Profénofos	30
Figure 8 : Structure moléculaire de Lambdacyhalothrine	31
Figure 9 : Principaux phénomènes pouvant intervenir dans le comportement d'un produit phytosanitaire après application	33
Figure 10 : Carte de localisation de la zone d'étude	55
Figure 11 : Appareils de mesures des paramètres physico-chimiques <i>in situ</i>	56
Figure 12 : Balance électronique de marque Pioneer PX.....	58
Figure 13 : Système d'extraction en phase solide	58
Figure 14 : Chromatographe liquide à haute performance de marque Agilent 1260 Infinity ..	59
Figure 15 : Carte d'échantillonnage des effluents de l'EPHR de Daloa	60
Figure 16 : Regard 1 (P1) du réseau d'assainissement de l'EPHR	60
Figure 17 : Regard 2 (P2) du réseau d'assainissement de l'EPHR	61
Figure 18 : Effluents hospitaliers hors du réseau d'assainissement (P3)	61
Figure 19 : Digesteur Kjeldahl Série MBC	64
Figure 20 : Spectrophotomètre (DR 2010).....	65
Figure 21 : Matériel d'échantillonnage	70
Figure 22 : Carte des sites de prélèvement.....	72
Figure 23 : "Produits maraîchers d'étude.....	75
Figure 24 : Chaîne de CLHP (SHIMADZU)	77
Figure 25 : Quelques cultures maraîchères de la zone d'étude	78
Figure 26 : Schéma des étapes de la purification	80
Figure 27 : Chromatographe à gaz (SHIMMADZU GC-14A Split Splitless).....	82
Figure 28 : Pèse-personne	83
Figure 29 : Evolution mensuelle de certains paramètres physico-chimiques mesurés <i>in situ</i> .	92
Figure 30 : Variation mensuelle de la DCO et DBO ₅ dans les effluents de l'EPHR de Daloa	94

Figure 31 : Variation mensuelle de la biodégradabilité du rapport DCO/DBO ₅ des effluents de l'EPHR de Daloa.	94
Figure 32 : Variation mensuelle des teneurs du Phosphore total et l'azote total des effluents de l'EPHR de Daloa.	95
Figure 33 : Taux de répartition des molécules antibiotiques dans les effluents de l'EPHR Daloa	95
Figure 34 : Teneurs des résidus d'antibiotiques dans les échantillons prélevés (amont, intermédiaire et aval).....	96
Figure 35 : Distribution des résidus d'antibiotiques dans les points de prélèvement de l'EPHR de Daloa.	97
Figure 36 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa en amont du réseau d'assainissement.	98
Figure 37 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa au milieu du canal.....	99
Figure 38 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa en aval du canal	100
Figure 39 : Distribution des maraîchers de Daloa selon le sexe	106
Figure 40 : Répartition des maraîchers de Daloa selon la tranche d'âge	107
Figure 41 : Distribution des maraîchers de Daloa selon le niveau d'instruction	107
Figure 42 : Concentrations moyennes des résidus médicamenteux dans les sols à proximité de l'EPHR de Daloa.....	110
Figure 43 : Concentrations des résidus phytosanitaires détectés dans le sol de la zone d'étude	111
Figure 44 : Pourcentage des résidus de produits phytosanitaires dans les légumes récoltés sur site d'étude	117
Figure 45 : Concentrations moyennes des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les aubergines du site d'étude	119
Figure 46 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires quantifiées dans les échantillons de tomates prélevés en aval de l'EPHR.....	120
Figure 47 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dosées dans les échantillons de haricots verts provenant de la zone d'étude	121
Figure 48 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires présents dans les échantillons de chou issus du site maraîcher en aval de l'EPHR de Daloa.....	122

Figure 49 : Teneurs moyennes des résidus produits phytosanitaires dosées dans les échantillons de laitue	123
Figure 50 : Teneurs moyennes des résidus pesticides détectés et quantifiés dans les échantillons de feuilles d'oignon.....	124
Figure 51 : Taux de présence des produits phytosanitaires dans les produits maraîchers	124
Figure 52 : Exposition des personnes consommant des légumes à Daloa	135
Figure 53 : Répartition de la population de Daloa selon la préférence alimentaire	136
Figure 54 : Teneur totale des résidus par matrice à Daloa	140

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Fiche d'enquête sanitaire

Annexe 2 : Fiche d'enquête phytosanitaire

Annexe 3 : Fiche d'enquête alimentaire destinée aux consommateurs

Annexe 4 : Calcul d'indice de risque pour la santé

INTRODUCTION

Au cours de ces dernières décennies, la démographie galopante des villes en voie de développement a engendré une urbanisation incontrôlée (INS, 2014). Cette évolution démographique urbaine a entraîné une augmentation des besoins en nourriture et en emploi. Cela a des répercussions sur nos habitudes alimentaires. Pour faire face au déficit alimentaire et améliorer les conditions socio-économiques, beaucoup de paysans se sont tournés vers les cultures maraîchères (Tychon & Ambouta, 2009 ; Diwediga *et al.*, 2012). Ainsi, la pratique du maraîchage contribue de plus en plus d'une part à l'approvisionnement alimentaire des villes, notamment les légumes (Madjouma *et al.*, 2013) et d'autre part, à l'intégration et à la réduction de la pauvreté des populations (Olanrewaju *et al.*, 2004).

Par ailleurs, la Côte d'Ivoire, dans sa politique agricole de diversification et d'autosuffisance alimentaire, s'est orientée dans la production des cultures maraîchères (Diarra, 2019). Les produits maraîchers, riches en vitamines, sels minéraux et protéines, participent à la sécurité alimentaire en luttant contre la malnutrition chez les enfants, les femmes enceintes et les personnes atteintes de maladies cardiovasculaires (Sangaré *et al.*, 2009). Ainsi, les légumes, procurent à l'homme une diète équilibrée (Diarra *et al.*, 2019). Cependant, soucieux de satisfaire les besoins alimentaires d'une population en perpétuelle croissance, l'usage des intrants agricoles notamment les produits phytosanitaires occupe une place de choix (N'Dah, 2012). Cette utilisation excessive de ces intrants dans l'agriculture en général et la production maraîchère en particulier, a permis une amélioration des rendements des cultures maraîchères (Maman *et al.*, 2018) et de la compétitivité du secteur agricole (Soro *et al.*, 2018). Cela a engendré un accroissement de la sécurité alimentaire et nutritionnelle à travers une dynamisation des filières agricoles porteuses et une implication accrue du secteur privé, des jeunes et des femmes (Kouakou *et al.*, 2008). Cependant, l'utilisation de ces produits phytosanitaires doit se faire dans le respect de certaines règles afin de prévenir tout dommage pour l'homme et l'environnement. Cela exige aussi, la maîtrise parfaite de leur mode d'emploi (Deviller *et al.*, 2005).

Compte tenu du faible niveau d'instruction des maraîchers, ils ignorent les effets toxiques des produits phytosanitaires et leur mode d'emploi. Cependant, l'usage incontrôlé des produits phytosanitaires est susceptible de provoquer des effets néfastes aussi bien pour la santé humaine et animale que pour l'environnement (Snedeker, 2001). Par exemple des problèmes de santé humaine consécutifs à l'usage des produits phytosanitaires en agriculture ont été rapportés dans le monde entier (Ahouangninou *et al.*, 2011; Diop, 2013; Son *et al.*, 2017) telles que les malformations congénitales chez l'enfant et des stérilités chez l'homme (Scheyer, 2004). Les produits agricoles destinés à la consommation sont parfois contaminés par les produits

phytosanitaires. Des concentrations de résidus d'organochlorés (DDT, endrine) supérieures à 0,5 mg/g ont été quantifiées dans les aubergines au Sud-Benin (Assogba-Komlan *et al.*, 2007). Par ailleurs, les travaux réalisés par Simon (1994) et Simeu & Fofiri (2008) ont lié les transformations hormonales surprenantes observées chez certaines espèces aquatiques non seulement à la présence de multiples résidus de produits phytosanitaires dans les milieux aquatiques mais aussi à l'augmentation des résidus de produits pharmaceutiques dans les mêmes milieux (Arendse *et al.*, 1989). En effet, l'utilisation croissante des médicaments facilitant la vie quotidienne contribue à dégrader la qualité des ressources en eau au travers des rejets des eaux usées (Pasquini, 2013). Ces substances chimiques, que ce soit sous leur forme brute ou sous leur forme de métabolisée sont excrétées par les patients à travers leurs urines et leurs fèces qui sont souvent entraînés dans les réseaux d'assainissement (Kanama *et al.*, 2018). Selon Serna-Galvis *et al.* (2019), les eaux usées des hôpitaux apportent des résidus pharmaceutiques dans l'environnement. Elles contiennent une concentration de produits pharmaceutiques entre 3 et 150 fois plus élevée que les eaux usées domestiques urbaines, avec des compositions qui peuvent changer de manière significative en fonction des spécialités thérapeutiques et cliniques de l'hôpital (Chonova *et al.*, 2016).

En Côte d'Ivoire, Kouadio (2011) et N'guettia (2017) ont montré dans leurs travaux la présence des résidus de médicaments d'antibiotiques, d'anti-inflammatoires et d'anticancéreux dans des eaux usées des Etablissements Hospitaliers Universitaires (EHU) de Yopougon et de Treichville dans le District d'Abidjan.

Par ailleurs, le traitement des eaux usées avant leur rejet dans la nature représente une difficulté majeure pour bon nombre de pays dans le monde. En Afrique, particulièrement en Côte d'Ivoire, la situation d'évacuation et de traitement des eaux usées est dramatique ; car la plupart des réseaux d'évacuation des eaux usées-raccordées à des stations d'épurations sont aujourd'hui non fonctionnels. Les eaux usées brutes produites sont évacuées vers les bas-fonds (Kengne, 2000 ; Koné, 2002 ; Kouadio *et al.*, 2009). C'est le cas de l'Etablissement Public Hospitalier Régional (EPHR) de Daloa. L'EPHR est situé en amont d'un bas-fond où aucune étude n'a été menée à ce jour à notre connaissance sur la présence des résidus médicamenteux. Pourtant, ces effluents hospitaliers liquides sont directement déversés dans l'environnement sans aucun traitement préalable et atteignent les eaux de bas-fond par le biais du drainage des eaux pluviales. Les travaux de Tondera *et al.* (2018) ont montré que les micropolluants pharmaceutiques peuvent atteindre les écosystèmes aquatiques car les stations d'épuration (STEP) conventionnelles ne sont pas conçues pour éliminer totalement les composés pharmaceutiques. La présence des résidus médicamenteux dans les ressources en eau même en faibles

concentrations ($\mu\text{g/L}$), inquiète aujourd'hui. Leurs effets à long terme sur les humains et les écosystèmes sont encore mal connus (UNESCO, 2009). Malheureusement, l'on observe que les effluents non traités et les eaux de surface contaminées servent à de nombreuses activités anthropiques telles que l'arrosage des plants de légumes et la baignade (Kouadio, 2011). L'usage des effluents hospitaliers et des produits phytosanitaires sont des pratiques régulières au niveau des cultures maraîchères dans les grandes agglomérations (Bendé, 2003 ; Amoah *et al.*, 2006). La présence de micropolluants dans les milieux aquatiques pourrait constituer un danger pour l'homme et son environnement.

Dès lors, il est nécessaire de chercher à se faire une idée des niveaux de pollution des effluents hospitaliers, des sols et l'exposition des populations aux résidus médicamenteux et phytosanitaires à travers la consommation des légumes produits dans la commune de Daloa. C'est dans ce cadre que se situe notre travail dont l'objectif général est d'évaluer les risques sanitaires des produits maraîchers provenant du bas-fond situé en aval de l'EPHR de Daloa. Spécifiquement, il s'agira de :

- caractériser les effluents de l'EPHR de Daloa ;
- déterminer le niveau de contamination du sol par les micropolluants organiques (résidus de produits phytosanitaires et résidus d'antibiotiques) ;
- déterminer le niveau de contamination des produits maraîchers par les résidus de polluants organiques ;
- évaluer les risques alimentaires liés à la consommation des produits maraîchers.

Le présent mémoire se subdivise en douze (12) chapitres regroupés en trois grandes parties.

La première partie consacrée à la synthèse bibliographique comporte quatre chapitres. Les trois premiers chapitres traitent des généralités respectivement sur les effluents hospitaliers, les produits phytosanitaires et les cultures maraîchères. Quant au quatrième chapitre, l'accent est mis sur l'évaluation des risques alimentaires.

La deuxième partie concerne les méthodologies utilisées pour la réalisation de cette étude. Elle se scinde aussi en quatre chapitres. Ces différents chapitres exposent d'une part, la méthodologie d'analyse des effluents hospitaliers, des sols et des produits maraîchers, et d'autre part, l'évaluation des risques alimentaires.

La troisième partie comporte aussi quatre chapitres. Ces chapitres présentent les différents résultats de notre étude suivis de leur discussion. Enfin, notre mémoire s'achève par une conclusion générale et des perspectives de recherche.

PREMIERE PARTIE :
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 1 : GENERALITES SUR LES RESIDUS MEDICAMENTEUX : CAS DES EFFLUENTS HOSPITALIERS

1.1. Effluents hospitaliers

Les effluents hospitaliers sont les déchets liquides d'un établissement de santé qui correspondent à différentes catégories :

- les rejets domestiques regroupant les eaux provenant des cuisines ;
- les rejets résultant de l'hygiène des patients non contagieux et du personnel ;
- les rejets assimilables à des effluents industriels générés par certains équipements spécifiques (blanchisseries, chaufferies, ateliers...) ;
- les effluents spécifiques aux établissements de santé générés par les activités de soins, d'analyses et de recherches (Emmanuel, 2003).

Le rejet des effluents hospitaliers dans l'environnement sans être traités, entraîne la contamination environnementale, plus particulièrement le compartiment aquatique. En effet, de nombreuses études ont identifié de multiples produits pharmaceutiques à usage hospitalier au niveau des stations d'épuration (STEP) soulevant depuis des décennies des inquiétudes sur les effets néfastes des effluents hospitaliers sur l'environnement (Thomas *et al.*, 2007 ; Langford *et al.*, 2009 ; Ort *et al.*, 2010 ; Beier *et al.*, 2011 ; Verlicchi *et al.*, 2012).

1.2. Sources des micropolluants émergents dans les effluents hospitaliers

Les hôpitaux génèrent une grande quantité d'eaux usées qui contiennent différentes variétés de polluants. Ces eaux usées sont constituées de micropolluants émergents, d'agents pathogènes excrétés par le corps humain dans l'urine et les fèces qui aboutissent souvent dans les réseaux d'égouts qui restent la principale voie d'entrée de ces polluants dans les réseaux d'égouts municipaux (Kanama *et al.*, 2018). Les produits de consommation, tels que les savons et les désinfectants sont d'autres sources de contaminants émergents (Wilson *et al.*, 2018). Les micropolluants émergents libérés sont transportés vers les Stations d'Épuration (STEP) des eaux usées pour y subir un processus de traitement. Cependant, toutes les STEP ne sont pas en mesure d'éliminer tous les polluants émergents des eaux usées des hôpitaux ; par conséquent, elles laissent régulièrement certains micropolluants pénétrer dans l'environnement naturel. La présence de ces polluants dans l'environnement peut constituer une menace à la fois pour la santé publique et les écosystèmes (Ebele *et al.*, 2017).

1.3. Caractéristiques des effluents hospitaliers

Les effluents hospitaliers sont la principale source d'entrée des produits pharmaceutiques dans les cultures aquatiques, les sols ainsi que dans les stations d'épuration des eaux usées (Verlicchi *et al.*, 2010). Dans les effluents, on constate que des groupes thérapeutiques sont les plus répandus parmi les différents types d'antibiotiques, en raison de l'excrétion et de l'urination des patients (Santos *et al.*, 2015). Les caractéristiques des effluents hospitaliers dépendent de plusieurs facteurs, notamment la zone géographique, le type d'antibiotiques recommandés, le type d'établissements de santé, la densité de lits, les types de services, le pays, les variations saisonnières etc (Emmanuel *et al.*, 2004). Plusieurs antibiotiques tels que l'enrofloxacin, la ciprofloxacine, l'ofloxacine, la norfloxacine, le triméthoprime, le métronidazole et leurs métabolites sont signalés en concentration plus élevée dans les effluents hospitaliers (Mullot *et al.*, 2010). Le système aquatique reçoit également une forte concentration de résidus médicamenteux (plus de 14 000 mg/L) provenant des STEP et d'autres eaux de surface ou même de l'eau potable dans des villes indiennes (Santos *et al.*, 2015). Dans des rivières au sud de l'Inde des concentrations élevées de médicaments et de leurs métabolites ont été détectées (Babuponnusami & Muthukumar, 2012).

1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les effluents hospitaliers sont très complexes. Pour mieux évaluer leur pollution, il est primordial de connaître les caractéristiques des différents polluants qu'ils renferment (Harence, 2012). Ainsi, les paramètres les plus étudiés sont la présence et la charge de matières organiques ou inorganiques, mesurées par la conductivité, la Demande Biochimique en Oxygène (DBO), la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Matière totale en Suspension (MS) et l'azote total (Nt). Les valeurs moyennes de ces divers paramètres dans les effluents hospitaliers sont collectées dans divers pays depuis une vingtaine d'années (Oliveira *et al.*, 2017 ; Wiest *et al.*, 2017). Les différentes valeurs sont résumées dans le tableau I. Les valeurs des concentrations obtenues démontrent l'importance des effluents hospitaliers comme source de matières organiques et inorganiques en comparaison des effluents urbains pour lesquels la DBO₅ varie entre 100 et 400 mg/L, la DCO entre 43 et 270 mg/L, la MS entre 150 et 500 mg/L, et l'azote total entre 30 et 100 mg/L (El-Ogri *et al.*, 2016). En outre, dans les effluents hospitaliers, le pH est élevé principalement en raison des fortes concentrations de détergents / désinfectants utilisés pour l'activité de nettoyage (Boillot *et al.*, 2008).

Tableau I : Variation des concentrations des principaux paramètres physiques, chimiques des effluents hospitaliers.

Paramètres	Valeurs
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	300 - 2700
pH	6 - 9
Potentiel réducteur (mV)	850 - 950
Graisse et huile (mg/L)	50 - 210
Chlorures (mg/L)	80 - 400
Azote total (mg N/L)	60 - 230
NH ₄ (mg NH ₄ /L)	10 - 68
Nitrite (mg NO ₂ /L)	0,1 - 0.6
Nitrate (mg NO ₃ /L)	1 - 2
Phosphate (mg P-PO ₄ /L)	6 - 19
Matière en suspension (mg/L)	116 - 3260
DCO (Demande Chimique d'Oxygène) (mg O ₂ /L)	39 - 7764
DCO dissous (mg O ₂ /L)	380 - 700
COD (Carbone organique dissous) (mg/L)	120 - 130
COT (concentration en carbone organique) (mg/L)	31 - 180
DBO (mg/L)	16 - 2575
DBO ₅ /DCO	0,3 - 0,4
Halogène organique adsorbable (mg/L)	550 - 10000

Source : Orias & Perrodin (2014)

1.3.2. Groupes de composés médicamenteux contenus dans des effluents hospitaliers

Les produits pharmaceutiques sont recensés et répartis en classes pharmacologiques pour catégoriser les matières actives selon leur indication thérapeutique (Salima, 2012). Les médicaments utilisés pour la santé humaine renferment les antibiotiques, les anti-inflammatoires non stéroïdiens, les hormones, les contraceptifs, les anti-cancéreux, les antiparasitaires, les Bêtabloquants, les antifongiques, les analgésiques, les anesthésiques et les médicaments antiviraux. Selon Kra *et al.* (2007), les anesthésiants, les analgésiques, les antibiotiques, les antidépresseurs, les anti-diurétiques, les anti-inflammatoires, les anti-histaminiques, les antihypertenseurs, les antiviraux et les antirétroviraux sont les familles utilisées en Côte d'Ivoire. Diverses études réalisées ont montré la présence de nombreux résidus

médicamenteux dans les effluents hospitaliers (Tableau II). Dans le cadre de notre travail, nous nous sommes particulièrement intéressés aux antibiotiques tels que la Ciprofloxacine, la Tétracycline, l'Erythromycine et la Sulfaméthoxazole à l'EPHR de Daloa.

Tableau II : Familles thérapeutiques de résidus de médicaments détectés dans les effluents des hôpitaux.

Familles thérapeutiques	Composés de médicaments
Anti- inflammatoires	Diclofénac
	Ibuprofène
	Acide salicylique
Antibiotiques	Ciprofloxacine
	Erythromycine
	Sulfaméthoxazole
	Tétracycline
Antipsychiatriques	Carbamazépine
Antiviraux	Glibenclamide
	Penciclovir
	Valaciclovir
Anticancéreux	5-Fluorouracile
	Cyclophosphamide

Source : Verlicchi *et al.* (2012)

1.3.3. Caractéristiques des résidus de médicaments

Le modèle de consommation des produits pharmaceutiques varie d'un établissement de santé à un autre. Ainsi, cette consommation de médicaments dans les différents établissements de santé en Allemagne peut atteindre 1263 kg/an pour les hôpitaux généraux, avec une utilisation individuelle moyenne annuelle de 1000 g/lit (Mc Ardell *et al.*, 2003 ; Emmanuel *et al.*, 2004). Une étude réalisée à Delhi en Inde a montré que 7101 patients inscrits sur 17 995 se rendaient dans des pharmacies privées pour acheter des antibiotiques, tandis que 3615 patients sur 9205 se rendaient dans des établissements de santé publics. Ce mode de consommation variable a entraîné des rejets inégaux (Heberer, 2002). Après une telle consommation variable, les antibiotiques étaient évacués soit par les urines (50-80 %), soit par les fèces (5-30 %), sous forme de résidus de médicaments, de métabolites ou de substances inactivantes. La

concentration de résidus de médicaments dans les effluents hospitaliers est principalement due à trois facteurs : l'excrétion, la quantité administrée et les déchets de laboratoire. Les résidus de médicaments et leur charge varient d'un endroit à l'autre et peuvent atteindre jusqu'à 5 mg/litre (Seifrtová *et al.*, 2009). Les médicaments cytostatiques sont utilisés en chimiothérapie et le traitement des patients cancéreux, ils interfèrent dans la synthèse de l'ADN et perturbent la prolifération cellulaire. Ils sont génotoxiques, mutagènes, cancérigènes et perturbateurs endocriniens dans plusieurs organismes. De nombreuses études ont révélé la présence de résidus médicamenteux dans l'écosystème, mais ils sont peu nombreux et présents dans la vie aquatique (Oppenheimer & Frank, 2007). Les effluents hospitaliers constituent une source de pollution des résidus médicamenteux dans l'écosystème aquatique. Parmi ceux-ci, de nombreux types d'antibiotiques sont présents dans les effluents liquides hospitaliers. Leur présence dans les effluents hospitaliers est fortement influencée par différents facteurs tels que la densité des lits, le pays, le type de services, les situations cliniques, les habitudes en matière d'antibiotiques, l'hydraulicité et le nombre de patients quotidiens

1.3.4. Antibiotiques

Les antibiotiques sont toutes les substances chimiques produites par des microorganismes capables d'inhiber le développement et de détruire les bactéries et d'autres microorganismes (Mangin, 2016) sans affecter l'hôte (Courvalin *et al.*, 2006). Ils se définissent aussi par leur aptitude à limiter la multiplication des bactéries pathogènes, les plus puissants pouvant même éradiquer l'inoculum bactérien. En effet, leurs sources principales sont les champignons, mais parfois aussi les bactéries. Ils ont un composé chimique, élaboré sur la base d'un micro-organisme ou à partir de produits de synthèse (Murray *et al.*, 2013). Le premier d'entre eux (la pénicilline) a été découvert en 1928 par Alexander Fleming, par hasard chez le champignon (*Penicillium glaucum*). Cette découverte a été l'une des avancées thérapeutiques les plus importantes du vingtième siècle, le taux de mortalité lié aux maladies infectieuses est réduit depuis 1940 par l'utilisation de ces derniers (Ramoul, 2014). Vu leur importance, ils sont largement utilisés pour la prévention et le traitement des maladies provoquées par des micro-organismes dans la médecine humaine et vétérinaire et particulièrement dans les hôpitaux pour le traitement des pathologies, raison pour laquelle leurs résidus sont plus présents dans les eaux des centres de santé.

1.3.4.1. Utilisation des antibiotiques

Les antibiotiques occupent une place prépondérante. Bon nombre de prescripteurs y font recours pour traiter ou prévenir des infections microbiennes. Les tendances mondiales en

matière d'utilisation des antibiotiques sont d'une grande importance car elles fournissent des informations sur le potentiel de développement de la résistance à des antibiotiques spécifiques. Parmi les antibiotiques, certains sont réservés à la santé humaine afin de réduire le développement probable de la résistance aux antibiotiques (Laxminarayan *et al.*, 2013). Peu de tentatives ont été faites pour évaluer la consommation d'antibiotiques à l'échelle mondiale ; toutefois, les données rapportées datent d'avant 2010 (Van *et al.*, 2020). Sur la base des données de 76 pays, le taux de consommation totale d'antibiotiques dans le monde a augmenté de 39 % entre 2000 et 2015 pour atteindre 42,3 milliards de doses quotidiennes définies (Perrodin *et al.*, 2013). L'utilisation d'antibiotiques par habitant était généralement plus élevée dans les pays à revenu élevé, mais la plus forte augmentation de l'utilisation d'antibiotiques a été enregistrée dans les pays à revenu faible et intermédiaire tels que l'Inde, la Chine et le Brésil (Wielens *et al.*, 2020). Dans ces pays à revenu faible et intermédiaire, la consommation d'antibiotiques a augmenté de 77 %, passant de 7,6 à 13,5 DDD pour 1 000 habitants par jour entre 2000 et 2015 (Cruz-Morató *et al.*, 2014).

1.3.4.2. Mode d'action des antibiotiques

Les modes d'action des antibiotiques sont variés et comprennent des mécanismes tels que l'inhibition de la synthèse de précurseurs de la paroi bactérienne, de la membrane cytoplasmique, des protéines, des acides nucléiques et l'inhibition compétitive (Ona-Nguema *et al.*, 2015). En effet, certains antibiotiques attaquent soit la paroi soit la membrane cellulaire alors que d'autres inhibent la synthèse des acides nucléiques et des protéines. Ainsi, on distingue les antibiotiques bactériostatiques et les bactéricides :

- les antibiotiques bactériostatiques (tétracyclines, sulfamides) inhibent uniquement la croissance des microorganismes.

Ainsi, l'induction d'une réponse immunitaire est donc nécessaire pour éliminer l'agent pathogène ;

- les antibiotiques bactéricides (Ofloxacin, Enrofloxacin) détruisent les microorganismes et peuvent être utilisés même quand le patient est immunodéficient (Waksman, 1981 ; Yala *et al.*, 2001).

Les tétracyclines inhibent la synthèse des protéines au niveau de la sous unité 30 S du ribosome tandis que les sulfamides entrent en compétition avec les anticorps polyclonaux bloquant ainsi l'action de la synthétase. Quant aux fluoroquinolones, ce sont des antibiotiques bactéricides, ils inhibent la synthèse de l'ADN de la bactérie en se fixant sur le complexe "ADN-ADN gyrase" empêchant la réplication et la transcription de l'ADN bactérien (Yala *et al.*, 2001).

1.3.4.3. Résistance aux antibiotiques

L'utilisation excessive de médicaments antimicrobiens en médecine humaine ou vétérinaire est devenue une grave menace environnementale. Les médicaments non métabolisés par l'organisme, ainsi que leurs produits de transformation, pénètrent dans les eaux de surface et les eaux souterraines, entraînent des risques graves en raison de leur activité biologique dans la nature et de leur biodégradabilité limitée (Lima *et al.*, 2017 ; Amarasiri *et al.*, 2020). De plus, la présence de quantités excessives de médicaments antimicrobiens favorise la génération de souches bactériennes résistantes aux médicaments, cela entraîne la transmission de gènes résistants dans différentes matrices environnementales (Chen *et al.*, 2015 ; Léon *et al.*, 2017). Par conséquent, l'évolution des microbes résistants aux antibiotiques augmente, ce qui entraîne une réduction du potentiel thérapeutique des antibiotiques et de l'efficacité du traitement des infections bactériennes multifformes (Amarasiri *et al.*, 2020).

1.3.4.4. Classification des antibiotiques

Les antibiotiques appartiennent à une classe de médicaments très prescrits car ils luttent contre les infections bactériennes. Ce sont des substances capables d'inhiber à petites doses la croissance ou la survie de nombreux microbes sans affecter l'hôte. Ces substances montrent alors une toxicité sélective puisqu'elles empêchent le déroulement de certains processus vitaux des microorganismes sans être nocives pour les cellules des micro-organismes (Walsh, 2003). En effet, la classification des antibiotiques est basée soit sur le spectre bactérien (étroit, général), soit sur le chemin d'administration (oral, injectable) ou encore sur l'activité (bactériostatique, bactéricide). Mais du point de vue analytique, la classification par structure chimique est la plus utilisée (Petrovic & Barcelo, 2007). Elle n'est pas facile, les antibiotiques peuvent être regroupés selon leur nature ; leur origine (Sedrati, 2014 ; Boussaid *et al.*, 2018) ; leur mode d'action (Mangin, 2016; Boussaid & Mokadem, 2018) et leur structure moléculaire (Boussaid *et al.*, 2018). Elle peut également se faire selon le spectre d'activité notamment la liste des espèces pour lesquelles les antibiotiques sont actifs (étroit ou large) et la nature chimique qui est très variable et souvent basée sur une structure de base sur laquelle il y a ensuite hémi synthèse (Pandeya *et al.*, 2013 ; Sedrati, 2014). En effet, Kümmerer (2009) a résumé les classes des antibiotiques, les plus importantes dans le Tableau III.

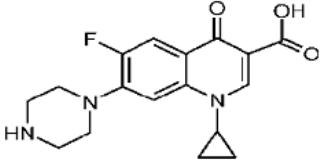
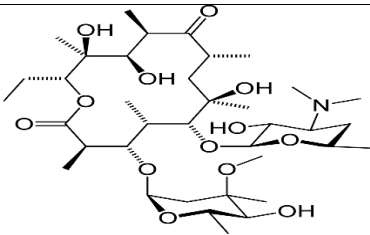
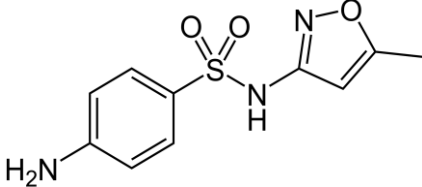
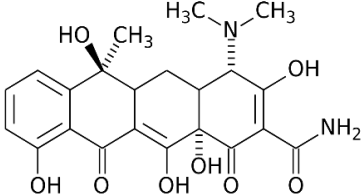
Tableau III : Classes les plus importantes des antibiotiques

Classes d'antibiotiques	Exemples
Béta-lactamines	Amoxicilline
Sulfonamides	Sulfaméthoxazole
Quinolones	Ciprofloxacine
Phénicoles	Chloramphénicol
Macrolides	Erythromycine A
Tétracyclines	Doxycycline
Vancomycine	Glycopeptides
Gentamicine 1c	Aminoglycosides

Source : Kümmerer (2009)

Chaque famille possède différentes structures moléculaires et des groupes fonctionnels variés, ceci leur confère diverses propriétés physico-chimiques. Ces propriétés sont évaluées afin de déterminer les paramètres optimaux pour l'extraction, la séparation et la détection des niveaux de résidus présents dans l'environnement (Petrovic & Barcelo, 2007). Par adsorption, certains antibiotiques ont tendance à s'accumuler dans les sols ou les sédiments comme les tétracyclines et les Fluoroquinolones. Par contre, d'autres antibiotiques très mobiles comme les Sulfonamides ont la possibilité de résister à la dégradation et d'avoir une tendance à se transporter vers les eaux de drainage et de ruissellement des eaux de surface et subir un lessivage vers les eaux souterraines. D'où la formation des complexes entre l'antibiotique et les ions métalliques présents tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} ou Al^{3+} . La complexation est importante pour différentes familles d'antibiotiques : les tétracyclines, les fluoroquinolones et les macrolides ; ce qui augmente leur persistance dans l'environnement (Petrovic & Barcelo, 2007 ; Seifrtova *et al.*, 2009). Les antibiotiques recherchés dans les effluents de l'EPHR de Daloa sont au nombre de quatre : l'érythromycine, la tétracycline, le sulfaméthoxazole et la ciprofloxacine. Les caractéristiques de ces antibiotiques sont résumées dans le tableau IV.

Tableau IV : Quelques caractéristiques des molécules ciblées

Molécules antibiotiques	Structures moléculaires et nomenclatures	Formules chimiques
Ciprofloxacin	 Acide 1-cyclopropyl-6-fluoro-4-oxo-7-pipérazin-1-yl-quinoline-3-carboxylique	$C_{17}H_{18}FN_3O_3$
Erythromycine	 (3R, 4S, 5S, 6R, 7R, 9R, 11R, 12R, 13S, 14R) -6-[(2S,3R,4S,6R) -4-(diméthylamino) -3-hydroxy-6-méthyl-tétrahydropyran-2- yloxy] -14-éthyl-7,12,13-trihydroxy-4-[(2R,4R,5S,6S) -5-hydroxy-4-méthoxy-4,6-diméthyl-tétrahydropyran-2-yloxy] -3,5,7,9,11,13-hexaméthyl-oxacyclotétradecane-2,10-dione	$C_{37}H_{67}NO_{13}$
Sulfaméthoxazole	 4-amino-N-(5-méthylisoxazole-3-yl)benzènesulfonamide	$C_{10}H_{11}N_3O_3S$
Tétracycline	 (4S, 4aS, 5aS, 6S, 12aR)-4-(diméthylamino)-1, 6, 10, 11,12a-pentahydroxy-6-méthyl-3,12-dioxo-4,4a, 5,5a-tétrahydrotétracène-2-carboxamide	$C_{22}H_{24}N_2O_8$

1.3.4.4.1. Erythromycine (C₃₇H₆₇NO₁₃)

L'érythromycine, a été découvert par les chercheurs de la société Eli Lilly en 1950, premier macrolide a servi de piste pour le développement de la classe des macrolides (Bryskier & Bergogne-Bérézin, 2005). Ils sont utilisés pour traiter les infections urogénitales, mais aussi des voies respiratoires supérieures et inférieures, de la peau, et des tissus mous, entre autres (Bryskier & Butzler, 2003). Le spectre d'activité des macrolides inclut les bactéries Gram positif, les cocci et bacilles Gram négatif, les bactéries anaérobies et les spirochètes. Ils sont aussi très efficaces sur plusieurs types de *Listeria* et de *Mycoplasma*. L'érythromycine est un produit de fermentation bactérienne qui se présente sous forme d'un complexe comportant six molécules différentes (A à F), dont seule la variété A (Erythromycine A), difficile à isoler, est suffisamment active pour être utilisée en thérapeutique (Taylor *et al.*, 2007). C'est un antibiotique appartenant à la famille des macrolides. Fréquemment employée, elle est synthétisée par *Streptomyces erythraeus* et se fixe sur l'ARNr 23S de la sous-unité 50S du ribosome pour inhiber l'élongation de la chaîne peptidique pendant la synthèse protéique (Bacq-Calberg *et al.*, 1995). C'est un antibiotique à effet bactériostatique ou bactéricide selon sa concentration et la sensibilité des germes (Anderson & Hughes, 2012). Il est actif sur un grand nombre de bactéries et son spectre d'action est comparable à celui des pénicillines (Mireille, 2014). L'érythromycine est un antibiotique à spectre relativement large, efficace contre les bactéries Gram positives, les mycoplasmes et quelques micro-organismes Gram négatifs (Bacq-Calberg *et al.*, 1995). Cet antibiotique est notamment utilisé dans les infections ORL (angines, sinusites, otites, bronchites) et dans certaines infections cutanées. Il présente un intérêt particulier pour les infections respiratoires à germes atypiques, tels que le mycoplasme.

L'érythromycine, présente cependant des inconvénients pharmaco-toxicologiques majeurs qui limitent son usage thérapeutique (instabilité gastrique réduisant la biodisponibilité et la rendant surtout très variable ; demi-vie courte exigeant des administrations répétées ; interactions médicamenteuses potentiellement dangereuses ; intolérance gastrique) (Van bambeke *et al.*, 2000). En outre, les macrolides entraînent des troubles digestifs (nausées, gastralgies, vomissements, diarrhées, douleurs abdominales), des réactions allergiques (syndrome de Lyell, et Steven Johnson, érythème polymorphe), une réaction d'intolérance hépatique, des vertiges, bourdonnement d'oreille et la surdité (Elisabeth, 2020).

1.3.4.4.2. Ciprofloxacine (C₁₇H₁₈FN₃O₃)

La ciprofloxacine est un antibiotique qui appartient à la famille des médicaments appelés quinolones. Ils ont une structure générale dérivant de l'acide dihydro-1,4 oxo-4-

quinoléine carboxylique (Malintan & Mohd, 2006 ; Kishida, 2007). Les quinolones sont souvent prescrites pour le traitement de différents types d'infections : gastro-intestinales, gynécologiques, urinaires, des voies respiratoires supérieures et inférieures, de la peau, des os et des tissus mous. De plus, elles sont utilisées pour le traitement des maladies transmissibles sexuellement et la prostatite (Mitscher, 2005). En outre, elles sont reconnues pour être efficaces en traitement prophylactique sur des espèces animales en aquaculture et en élevage du porc et de la volaille. La ciprofloxacine s'utilise pour soigner les infections causées par certaines bactéries comme les infections de la peau, des sinus, des os, du poumon, de l'abdomen, du rein, de la prostate et de la vessie. Elle sert aussi à soigner quelques infections sexuellement transmissibles, quelques formes de diarrhées d'origine infectieuse et la fièvre typhoïde. Malgré son utilisation dans le traitement de diverses infections, la ciprofloxacine peut entraîner des effets indésirables comme des troubles gastro-intestinaux (nausées, diarrhées, douleurs abdominales), des troubles dermatologiques (urticaire, œdème de Quincke), une photosensibilisation, des troubles oculaires, des troubles neurologiques et une altération du cartilage de conjugaison donc déconseillé chez les femmes enceintes et les enfants (Elisabeth, 2020).

1.3.4.4.3. Sulfaméthoxazole ($C_{10}H_{11}N_3O_3S$)

Les sulfaméthoxazoles sont des composés organosulfurés, c'est-à-dire qu'ils comportent au moins un atome de soufre, contenant le radical amine SO_2NH_2 et ils appartiennent à la classe de médicaments des sulfamides (Ahlem *et al.*, 2017). On les utilise pour traiter les infections causées par certaines bactéries et le plus souvent, pour traiter les infections de la vessie, des oreilles, des sinus de la peau, des intestins et des poumons (Denisse, 2016). Par ailleurs, les antibiotiques de la famille des sulfonamides et spécialement le sulfaméthoxazole ont un potentiel élevé de migration à travers le sol et sont donc susceptibles de polluer les eaux de surface, ainsi que les eaux souterraines (Kodešová *et al.*, 2015). En outre, le sulfaméthoxazole peut entraîner des réactions d'hypersensibilité (éruptions cutanées), le syndrome de Steven Johnson (atteinte muqueuse et cutanée invalidante), une atteinte hépatique et rénale et des troubles digestifs, musculo - squelettiques et hématologiques (Elisabeth, 2020).

1.3.4.4.4. Tétracycline ($C_{22}H_{24}N_2O_8$)

La tétracycline appartient à la famille des cyclines (Ahlem, 2017). Ils possèdent une structure chimique commune composée de quatre cycles hexa carbonés fusionnés en ligne, elles ont été découvertes pour la première fois en 1945 (Chopra & Roberts, 2001). Selon Tjørnelund & Hansen (1996), les tétracyclines sont des agents à large spectre couvrant des bactéries à Gram

positive et d'autres à Gram-négative, tels que les atypiques Chlamydiae, les mycoplasmes, les rickettsies, les parasites et les protozoaires. On l'utilise le plus souvent pour traiter les infections de la peau (y compris l'acné), la maladie de Lyme et certaines maladies sexuellement transmissibles. Les tétracyclines sont bactériostatiques : elles inhibent la synthèse des protéines de la membrane cellulaire bactérienne (Chopra & Roberts, 2001). Dans le secteur de l'élevage, les tétracyclines sont parmi les antibiotiques les plus utilisés (Sarmah *et al.*, 2006). Les tétracyclines sont encore utilisées pour le traitement de la gastrite et des ulcères peptidiques causés par *Helicobacter pylori*, le choléra, l'acné et certaines infections génitales. Elles sont actives contre les bactéries Gram positif tels que *S. pyogènes*, et aussi celles du Gram négatif telles que *N. gonorrhoeae* et *H. influenzae*. Quoiqu'ayant été très largement utilisés, les tétracyclines présentent plusieurs inconvénients non négligeables tels que les troubles gastro-intestinaux, les réactions de photosensibilisation, une toxicité hépatique et rénale, une pigmentation gris-jaunâtre des dents, un retard de croissance, une candidose buccale et vaginale et des réactions cutanées allergiques (Yalcouye, 2020).

1.3.4.5. Transfert des résidus médicamenteux dans l'environnement

Les résidus médicamenteux détectés dans les effluents hospitaliers sont dénommés contaminants émergents. Leur présence dans l'environnement peut entraîner des effets néfastes, car leur biodégradation éventuelle est contrebalancée par leur introduction régulière dans l'environnement (Barcelo, 2003). Ces micropolluants incluent un large spectre de composés avec différentes propriétés physico-chimiques en termes de solubilité, adsorption, biodégradation, polarité et stabilité entraînant des devenir différents et par conséquent des concentrations différentes dans les effluents hospitaliers. Leurs concentrations moyennes sont relativement faibles de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-6} mg/L, beaucoup plus faibles que les conventionnels micropolluants (DBO₅, DCO, azote et composé phosphoré...) (Boillot *et al.*, 2008 ; Duong *et al.*, 2008). Parmi les produits pharmaceutiques qui ont été administrés aux patients, une grande majorité est éliminée sous forme inchangée, principalement dans les urines pour environ 55 - 80 % du total à quelques exceptions près (Jjemba, 2006 ; Joss *et al.*, 2006) et partiellement dans les selles. Seule une infime partie est métabolisée dans le corps humain. L'ensemble de ces substances va être éliminé dans les effluents hospitaliers où elles sont alors retrouvées à des concentrations de l'ordre du ng/L ou du µg/L. C'est le cas de nombreux antibiotiques, agents cytostatiques, anesthésiques, désinfectants, mais aussi métaux lourds (platine et mercure), éléments rares (Kümmerer *et al.*, 1999 ; Kümmerer & Helmers, 2000 ; Kümmerer, 2001).

En effet, pour Kanama *et al.* (2018) les effluents hospitaliers contenant les micropolluants, d'agents pathogènes arrivent dans les réseaux d'égouts, voie privilégiée d'entrée de ces polluants dans l'environnement. Les micropolluants émergents libérés sont transportés vers les stations d'épuration des eaux usées pour y subir un processus de traitement. Cependant, toutes les stations d'épuration ne sont pas en mesure d'éliminer tous les types de contaminants émergents rejetés par les hôpitaux ; par conséquent, elles laissent régulièrement les contaminants émergents pénétrer dans l'environnement naturel. En effet, en Côte d'Ivoire, les travaux de Kouadio (2011) et N'guettia (2017) ont mis en évidence la présence de trois classes de médicament que sont les antibiotiques, les anti-inflammatoires et les anticancéreux dans les eaux usées de l'EHU de Yopougon et dans les eaux usées de l'EHU de Treichville dans la ville d'Abidjan. Le tableau V présente les concentrations des résidus pharmaceutiques retrouvés dans les eaux résiduaires issues de ces deux centres hospitaliers et universitaires dans le district d'Abidjan.

Tableau V : Résidus d'antibiotiques détectés dans les eaux usées des EHU de Treichville et Yopougon

Familles de médicaments	Molécules pharmaceutiques	Eaux usées de l'EHU de Treichville (µg/L)	Eaux usées de l'EHU de Yopougon (µg/L)
Antibiotiques	Ciprofloxacine	21	3,7
	Ofloxacine	0,5	ND
	Norfloxacine	ND	23
	Tétracycline	ND	0,34
	Sulfaméthoxazole	2	7,2
Anti-inflammatoires	Diclofénac	ND	ND
	Naproxène	ND	ND
Anticancéreux	5-Fluorouracile	0,56	ND
	Cycphosphamide	0,42	ND
	Ifosfamide	0,58	ND

ND : Non Détecté

Source : N'guettia (2017)

En outre, dans une étude réalisée au sud de l'Inde sur 3 rivières recevant des effluents domestiques et industriels traités a révélé une concentration élevée de résidus pharmaceutiques

(Fick *et al.*, 2009). Par ailleurs, les fumiers provenant du bétail et de la volaille sont à l'origine d'une accumulation de résidus d'antibiotiques dans l'environnement, soit directement dans les champs agricoles, soit dans les étangs pour améliorer la production naturelle. Ces matières actives sont susceptibles de se bioaccumuler dans la chaîne alimentaire (Kanama *et al.*, 2018). La présence de ces micropolluants dans l'environnement peut menacer à la fois la santé publique et l'écosystème (Ebele *et al.*, 2017). Les résidus médicamenteux peuvent se retrouver dans l'environnement par différentes sources que sont les sources de pollution ponctuelle et les sources de pollution diffuse (Lapworth *et al.*, 2012). Les sources de pollution ponctuelle sont facilement identifiables, il s'agit par exemple des effluents industriels, des effluents hospitaliers, des rejets des usines de traitement des eaux usées (Bueno *et al.*, 2012). Au contraire, les sources de pollution diffuse sont difficilement identifiables du fait de l'importance de leur portée géographique.

Par conséquent, les principales voies d'exposition varient d'une région à l'autre. Par exemple, les modèles de traitement utilisés dans les pays développés sont différents de ceux utilisés dans les pays en développement, étant donné les différences dans les installations et les technologies de traitement disponibles. Par conséquent, la voie d'exposition d'une région spécifique peut ne pas s'appliquer à d'autres régions (Khan *et al.*, 2021).

1.3.4.6. Toxicité des antibiotiques

1.3.4.6.1. Toxicité aiguë

Le cumul des teneurs des résidus médicamenteux et leur synergie peuvent entraîner des problèmes au niveau de santé de l'homme et de l'environnement (Kolpin *et al.*, 2002). Le produit absorbé engendre des dommages aux consommateurs lorsque la quantité absorbée est importante. C'est la dose létale (dose qui tue 50 % de la population étudiée) qui caractérise la toxicité aiguë. Le toxique est une substance active capable de provoquer des dommages en intoxication aiguë, ce sont les organes ou fonctions nobles qui sont exposées (cœur, poumons, foie, rein, sang, système nerveux central). À partir des méthodes normalisées (ISO, OECD, etc.) sur des espèces aquatiques diverses (algues, zooplanctons, poissons, etc.), la toxicité aiguë est évaluée. De nombreux travaux ont montré que la toxicité aiguë de résidus de médicaments sur des organismes concernent essentiellement les antibiotiques et les anti-inflammatoires non stéroïdiens (Santos *et al.*, 2010). Pour ces auteurs, la concentration effective médiane (CE₅₀) dépasse les concentrations rencontrées dans le milieu aquatique (Cleuvers, 2004 ; Hernando *et al.*, 2004).

Selon Flaherty & Dobson (2005), l'évaluation des effets des résidus médicamenteux sur le *Daphnia magna* a montré que la sulfaméthoxazole combiné à l'érythromycine, la Lincomycine et le trimethoprim provoque des changements dans le ratio de sexe chez l'espèce. Quant à Isidori *et al.* (2005), leur étude a révélé que les concentrations létales 50 % (CL50) de l'oxytétracycline, le sulfaméthoxazole et l'ofloxacine pour les algues vertes sont respectivement de 0,17 ; 0,52 et 1,44 mg/L. De plus, les concentrations de 0,18 ; 0,21 ; 3,13 mg/L respectivement pour l'Oxytétracycline, le sulfaméthoxazole et l'ofloxacine constituent des doses de toxicité aiguë pour les invertébrés (Hernando *et al.*, 2006). Pour Baquero *et al.* (2008), le rejet d'antibiotiques dans le milieu naturel contribue à l'augmentation du potentiel de résistance des bactéries pathogènes et présente un risque important pour la santé publique.

1.3.4.6.2. Toxicité chronique sur la santé humaine

L'étude de la toxicité chronique semble plus appropriée à la situation environnementale puisque les niveaux de concentrations testés sont variables et les durées d'exposition plus longues (Santos *et al.*, 2010). L'évaluation de la toxicité chronique permet de définir une dose sans effet toxique observable (No Observable Adverse Effect Level - NOAEL en anglais) qui correspond à la concentration maximale n'entraînant pas d'effets notables sur la population observée. La PNEC (Predicted No-Effect Concentration) ou concentration prédite sans effet est définie comme la concentration d'une substance chimique au-dessous de laquelle il ne devrait pas y avoir d'effets nocifs sur les organismes des écosystèmes considérés. Tout comme la toxicité aiguë, la toxicité chronique se focalise sur une seule molécule. Flippin *et al.* (2007) ont étudié l'exposition chronique à l'ibuprofène à des concentrations allant de 1 à 100 Wg/L et sur une période de six semaines. Alors qu'aucune toxicité aiguë n'avait été observée, ils ont constaté que l'ibuprofène altérerait le schéma reproductif de ce poisson en diminuant la fréquence des pontes et en augmentant le nombre d'œufs par ponte.

1.3.4.7. Réglementations et directives de l'OMS

Les directives établies par l'OMS restent dominantes pour le prétraitement des effluents des établissements de santé face à celles établies par les pays et les organisations internationales pour le traitement des eaux usées (Verlicchi *et al.*, 2012). Selon l'efficacité du service de traitement de l'établissement de santé, les effluents rejetés peuvent contenir des produits médicamenteux, des agents pathogènes transmissibles ou des résidus radioactifs (Al Aukidy *et al.*, 2014). Les directives de l'OMS fournissent une base pour expliquer la nature toxique de ces effluents hospitaliers et recommandent la procédure pour une gestion rigoureuse des eaux usées domestiques (Leal *et al.*, 2010). Un prétraitement des effluents hospitaliers provenant des

laboratoires et des services dentaires est généralement appliqué. Selon Yan *et al.* (2020), les exigences minimales pour le rejet des eaux usées domestiques dans les égouts de traitement municipaux sont les suivantes :

- un système efficace de traitement des eaux usées avec des unités de traitement primaire, secondaire et tertiaire ;
- le réseau d'égouts municipal doit être relié à une installation de traitement centrale et doit être capable d'éliminer au moins 95 % des bactéries des eaux usées ;
- les boues résiduelles obtenues après traitement doivent être soumises à une digestion anaérobie et laisser des quantités minimales d'œufs d'helminthes microscopiques par litre dans les boues digérées ;
- des normes élevées doivent être maintenues pour garantir que les eaux usées traitées ne contiennent que de faibles niveaux de composés toxiques, de médicaments cytotoxiques, d'antibiotiques, de matériel de radiation et de produits pharmaceutiques.

La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) a publié des directives pour la libération en toute sécurité des patients traités avec des nucléides ouverts. Etant donné que les patients soumis à un traitement radioactif peuvent avoir des composés radioactifs dans leurs substances excrétrices, la CIPR recommande que l'urine de ces patients soit stockée après la thérapie et suggère que les radionucléides libérés dans les systèmes d'égouts peuvent exposer les travailleurs des égouts et d'autres personnes aux radiations. Aux Etats-Unis, l'Agence de protection de l'environnement (EPA) a mis en œuvre le Clean Water Act de 1972 pour réglementer la manière dont les effluents sont rejetés dans l'eau et pour spécifier les paramètres des effluents pour les stations d'épuration (Lecomte *et al.*, 2019).

Bien qu'aucune loi ou directive pour la gestion des effluents hospitaliers n'ait été mise en œuvre en Europe, la directive européenne n° 91 du 21 mai 1991 (91/271/CEE modifiée par la directive 27 de février 1998 n° 98/15/CE) exige une autorisation préalable des eaux usées urbaines avant leur rejet dans les systèmes de collecte de ces effluents. En outre, la directive européenne n° 98 du 19 novembre 2008 (UE, 2008/98/CE) stipule que certains effluents hospitaliers contenant les produits pharmaceutiques et les produits de soins personnels ne doivent pas être rejetés dans les réseaux d'égouts mais doivent être traités comme des déchets et collectés avant d'être éliminés. En effet, la directive européenne énumère certains déchets dangereux provenant des hôpitaux, notamment les déchets liquides, les produits médicaux, les médicaments et les contaminants matériels provenant de substances utilisées comme solvants et savons, qui ne doivent pas être déversés dans les égouts (Carraro *et al.*, 2016). Conformément à ces lois, les établissements hospitaliers en Europe doivent répondre à des exigences industrielles

spécifiques avant de pouvoir déverser leurs eaux usées dans les stations d'épuration municipales. Un prétraitement est généralement requis (comme dans le cas de l'Espagne), mais aucune des exigences existantes ne concerne les caractéristiques des déchets hospitaliers (Verlicchi, 2018). Dans certains cas, lorsque les exigences générales mises en œuvre par les autorités des STEP sont respectées, les eaux usées peuvent être considérées comme des eaux usées acceptables et peuvent être déversées sans aucun prétraitement. Même lorsque les paramètres indicateurs dépassent les limites, les eaux usées peuvent être prétraitées, comme dans le cas de l'Italie (Carraro *et al.*, 2016).

L'EPA maintient une liste de contaminants candidats (CCL), dont l'édition la plus récente est la CCL₃ de 2008, qui répertorie plusieurs composés endocannabinoïdes, l'estrone et des composés organofluorés, notamment l'acide perfluorooctanesulfonique et certains retardateurs de flamme (Lajeunesse *et al.*, 2011). Cependant, les réglementations qui précisent les proportions maximales acceptables de ces contaminants doivent encore être introduites. La Food and Drug Administration (FDA) américaine n'exige actuellement pas de tests écologiques des produits pharmaceutiques dans les environnements marins, sauf si leur concentration dépasse 1 µg/L (Tan *et al.*, 2007). La FDA a également mis en place un plan de surveillance des effets nocifs des composés perturbateurs endocriniens sur les humains et la faune sauvage. Le document propose quelques suggestions concernant les composés pharmaceutiques dans les biens de consommation, les ingrédients inertes et les produits esthétiques ; cependant, les États-Unis n'ont pas de lois disponibles qui régissent les effets de l'eau potable et des eaux usées sur l'environnement (Cidlinova *et al.*, 2018).

1.4. Conclusion partielle

Les établissements hospitaliers génèrent en permanence une quantité importante d'effluents liquides provenant de divers services. Ces effluents hospitaliers rejoignent parfois l'environnement sans être traités. De nombreuses études ont montré la présence de plusieurs résidus médicamenteux dans ces effluents notamment les antibiotiques, les anti-inflammatoires et les anti-cancéreux. Ces micropolluants de par leur caractère bioaccumulatif, leur persistance et leur toxicité constituent une menace pour l'homme et l'environnement. En effet, des normes de rejet ont été établies par les institutions internationales.

CHAPITRE 2 : GENERALITES SUR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Un produit phytosanitaire est une préparation contenant une ou plusieurs substances actives, et destinées à protéger les végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action, à exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, à assurer la conservation des produits végétaux, ou à détruire les végétaux indésirables ou détruire les parties de végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux (Regnault-Roger, 2005). Les produits phytosanitaires sont des substances chimiques qui contribuent de façon nécessaire et indispensable à la sauvegarde, à la régularité et à la qualité de la production agricole (Baldi *et al.*, 2013). En outre, ils sont utilisés dans le secteur agricole ou pour d'autres applications telles que le jardinage, l'entretien des espaces publics et l'entretien de la voirie (Boissonnot, 2014). Le terme produit phytosanitaire est utilisé pour désigner toute substance naturelle ou synthétique capable de contrôler, de repousser ou de détruire des organismes vivants (micro-organismes, animaux, ou végétaux) ou de s'opposer à leur développement (Amani & Matoub, 2017).

2.1. Classification

La variété des structures chimiques, des groupes fonctionnels et d'activités rendent complexe la classification des produits phytosanitaires. De manière générale, ils peuvent être classés selon la nature de l'espèce à éliminer ou la nature chimique de la substance active.

2.1.1. Classification selon la nature de l'espèce à éliminer

On distingue trois grandes familles selon l'organisme cible qui sont les herbicides, les fongicides et les insecticides (Regnault-Roger, 2005).

2.1.1.1. Herbicides

Les herbicides sont des composés destinés à éliminer les mauvaises herbes et adventices de culture considérées comme ennemies des cultures. Elles concurrencent les plantes à protéger et entrent en compétition avec la culture elle-même, et cela pour la ressource organique et minérale du sol, l'eau, l'espace et la lumière, réduisant ainsi leur croissance et développement. Les herbicides peuvent agir dans le sol au niveau des racines ou directement sur des feuilles. Ils possèdent différents sites d'action sur la plante tels que les perturbateurs de la photosynthèse, les perturbateurs de la croissance (l'inhibition de la division cellulaire et de la synthèse de la cellulose, la perturbation de l'élongation) et les inhibiteurs de la synthèse des lipides, des acides aminés et des pigments (Batsch, 2011).

2.1.1.2. Fongicides

Les fongicides régulièrement utilisés contre les maladies cryptogamiques, assurent une meilleure protection contre le développement des champignons parasites et permettent d'obtenir des plantes saines. On distingue deux grands groupes de fongicides qui sont les fongicides minéraux et les fongicides organiques. Les fongicides agissent par l'inhibition du système respiratoire ou la division cellulaire. Ils se répartissent en deux principaux groupes selon leurs modes d'action qui sont :

- les fongicides systémiques circulent dans la plante par le système vasculaire (xylème et/ou de phloème). Après leur absorption au niveau des feuilles, des tiges ou les racines, ils se répandent à travers toute la plante. Ce transfert permet de protéger les parties non traitées après l'application du fongicide (Couvreur *et al.*, 2002) ;

- les fongicides de contact ne se déplacent pas de leur point d'application après le traitement. Ils forment à la surface de la plante une couche de protection. Selon Rocher (2004), l'activité antifongique est dite de surface et le produit ne subit pas de transfert interne. L'effet de ce type de fongicide peut être préventif lorsque son action se situe avant la pénétration du parasite dans les tissus de la plante ou curatif (El Mouden, 2010).

2.1.1.3. Insecticides

Les insecticides sont utilisés pour la protection des plantes contre les insectes nuisibles. Ils agissent en éliminant ou en empêchant leur reproduction. Le mécanisme d'action de ces insecticides se fait soit directement sur les parasites cibles par digestion ou inhalation, soit indirectement dans ce cas le produit phytosanitaire pénètre et diffuse dans la plante (effet systémique). Ces différents modes de pénétration sont souvent à l'origine de l'intoxication du parasite, même si chaque insecticide possède des voies d'entrée préférentielles (Manirakiza *et al.*, 2003). Deux modes d'action caractérisent les insecticides : une action sur le système nerveux et une action sur le système respiratoire. La neurotoxicité de ces insecticides se manifeste par le blocage de la propagation de l'influx nerveux au niveau des neurones et des synapses, tant au niveau du système nerveux central que périphérique. Les symptômes d'intoxication par les substances neurotoxiques sont les suivants : période de latence, hyperexcitation, manque de coordination, tremblements, convulsions, prostration et mort ; En plus de ces trois grands groupes chimiques (herbicides, fongicides et insecticides), il existe d'autres produits phytosanitaires appartenant aux acaricides, aux nématicides, aux rodenticides et aux molluscicides.

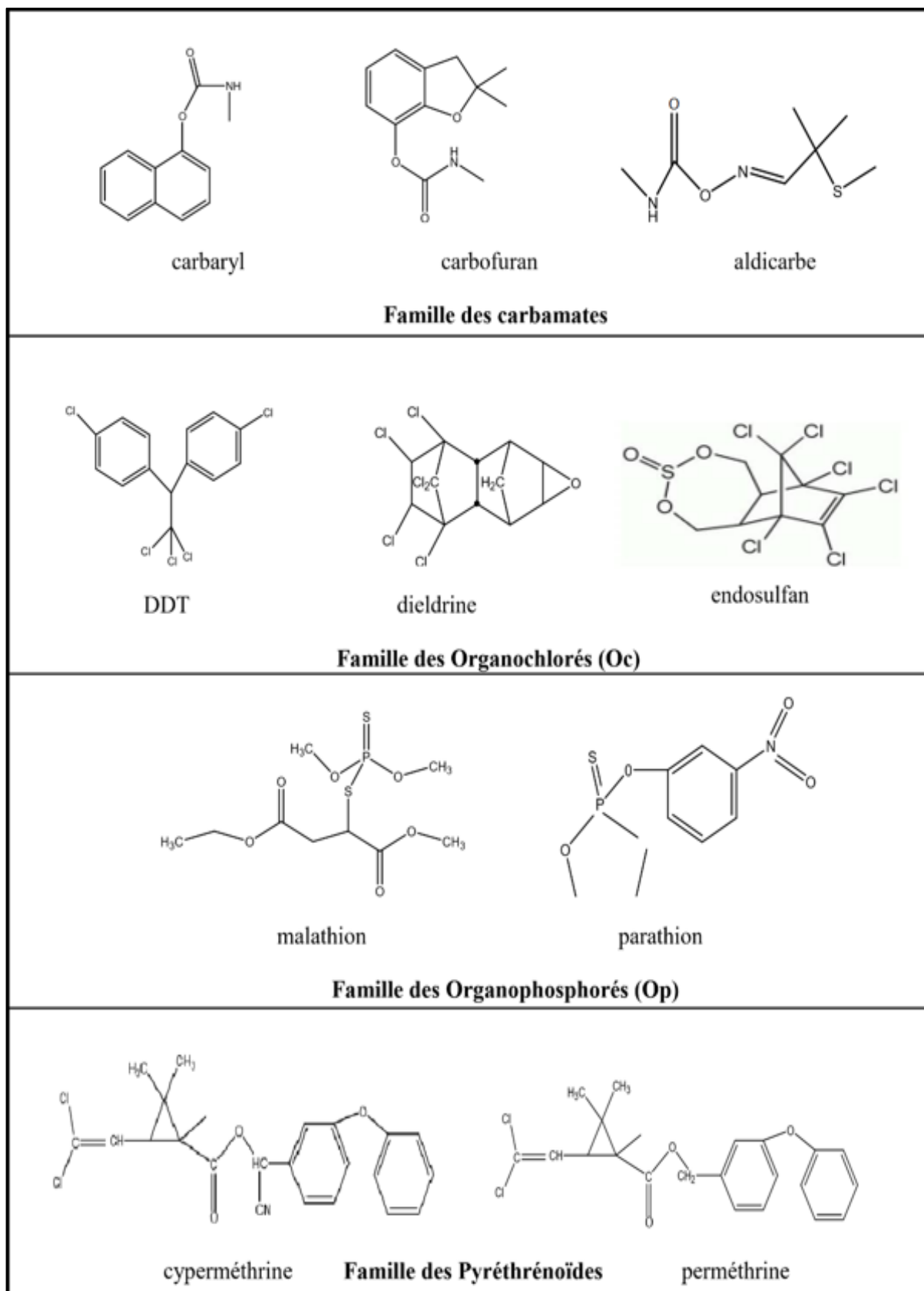
2.1.2. Classification selon la nature de la substance chimique

Selon la nature de la substance chimique, on distingue les organochlorés, les organophosphorés, les pyréthriinoïdes de synthèse, les carbamates et les triazines comme les principales familles des produits phytosanitaires (Tableau VI). Les structures chimiques de certaines matières actives de ces familles sont présentées en figure 1.

Tableau VI : Principaux groupes et familles chimiques des produits phytosanitaires

Groupes	Famille chimique	Exemples de molécules
Herbicides	Carbamates	Asulame, Diallylate, Terbucarbe, Triallate
	Triazines	Atrazine, Simazine, Cyanazine
	Phénoxyherbicides	MCPA, 2,4-D, 2,4,5-T
	Chloroacétamides	Alachlore, Métolachlore
	Aminophosphonates	Glyphosate, Glufosinate
	Urées Substituées	Diuron, Ethidimuron, Isoproturon,
Insecticides	Organochlorés	DDT, Chlordane, Lindane, Endosulfan
	Organophosphorés	Malathion, Chlorpyrifos, Diazinon, Profenofos
	Pyréthriinoïdes	Cyhalothrine, Cypermethrine, Deltaméthrine
	Néonicotinoïdes	Acétamipride, Imidaclopride, Thiaclopride
	Phénylpyrazoles	Fipronil, Pyriprole
	Carbamates	Aldicarbe, Carbaryl, Carbofuran, Méthomyl...
Fongicides	Dithiocarbamates	Mancozèbe, Manèbe, Thirame, Métiram-zinc
	Dérivés du benzène	Chlorothalonil
	Anilinyrimidines	Cyprodinil
	Phtalimides	Folpel, Captane, Captafol
	Inorganiques	Sulfate de cuivre, Chlorates, Soufre

Source : Ali (2015)



Source : Ehouman (2013)

Figure 1 : Structure chimique de quelques matières actives des produits phytosanitaire

2.1.2.1. Famille des organochlorés

Les organochlorés sont des insecticides composés d'atomes de carbone, d'hydrogène et de chlore. Ils sont aussi appelés hydrocarbures chlorés, produits organiques chlorés, insecticides chlorés et synthétiques chlorés (Ware & Whitacre, 2004). Ils sont généralement subdivisés en trois groupes suivant les structures : les aliphatiques, les dérivés phényles et les hétérocycles. Ils sont généralement volatiles et solubles dans les hydrocarbures non aliphatiques et sont susceptibles de s'hydrolyser facilement en milieu alcalin. Ce sont des composés apolaires donc très peu solubles dans l'eau, fortement solubles dans les lipides et les solvants organiques. Les organochlorés sont caractérisés par leur résistance à la dégradation biologique, chimique et photolytique, leur toxicité et leur tendance à la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire (Coly, 2000). En effet, une bioaccumulation des produits de dégradation et de biotransformation (métabolites) dans les organismes et écosystèmes le long des réseaux trophiques a été constatée chez des fourmis en Belgique (Debourges *et al.*, 1987).

Les organochlorés comme DDT, chlordane, dieldrine, endosulfan heptachlore, lindane, methoxychlore possèdent des effets perturbant les fonctions reproductrices et le système endocrinien (Juc, 2007). Cependant, de nombreux pesticides organochlorés font l'objet d'une réglementation dans certains pays du monde (FAO/OMS, 2002). Leur utilisation est aujourd'hui interdite en agriculture dans de nombreux pays dont la Côte d'Ivoire pour deux raisons essentielles : leur caractère peu dégradable et leur semi volatilité favorisant leur transport sur plusieurs kilomètres du point d'introduction (Hamoud *et al.*, 2006) d'une part et leur concentration dans les organismes en bout de chaîne alimentaire, par bioaccumulation constituant ainsi des risques certains pour la santé humaine d'autre part.

2.1.2.2. Famille des organophosphorés

Les organophosphorés sont des dérivés de l'acide phosphorique (Garcia *et al.*, 2012). Ils constituent la classe des insecticides la plus toxique pour les vertébrés. Cette toxicité serait à l'origine de 100000 morts par an dans le monde à cause des intoxications accidentelles ou volontaires (Testud & Grillet, 2007). Cependant, ces composés sont peu persistants dans l'environnement, peu solubles dans l'eau, peu liposolubles, peu volatils et se dégradent rapidement. D'où leur présence en agriculture contrairement aux organochlorés (Coly, 2000). La formule générale des organophosphorés est présentée par la figure 2. Les fonctions R1 et R2 sont soit des chaînes alkoxy ou aryloxy et X est un groupe aliphatique ou aromatique facilement détachable

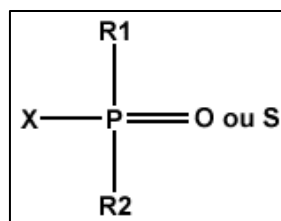


Figure 2 : Formule générale des organophosphorés

2.2.2.3. Famille des carbamates

Les carbamates, esters de l'acide N-méthyl carbamique, sont utilisés comme insecticides, nématicides et herbicides. Ce sont des composés qui ont une action inhibitrice de l'acétyl cholinestérase, dont l'action est réversible contrairement aux organophosphorés. Ces molécules sont solubles dans l'eau, leur toxicité varie d'une molécule à une autre. Les carbamates sont moins persistants que les produits phytosanitaires organochlorés et organophosphorés (Tron *et al.*, 2001 ; Garcia *et al.*, 2012). Selon la nature du radical R, on distingue trois grands groupes:

- les naphtylcarbamates où R est un radical aryle (naphtyle) carbaryl ;
- les phénylcarbamates où R est un groupement phénylique, propoxur (Baygon) ;
- les carbamates hétérocycliques où R est un radical hétérogène : Aldicarbe, Méthonyle.

Ils répondent quasiment tous à la formule générale suivante (Figure 3).

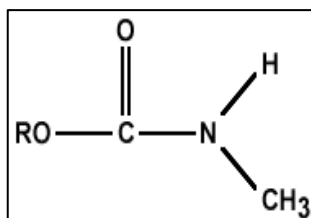


Figure 3 : Formule générale des carbamates

2.2.2.4. Famille des pyréthrinoïdes

Les pyréthrinoïdes constituent le quatrième groupe d'insecticides qui vient après les organochlorés, les organophosphorés et les carbamates. Ils sont synthétisés artificiellement à partir des pyréthrines naturelles issues de la fleur de chrysanthème insecticide ou Pyrèthre de Dalmatie, plus particulièrement de *Chrysanthemum cinerariaefolium* (Hansen, 2006). Ils sont stables à la lumière et sont en général efficaces à faible dose sur un large spectre d'insectes (Ware & Whitacre, 2004). Ainsi, ces composés agissent sur le système nerveux central des insectes et des vertébrés provoquant des changements dans la dynamique des canaux de sodium qui se trouvent au niveau de la membrane des cellules nerveuses. Cette action provoque des troubles dans la transmission du flux nerveux chez les insectes qui sont responsables des

désordres neuromusculaires caractérisés par l'hyperexcitation et la paralysie (Garcia *et al.*, 2012). En outre, les pyréthrinoides présentent de faibles toxicités aiguës chez l'homme mais demeurent écologiquement dangereux, particulièrement pour les abeilles et certains organismes aquatiques (Coly, 2000). La stabilité et l'efficacité des pyréthrinoides synthétiques expliquent leur utilisation de plus en plus répandue, depuis 20 ans, sur les fruits, les légumes et le maïs (Kambiré, 2021).

2.1.2.5. Famille des triazines

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. Ces molécules bloquent la photosynthèse et possèdent une toxicité faible. Peu solubles dans l'eau et ayant souvent une bonne sélectivité, elles sont moins 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 différentes entre elles par la nature des substituants R_1 , R_2 et R_3 . Selon Diarra (2013), leur formule générale est la suivante (Figure 4).

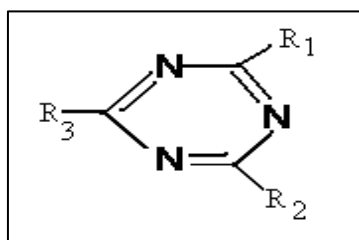


Figure 4 : Formule générale de la famille des triazines

2.2. Présentation de quelques molécules d'étude

Certains produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture sont considérés comme dangereux pour la santé environnementale et humaine (Leaute, 2008 ; Ahouangninou *et al.*, 2011). Ce sont des molécules toxiques, rémanentes et bioaccumulables (Kouablé *et al.*, 2003). Leur présence dans les aliments destinés à la consommation humaine est problématique.

2.2.1. Endosulfan ($C_9H_6Cl_6O_3S$)

L'endosulfan est un insecticide cyclodiène organochloré (Figure 5). Il se présente sous forme de cristaux bruns, stables à la lumière et insolubles dans l'eau (INERIS, 2006). Sa dégradation dans l'environnement et dans l'organisme donne des composés à l'état d'impureté : l'endosulfan alcool et l'endosulfan éther (Lee *et al.*, 2003). L'endosulfan, non systémique est rapidement distribué dans les tissus adipeux et le cerveau des mammifères. Le foie et les reins peuvent aussi stocker l'endosulfan et ses métabolites à long terme. L'excrétion par les reins (via

les urines) est la plus importante, avec un temps de demi-vie estimé à une semaine dans l'organisme. En outre, l'endosulfan peut être excrété via le lait maternel (ATSDR, 2000). Plusieurs cas d'empoisonnement à l'endosulfan, dont certains mortels, ont été signalés au niveau des hommes. Cependant, que ce soit chez les humains ou chez les mammifères tels que les rats et les souris, l'endosulfan ne s'est pas révélé cancérigène ou génotoxique (ATSDR, 2002).

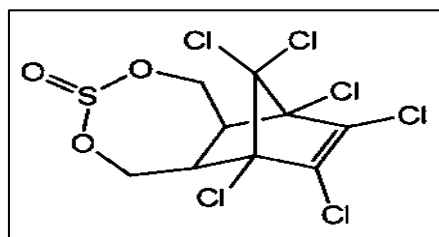


Figure 5: Structure moléculaire de Endosulfan

2.2.2. Deltaméthrine ($C_{22}H_{19}Br_2NO_3$)

La Deltaméthrine est un insecticide de la famille des pyréthrinoïdes, produite par action du tétra bromure de carbone sur la cyperméthrine (Bordereau-Dubois, 2011). Son nom systématique est (1R, 3R) -3 - (2,2 - dibromovinyl) - 2,2 - diméthylcyclopropane carboxylate de (S)- α - cyano - 3- phenoxybenzyle (Figure 6). La Deltaméthrine est une poudre cristalline incolore et inodore. Sa formule brute est $C_{22}H_{19}Br_2NO_3$ et sa masse molaire est égale à 505, 2 g/mol. Avec une température de fusion de 100 à 102 °C, la solubilité de cette substance dans l'eau est inférieure à 0,2 g/L à 25 °C, 500 g/L dans l'acétone (20 °C) et 15 g/L dans l'éthanol (20 °C) (Al-Sayeda, 2007 ; INRS, 2007). Elle est utilisée pour lutter contre le doryphore de la pomme de terre, la cicadelle, le ver-gris, la fausse-teigne des crucifères, la sauterelle et la punaise-grise au Canada (Toumi, 2013). La Deltaméthrine est utilisée dans le programme de contrôle de la Malaria et l'imprégnation des moustiquaires (Yadav *et al.*, 2001).

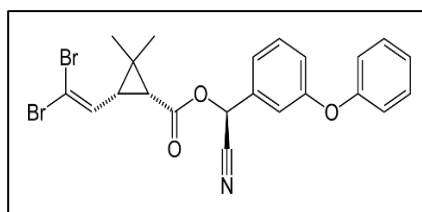


Figure 6 : Structure moléculaire du Deltaméthrine

2.2.3. Profénofos ($C_{11}H_{15}BrClO_3PS$)

Le Profénofos est un insecticide organophosphoré à large spectre. Son action est l'inhibition de l'acétylcholinestérase (Blanchet *et al.*, 1991). Son nom scientifique est O-(4-bromo-2-chlorophenyl) O-éthyl S-propyl phosphorothioate et sa structure moléculaire est représentée par la figure 7. Des expériences réalisées chez des mammifères ont montré qu'il se dégrade complètement dans les urines des rats au bout de 24 heures. Cette dégradation engendre quatre principaux métabolites :

- le bromo-2-chlorophenol ;
- le 4- bromo-2 chlorophenol-O-éthylphosphorothioate ;
- le 4-bromo-2- chlorophenol glucuronide ;
- le 4-bromo-2-chlorophenol-s-propyle phosphorothioate.

Le profénofos est moins rémanent mais très toxique ; il est très dangereux, surtout pour les écosystèmes aquatiques (invertébrés et poissons). Les effets observés de la toxicité du Profenofos sont la salivation, la somnolence, l'écoulement du nez, des tremblements et des convulsions. Ces effets sont réversibles (Ahouangninou *et al.*, 2011).

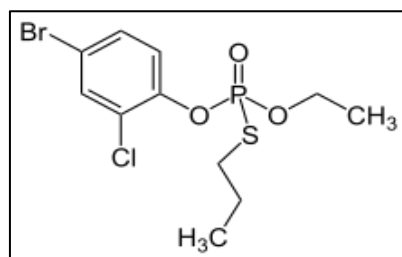


Figure 7 : Structure moléculaire du Profénofos

2.2.4. Cyperméthrine ($C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$)

La Cyperméthrine est un insecticide de la famille des pyréthrinoïdes de synthèse. Elle se présente sous la forme d'un liquide jaune visqueux ou pâteux, d'odeur caractéristique. Sa formule brute est $C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$ avec une masse molaire de 416,29 g/mol. Cette substance chimique a une température de fusion comprise entre 60 °C et 80 °C, une température d'ébullition atteignant 220 °C, une solubilité quasiment nulle dans l'eau et une masse volumique de 1,28 g/cm³ à 22 °C (Sanco, 2001). Sa dose létale (DL₅₀) est comprise entre 250 et 4150 mg/kg.

2.2.5. Lambdacyhalothrine ($C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$)

La Lambdacyhalothrine est un insecticide de la famille des pyréthrinoïdes de synthèse. C'est un solide incolore de masse moléculaire 449,4 g/mol et sa formule brute est $C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$. Sa solubilité dans l'eau est 4.10^{-3} g/mol à 20 °C et à pH = 5 (Sanco, 2001). Le Log de son coefficient de partage Octanol - eau vaut 7. Le nom systématique de la Lambdacyhalothrine est le 3- (2-chloro-3, 3, 3-trifluoro-1-propenyl) -2,2 diméthylcyclopropanecarboxylate (Figure 8). Elle est utilisée pour lutter contre les diptères, les coléoptères, les lépidoptères et les hémiptères (Bao *et al.*, 2007).

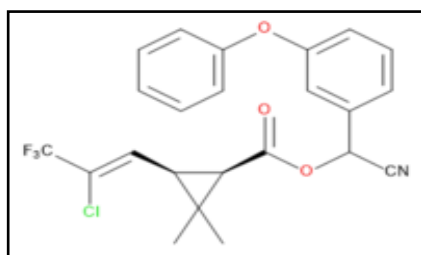


Figure 8 : Structure moléculaire de Lambdacyhalothrine

2.3. Formulation des produits phytosanitaires

2.3.1. Principe

Le principe de la formulation des produits phytosanitaires vise à présenter la matière active sous une forme permettant son utilisation en combinant des substances destinées à l'amélioration et à la facilitation de son action. La formulation d'un produit phytosanitaire consiste à déterminer la composition chimique et la présentation physique d'une préparation phytosanitaire prête à l'emploi (Imane, 2018).

2.3.2. Matière active

La matière active est une substance ou une matière chimique qui entre dans la composition d'un produit ou médicament. Ce composé bioactif a un effet thérapeutique ou curatif. Dans la lutte antiparasitaire, la matière active peut être un microorganisme, un virus ou un champignon quand l'action première est d'agir contre un organisme nuisible (El Mouden, 2010).

2.3.3. Adjuvants

Les adjuvants sont des ingrédients diluants qui entrent dans la formulation d'un produit phytosanitaire pour le rendre apte à l'utilisation. Les adjuvants renforcent l'efficacité, la sécurité du produit et sa facilité d'utilisation (Couteux & Lejeune, 2006). Ces substances inertes sont des solvants, les émulsifiants, les agents mouillants ou épandeurs, les substances poreuses, les

agents dispersants, les agents agglutinants ou adhésifs et les colorants (Tu & Randall, 2003 ; Sopéfia *et al.*, 2009).

2.3.4. Types de formulation des produits phytosanitaires

La formulation correspond à l'état physique (solide, liquide) sous lequel le produit est mis sur le marché. Elle se présente sous une multitude d'états physiques, dont les plus courants sont les formulations solides (les granulés solubles, les poudres mouillables) et les formulations liquides (les concentrés solubles, les composés de produits solubles dans l'eau, les concentrés émulsionnables, composés de produits liquides en émulsion dans le produit, les suspensions concentrées et les composées de particules solides dispersées dans le produit) (Diarra, 2013).

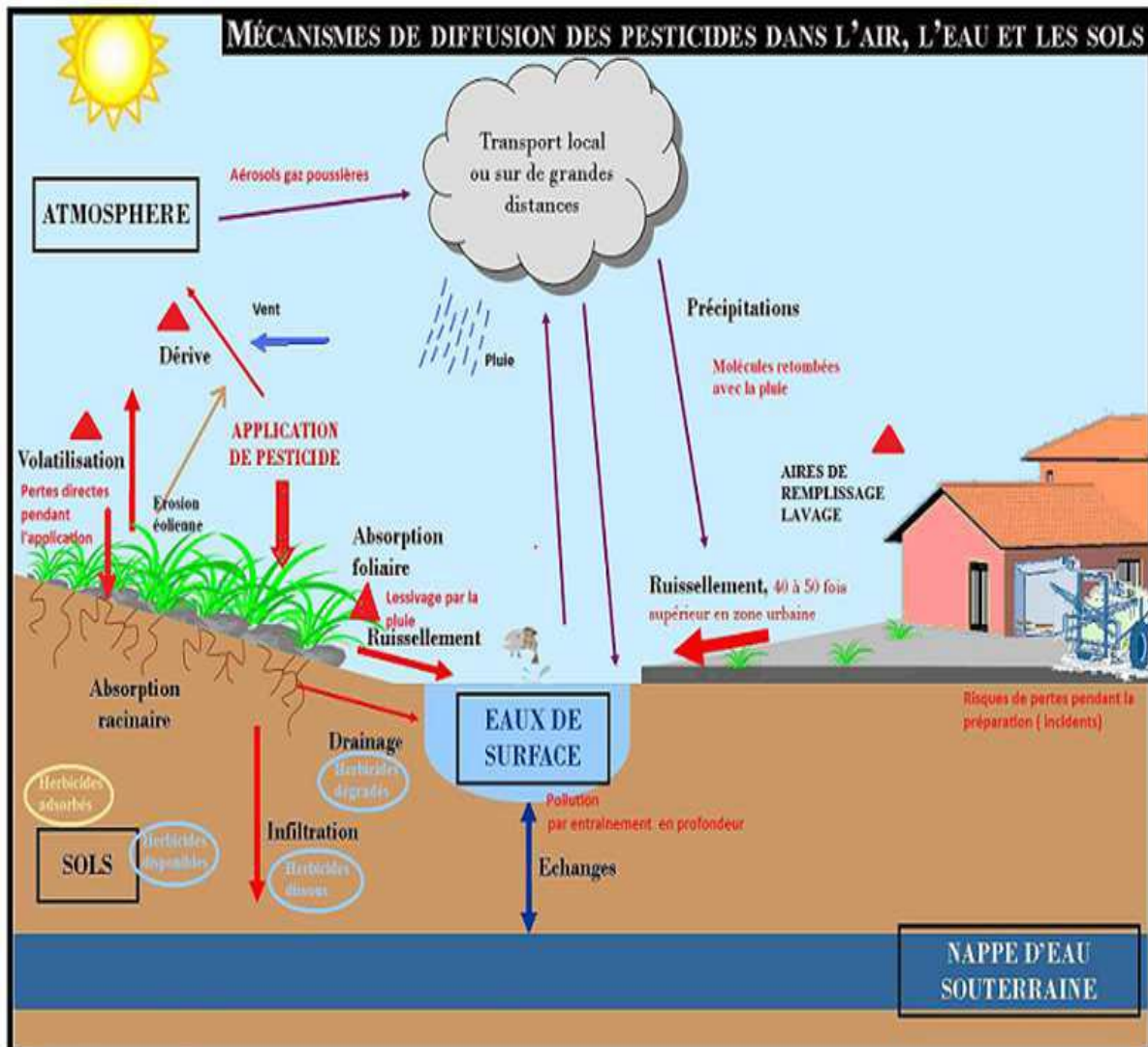
2.4. Propriétés physico-chimiques des produits phytosanitaires

La grande variété structurale des produits phytosanitaires est à l'origine d'une multitude de propriétés physico-chimiques dont dépend leur comportement dans les différents compartiments de l'environnement, le sol, les eaux et l'atmosphère. En effet, le potentiel de transfert des produits phytosanitaires peut être évalué à partir de quelques propriétés physicochimiques dont les plus importantes sont la solubilité, le coefficient de partage octanol/eau (KOW), la pression de vapeur, la constante de Henry (KH) et le coefficient de partage sol/eau (Kd) (Diop, 2013).

2.5. Transfert des produits phytosanitaires dans l'environnement

Les produits phytosanitaires utilisés par les agriculteurs pour lutter contre les animaux ou les plantes jugés nuisibles aux plantations n'atteignent pas tous leur cible après épandage. Seulement 25 à 80 % des substances actives appliquées parviennent jusqu'à leur cible (Aubertot *et al.*, 2005). Leur distribution est influencée par leurs propriétés physico-chimiques mais aussi les facteurs environnementaux tels que les conditions météorologiques (Hapeman *et al.*, 2003). En effet, l'utilisation intensive des pesticides chimiques pollue inévitablement l'environnement (Toé *et al.*, 2004). Par conséquent, les processus responsables de ces transferts sont la volatilisation, la dérive, la rétention, le lessivage et le ruissellement. La Figure 5 résume les principaux phénomènes qui gouvernent le comportement d'un pesticide dans les différentes sphères de l'environnement. En outre, l'utilisation inappropriée des produits phytosanitaires en agriculture et en santé publique engendre des effets néfastes sur des organismes non cibles (réduction de la population des espèces utiles), contaminations des eaux de surface et des eaux souterraines (Dubois, 2013). L'usage accumulé de ces produits chimiques provoque une dégradation lente et progressive de la biodiversité des sols agricoles (Bajwa, 2014). La fertilité

des sols peut être ébranlée à travers la diminution voire la disparition de certaines populations comme celles des lombrics (CPP, 2002). Elle peut favoriser d'une part, la diminution de l'abondance et de la diversité des adventices créant ainsi la disparition de certains animaux (Norton *et al.*, 2008) et d'autre part, la dégradation des sols, leur microfaune et leur biodiversité entraînant ainsi une production de fruits et légumes de moindre qualité et moins résistants aux aléas climatiques (Aubertot *et al.*, 2005).



Source : El Rachidi (2012)

Figure 9 : Principaux phénomènes pouvant intervenir dans le comportement d'un produit phytosanitaire après application

2.6. Toxicité des produits phytosanitaires

L'usage des produits phytosanitaires bien qu'ayant permis des progrès agronomiques, ils présentent également un danger croissant pour la santé des populations. En effet, lorsqu'un

individu est exposé à un produit chimique, des effets néfastes pour la santé peuvent apparaître. Ces effets vont dépendre de la durée de l'exposition, de la dose nécessaire à l'apparition des effets, de la voie d'absorption etc. (Baldi *et al.*, 2019). En outre, les facteurs d'exposition de l'être humain aux produits phytosanitaires et dérivés sont généralement la consommation d'aliments contaminés, la respiration d'air pollué ou le contact direct du produit avec la peau. Par ailleurs, plusieurs études ont mis en évidence la toxicité des produits phytosanitaires pour l'homme et les animaux (Dawson *et al.*, 2010 ; Mesnage *et al.*, 2014). Les produits phytosanitaires sont cytotoxiques, neurotoxiques, embryotoxiques, mutagènes, néphrotoxiques, tératogènes ou carcinogènes (Damalas & Eleftherohorinos, 2011 ; Jayasumana *et al.*, 2014 ; Ibrahim, 2015 ; Herath *et al.*, 2017 ; Abreu-Villaça & Levin, 2018). Ainsi on distingue généralement deux types de toxicité : la toxicité aiguë et la toxicité chronique.

2.6.1. Toxicité aiguë

La toxicité aiguë des produits phytosanitaires résulte de leur mauvaise utilisation, de leur usage accidentel (accidents domestiques) ou d'une intoxication volontaire souvent gravissime. Les pesticides organophosphorés et les carbamates sont à l'origine des cas d'empoisonnements par les pesticides les plus fréquents. Ainsi, l'exposition se fait essentiellement par la voie cutanéo-muqueuse et respiratoire (inhalation), la voie d'exposition orale concernerait davantage la population générale par ingestion accidentelle ou intentionnelle de pesticides (Imane, 2018). En effet, les produits phytosanitaires peuvent être à l'origine d'intoxications aiguës provoquant des maux de tête, des irritations cutanées, des troubles visuels, des nausées ou de pathologies chroniques comme des maladies respiratoires (asthme, tuberculose), des cancers (système urogénital, thyroïde, cerveau, leucémie, pancréas), la maladie de Parkinson et des troubles cardiaques (Fauvelle, 2012). Selon l'Organisation mondiale de la santé, il y a chaque année dans le monde un million d'empoisonnements graves par les produits phytosanitaires occasionnant environ 220 000 décès par an (Cherin *et al.*, 2012).

Outre la dose létale (DL₅₀) représente la dose du produit qui provoque la mort de 50 % de la population traitée. Elle représente la toxicité aiguë (immédiate). A cela, vient s'adjoindre la notion de toxicité chronique (ou indirecte) qui se manifeste à long terme par des absorptions répétées de petites doses de substances (cas des organochlorés). Elle est évaluée par la mesure de la dose sans effet sur une période plus longue.

2.6.2. Toxicité chronique

La toxicité chronique est induite par une exposition prolongée à de petites quantités des substances incriminées et à leur accumulation dans l'organisme pouvant dépasser le seuil de

concentration toxique (ORSB, 2001). Cette toxicité est évaluée de façon normalisée par expérimentation sur des animaux de laboratoire. L'ensemble des tests réalisés permettent de fixer la dose journalière admissible (DJA). Cependant, l'exposition chronique aux résidus des produits phytosanitaires incorporés dans la chaîne alimentaire, soulève quelques inquiétudes relatives aux potentialités cancérigènes de certaines de ces substances, aux effets neurologiques ou sur la reproduction et à leur action immunodépressive ou au contraire stimulante (Ramade, 2005). L'exposition prolongée aux organochlorés est à la base de nombreux dysfonctionnements du système nerveux humain qui s'expriment entre autres par la diminution du développement mental et psychomoteur chez l'enfant (Eskenazi *et al.*, 2006). Des malformations congénitales et des altérations importantes des composantes cognitives de la mémoire ont été liées aux effets des organochlorés chez l'homme (Torres-Sánchez *et al.*, 2013). Les carbamates ont chez l'homme des actions cholinergiques similaires à celles des produits phytosanitaires organochlorés (Abreu-Villaça, 2018), alors que les organophosphorés agissent principalement sur le système nerveux pour induire des convulsions semblables à celles provoquées sur les insectes (Upadhyay & Tripathi, 2017). Quant aux pyréthrinoïdes, ils sont aussi neurotoxiques avec la faculté de bloquer les récepteurs de l'acide γ -aminobutyrique chez les mammifères ; provoquant une hyperstimulation musculaire (Clark & Symington, 2012 ; Syed *et al.*, 2018). Cependant, certains herbicides seraient responsables de troubles neuropsychologiques tels que la dépression et le suicide. On soupçonne également certains produits phytosanitaires d'être à l'origine de troubles neurodégénératifs tels que la maladie de Parkinson (Hatcher *et al.*, 2008).

2.7. Utilisation des produits phytosanitaires en Côte d'Ivoire

La consommation de produits phytosanitaires ou pesticides en agriculture en Côte d'Ivoire est prédominante car cette agriculture est orientée vers une culture intensive du café, du cacao, du coton, de la banane de l'ananas et de l'anacarde. Ils sont utilisés pour la production et la protection des cultures (Cissé *et al.*, 2003). Les pesticides sont aussi utilisés pour des usages non agricoles, dans des zones dites non agricoles, d'où leur large emploi par les collectivités pour l'entretien des espaces publics, par les infrastructures de transport (voiries, voies ferrées), par les industries (textile, bois) et par les particuliers pour l'entretien (Blanchoud *et al.*, 2008 ; Bonnefoy, 2012).

2.7.1. 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.

2.7.2. Législation ivoirienne sur les produits phytosanitaires

Ouverte sur le marché international, 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). En Côte d'Ivoire, la réglementation sur l'utilisation des pesticides a commencé en 1974 (Fleischer *et al.*, 1998) par la prise du décret 74-388 du 7 août 1974 relatif à l'agrément des pesticides. En 1989, ce décret fut abrogé 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 la FAO sur les produits agro- pharmaceutiques. Pour le législateur ivoirien, est considéré comme pesticide (Gnekpo & Ziehi, 2001) :

- 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. Les pesticides luttent donc contre tout organisme causant des dommages ou se montrant autrement nuisibles durant la production, la transformation, le stockage, le transport ou la commercialisation des denrées alimentaires ou des produits agricoles. Ils sont également appliqués sur les aliments pour animaux, ou sur les animaux pour combattre les insectes, les arachnides et autres ;
- les régulateurs de croissance des plantes, les défoliants, les dessiccateurs, les agents d'éclaircissage des fruits, les agents servant à empêcher la chute prématurée des fruits, les substances appliquées sur les produits soit avant, soit après la récolte, pour protéger les produits contre la détérioration durant l'entreposage et le transport.

2.8. Conclusion partielle

Les produits phytosanitaires se répartissent en différentes familles selon la cible ou la composition chimique. Leur usage contribue à l'amélioration des conditions socio-économiques des populations. En outre, ils sont susceptibles de contaminer le sol, l'eau, l'air et les aliments, exposant ainsi l'homme et son environnement à de multiples risques.

CHAPITRE 3 : GENERALITES SUR LES CULTURES MARAICHÈRES

3.1. Maraîchage

La pratique du maraîchage est caractérisée par la production intensive de cultures maraîchères destinées essentiellement à la vente en frais. Le terme maraîchage tire son origine du mot marais parce que les premières espèces des cultures maraîchères étaient cultivées en zone de marais bénéficiant d'un approvisionnement permanent en eau (Kankonde & Tollens, 2001). Les produits maraîchers peuvent être consommés crus ou cuits.

3.2. Cultures maraîchères

Les cultures maraîchères sont des plantes annuelles ou pérennes, arbustives ou herbacées entretenues dans un espace agricole délimité, généralement exploité de manière intensive. La majeure partie de la récolte est vendue et fournit des ingrédients qui participent à la composition des sauces ou des salades (Autissier, 1994 ; Bognini, 2010). Ainsi, certaines parties de ces cultures maraîchères peuvent entrer dans l'alimentation humaine sans avoir subi de transformations industrielles majeures, mais éventuellement soumises à des procédés de conservation préalable (Chaux & Fourry, 1994).

3.3. Zones de pratique des cultures maraîchères

Le maraîchage est pratiqué de différente manière sur différents sites notamment des parcelles inhabitées dans les grandes villes, aux abords des cours d'eau, au niveau de certaines décharges, en culture hors-sol et surtout dans des bas-fonds. De par leur faible accessibilité et leur proximité, les bas-fonds sont plus convoités par les maraîchers. Les bas-fonds sont exploités pendant toute l'année. En plus des eaux de pluies, ils bénéficient aussi souvent d'un système de canalisation et de drainage des eaux entretenus par les producteurs de cultures maraîchères.

3.3.1. Cultures maraîchères aux abords des cours d'eau

Les cultures maraîchères sont cultivées à proximité des cours d'eau ou retenues d'eau aménagées afin de satisfaire facilement leurs besoins hydriques. Mais les parcelles à exploiter sont insuffisantes.

3.3.2. Cultures hors- sol

Des essais et la production à petite échelle des cultures maraîchères « hors sol » ont été initiés dans le but d'éviter les maladies transmises par le sol (bactéries, champignons et nématodes) dans le sud de la Côte d'Ivoire. Cette partie du pays est défavorable à la culture des légumes particulièrement la tomate. L'un de ses systèmes est basé sur des contenants locaux disponibles,

telles que des contenants d'eau vides. Les contenants sont remplis de tourbe de noix de coco stérilisée, placés en cascade sur une grille et irrigués par une solution aqueuse contenant les éléments nutritifs nécessaires à la production (Fondio *et al.*, 2012). Une petite pompe fonctionne pour que cette solution passe à travers les contenants remplis de tourbe de coco. La culture est réalisée sous abri (Bancal & Tano, 2019). La pratique des cultures hors-sol est très onéreuse du fait des techniques utilisées. De ce fait, les maraîchers en majorité pauvres rencontrent des difficultés pour sa mise en œuvre. Ainsi, les bas-fonds semblent être les lieux appropriés du maraîchage à cause de la rareté des terres cultivables.

3.3.3. Cultures maraîchères dans les bas-fonds

Un bas-fond est une zone basse du paysage, à fond plat ou concave, situé à la source du réseau hydrographique. Ce sont des petites vallées inondables qui recueillent les eaux de ruissellement en provenance du bassin versant. Les nappes phréatiques sont à faible profondeur et affleurent une partie de l'année (Raunet, 1985). Les bas-fonds non constructibles sont occupés par les maraîchers (Moustier & Fall, 2004). Un bas-fond de maraîchage est considéré comme cette zone de vallée où se pratique le jardinage urbain, le maraîchage ou les cultures potagères. En effet, les bas-fonds constituent un atout agricole important aux niveaux local et national et contribuent de manière significative à la sécurité alimentaire et à la réduction de la pauvreté (Dongmo *et al.*, 2005 ; FAO, 2009 ; Baudouin, 2013). Les bas-fonds sont de divers types qui sont les bas-fonds étroits et peu marqués, les bas-fonds étroits et marqués, les bas-fonds larges et peu marqués, les bas-fonds larges et marqués et les bas-fonds de jonction. Les principaux bassins de production du maraîcher en Côte d'Ivoire sont : la zone Sud (Abidjan, Bingerville, Grand-ponts, Agnéby Tiassa, Mé), la zone Centre (N'zi, Béliér, Gbêkê, Marahoué, Haut Sassandra), la zone Est (Gontougou, Indénié Djuablin et Sud Comoé) et la zone Nord (Poro, Tchologo) (Bancal & Tano, 2019 ; De Bon *et al.*, 2019).

3.4. Classification des cultures maraîchères

La classification des légumes répond à plusieurs critères selon les auteurs (Alberta, 2014). Ainsi, Reckhaus (1997) classe les légumes en fonction des parties consommées en huit (8) groupes : légumes- racines (carotte) ; légumes- feuilles (laitue) ; légumes- fleurs (chou- fleur) ; légumes-fruits (aubergine) ; légumes-tiges (asperge) ; légumes à bulbes (oignon) ; légumineuses potagères (haricot vert) et les légumes utilisés comme condiments (piment). En outre, les légumes se classent en deux catégories les légumes secs sont ceux dont les graines récoltées à maturité avec une teneur en eau d'environ 12 % sont consommés et essentiellement représentés par des légumineuses (la fève, le haricot, le pois cassé, le soja etc.) et les légumes

frais ou légumes verts qui sont distingués selon l'organe végétal récolté (Renaud, 2003). En effet, Come & Corbineau (1999) ont adopté la classification basée sur les caractéristiques générales et le comportement physiologique après la récolte des légumes. De ce fait trois classes sont retenues :

- les légumes fruits: tomate, aubergines. Ce sont des organes fortement hydratés qui renferment habituellement des graines ;
- les légumes feuilles: laitue, chou. Les organes constitués essentiellement de feuilles ou partie de feuilles et sont en général riches en chlorophylle avec une teneur en eau très élevée ;
- les légumes racines: oignon vert, carotte. 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.

La grande variété des légumes rend leur classification difficile. Deux classifications sont actuellement retenues : la classification botanique (en fonction de la partie comestible) et la classification culinaire (en fonction du mode de consommation) (Amoah, 2014). En effet, les salades de légumes prêtes à l'emploi sont constituées d'un ensemble de légumes crus, découpés ou minimalement transformés avec ou sans vinaigrette (Ameko *et al.*, 2012 ; Amoah, 2014). Les légumes, qui sont couramment utilisés dans la salade comprennent entre autres concombres, tomates, oignons, laitues, choux, persils et carottes (Amoah, 2014).

3.5. Quelques produits issus du maraîchage

3.5.1. Tomates (*Solanum Lycopersium*)

La tomate est une plante originaire du Pérou, de la famille des *solanacées* (Skiredj *et al.*, 2002). C'est une plante annuelle dont le cycle de croissance est d'environ quatre mois. Selon Skiredj *et al* (2002), le fruit présente une excellente valeur nutritive et gustative (sucres, acides organiques, sels minéraux, vitamine B1, B2). La tomate occupe une place importante dans l'alimentation car elle se consomme comme un légume soit cru, soit en salade, souvent en mélange avec d'autres ingrédients, soit en jus, soit cuite dans d'innombrables préparations culinaires (Otal, 2007). Sa production connaît deux grandes filières qui sont : la tomate pour la consommation en frais (tomate de marché) et la tomate destinée à la transformation et la conserve (tomate d'industrie). Elle est alors transformée industriellement, à partir de produits frais, en conserves ou surgelés, sous forme de purées, de concentrés, de condiments, de sauces et de plats préparés (Naika *et al.*, 2005).

En Côte d'Ivoire, la tomate est le légume le plus consommé car présent dans toutes les sauces et toutes les formes de salade. Les variétés cultivées sont pour la plupart introduites d'Europe ou d'Israël (Sangaré *et al.*, 2009). La production est passée de 24 578 à 38 000 tonnes (FOASTAT, 2016).

3.5.2. Aubergines (*Solanum melangena*)

L'aubergine est une plante vivace d'origine Indienne. Elle se comporte comme une plante annuelle, appartenant à la famille des solanacées (Skiredj *et al.*, 2002). Dans les pays tropicaux, c'est une plante vivace sous forme d'arbuste. Sa partie consommable est son fruit qui a une qualité nutritive moyenne. Il existe plusieurs espèces comestibles d'aubergines cultivées en Côte d'Ivoire telles que les espèces *Solanum aethiopicum* et *Solanum macrocarpon* d'origine africaine et l'espèce *Solanum melogena* d'origine asiatique. Les fruits et les feuilles de toutes ces espèces sont consommés. Sa production annuelle en Côte d'Ivoire est passée de 67 793 à 96 297 tonnes entre 2003 et 2015 (SNDCV, 2014).

3.5.3. Choux (*Brassica oleracea*)

Le Chou est un nom vernaculaire ambigu désignant en français certaines espèces, sous-espèces ou variétés de plantes appartenant généralement à la famille des *Brassicaceae*, mais aussi à d'autres familles botaniques. Ce sont souvent des légumes comestibles dont on consomme généralement les feuilles, mais aussi l'inflorescence charnue (chou-fleur) ou la tige renflée (chou-rave). Les choux sont majoritairement classés dans le genre *Brassica*. L'espèce la plus connue est le Chou commun et ses multiples variétés cultivées. Le chou est généralement consommé cuit ou cuisiné en salade. Il est très riche en vitamines et beaucoup utilisé en médecine.

3.5.4. Laitues (*Lactuca sativa*)

Le nom « laitue » dérive du latin *lactuca* et *sativa* signifie « cultivé ». La laitue, laitue cultivée (*Lactuca sativa*) est une plante herbacée appartenant au genre *Lactuca*, de la famille des Astéracées, largement cultivée pour ses feuilles tendres et consommées comme légume, généralement crues en salade. Les laitues sont peu exigeantes et s'adaptent à la plupart des sols riches en humus frais (Arondel & Traoré, 1990). La laitue est une plante herbacée, annuelle, avec deux phases bien distinctes : la phase végétative formant une pomme plus ou moins fermée, destinée à la commercialisation et la phase reproductrice au cours de laquelle la tige principale s'allonge et aboutit à la floraison puis la production de graines. Elle est très utilisée comme plats d'entrée dans les cérémonies.

3.5.5. Oignons (*Allium cepa*)

L'oignon est la culture maraîchère la plus cultivée dans le monde après la tomate (FAO, 2010). D'origine asiatique, l'oignon est une plante saisonnière (Judd, 2002), bisannuelle de la famille des Amaryllidacées, dont le bulbe ne se divise pas. L'oignon est très apprécié dans la région des hautes terres tropicales d'Afrique Centrale et Orientale.

3.5.6. Haricots verts (*Phaseolus Vulgaris*)

Le haricot vert est une plante légumineuse à fruits comestibles. Il est de la famille des Fabaceae et est d'origine d'Amérique du Sud. Plante annuelle ou vivace, grimpante, à feuilles trifoliolées dont on cultive de nombreuses variétés pour ses gousses. Leur couleur peut varier entre le jaune, le vert et le violet. Le fruit est consommé comme légume. Le haricot est conseillé dans le cas du diabète de type 2.

3.6. Impacts du maraîchage sur la population

3.6.1. Impacts positifs

Le maraîchage occupe de nos jours une place très importante dans l'économie nationale. Il constitue une source de subsistance, d'emploi et de revenus pour de nombreuses populations vulnérables de la Côte d'Ivoire notamment les jeunes et les femmes (CNRA, 2010). Les produits maraîchers sont consommés dans l'alimentation humaine en raison de leurs effets nutritionnels et bénéfiques sur la santé (Tarnagda *et al.*, 2017). Ainsi, ces produits maraîchers jouent un rôle important dans l'alimentation et la prévention des maladies carencielles telles que l'anémie, l'avitaminose (Yehouenou *et al.*, 2010). Le maraîchage contribue aussi, à l'amélioration de la sécurité alimentaire des populations (Brown & Jameton, 2000). A l'instar des autres types d'agricultures urbaines, le maraîchage est un grand consommateur de déchets urbains comme source de fertilisation. Cela est une contribution à la gestion de ces déchets, et donc à la réduction d'un certain type de nuisance (Nacro *et al.*, 2006).

3.6.1.1. Au plan économique

En Afrique de l'Ouest, le maraîchage apparaît comme l'une des composantes principales de l'agriculture urbaine et périurbaine ayant une importance capitale dans le développement économique des villes (FAO, 2012). En effet, les cultures maraîchères jouent un rôle primordial dans la plupart des programmes de nutrition, de lutte contre la pauvreté et contribuent significativement aux revenus des familles (Yolou *et al.*, 2015). Ainsi, elles améliorent les conditions de vie des populations et créent des emplois (Mbaye & Moustier, 2000). Le

maraîchage constitue une source de subsistance, d'emploi et de revenus pour de nombreuses populations vulnérables de la Côte d'Ivoire (CNRA, 2010).

3.6.1.2. Au plan alimentaire

Le maraîchage a pour but de faire face aux carences céréalieres, de lutter contre la pauvreté, la faim et l'insécurité alimentaire (Madjigoto *et al.*, 2018). La contribution des produits maraîchers à la sécurité alimentaire est importante car cette agriculture nourricière contribue souvent à l'autosuffisance alimentaire (Ndjeikornom, 2015). La sécurité alimentaire est assurée lorsque tous les êtres humains ont, à tout moment, un accès physique et économique à une nourriture suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires pour mener une vie saine et active (FAO, 2008 ; Dao, 2014). En effet, les légumes apparaissent comme les principales sources en éléments nutritifs dans l'alimentation des africains (Moustier & Fall, 2004 ; Ouédraogo, 2008). Par ailleurs, Broutin *et al.* (2005) ont montré que certains légumes comme la tomate, le chou et le piment, sont consommés tous les jours, une à deux fois par jour et entrent dans la composition des plats principaux les plus courants. Ainsi, diverses organisations nationales comme internationales recommandent et encouragent la consommation de fruits et légumes comme aliment sain (OMS, 2004). Les légumes outre leur pauvreté en macroéléments (protéines, lipides, glucides qui apportent l'énergie nécessaire à l'organisme), sont très riches en eau, fibres alimentaires, sels minéraux et vitamines diverses. De plus, un régime régulier, riche en fruits et légumes permet de réduire le risque de maladies non transmissibles comme l'obésité, le diabète, le cancer et les maladies cardiovasculaires (OMS, 2004). Chaque année, ces maladies sont responsables de 36 millions de décès, dont 29 millions (80 %) dans les pays à faibles revenus ou à revenus intermédiaires. Une consommation insuffisante de fruits et légumes constitue l'un des facteurs importants de risque de contracter des maladies non transmissibles et, est à l'origine d'environ 5,3 millions de décès par an. Elle serait également responsable d'environ 19 % des cancers gastro-intestinaux, 31 % des maladies ischémiques cardiaques et de 11 % des attaques cardiaques au plan mondial (OMS, 2004).

Les produits maraîchers renferment une forte teneur en eau avec une faible densité calorifique ; cela leur offre un état de satiété pour une charge calorifique faible ; et une composition de la matière sèche caractérisée par une teneur en protéines relativement élevée (10 à 30 %), une faible teneur en lipides (1 à 3 %), une haute teneur en glucides disponibles (10 à 50 %) et des concentrations en vitamines non négligeables (Adargna-Bourgeois & Bourgeois, 1999). L'augmentation et la diversification de la consommation de légumes, et notamment de légumes

frais contribue à l'amélioration de la sécurité alimentaire en garantissant un meilleur équilibre alimentaire et la réduction des carences alimentaires et la prévention de certaines maladies (Bancal & Tano, 2019). Les légumes sont la principale source de vitamines et d'oligoéléments pour les populations rurales les plus vulnérables en particulier (Kouakou *et al.*, 2019). Le taux d'autosuffisance alimentaire sur les légumes, qui exprime l'ampleur de la production par rapport à l'utilisation domestique a été autour de 97 % entre 2014 et 2017 (CIRAD, 2018).

3.6.1.3. Au plan social

Le maraîchage permet une insertion des groupes sociaux dits vulnérables (retraités, femmes au foyer, agents de l'informel, enfants de la rue) (ILFAU, 1999 ; Ouédraogo, 2008), des populations sans emploi ou des villageois rattrapés par l'urbanisation grandissante de nos villes (Ouattara, 2004). Il contribue également à l'assainissement et à l'amélioration du cadre de vie par le recyclage de certains déchets, au maintien des zones vertes et une fonction sécuritaire par l'occupation des terrains vacants (Ouédraogo, 2008). Aussi, dans de nombreux pays de l'Afrique subsaharienne, les salades avec d'autres légumes crus prêts à l'emploi sont consommés comme entrées lors des cérémonies ou en accompagnement de plats de résistance. Ces plats de salades prêts à l'emploi constituent aujourd'hui, une denrée alimentaire en expansion servis aux consommateurs en restauration collective (Adjrah *et al.*, 2013).

3.6.2. Impacts négatifs

L'agriculture urbaine se caractérise par des apports importants d'intrants qui sont profitables aux plantes mais qui pourraient être dangereux pour l'homme et l'environnement. Selon Kiba (2012), les apports de déchets solides et liquides améliorent les teneurs en nutriments des sols et les rendements des cultures, mais augmentent les risques de pollution par les métaux lourds et les excès de nutriments. Aussi l'usage des pesticides chimiques peut entraîner à long terme, la présence de résidus nocifs dans les aliments et dans l'environnement.

3.7. Production maraîchère en Côte d'Ivoire

Les cultures maraîchères sont produites sur tout le territoire ivoirien. Les zones contribuant le plus à l'offre nationale sont l'est, le centre, le centre-est ainsi que 3 grandes agglomérations notamment Abidjan, Bouaké et Yamoussoukro. Cependant, selon les données du Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural (MINADER) publiée par FAOSTAT (2016), la production des cultures a été estimée à 637 000 tonnes. La production a presque doublé (+ 91 %) depuis 1998 alors que la population totale de la Côte d'Ivoire a augmenté de 49 %. En effet, les statistiques du MINADER indiquent une tendance en hausse entre 2003 et 2015. La

production maraîchère est caractérisée par une abondance de produits maraîchers pendant la saison pluvieuse et une pénurie pendant la saison sèche (Bancal & Tano, 2019). Malgré l'augmentation de l'offre nationale en produits maraîchers, elle demeure insuffisante car la consommation annuelle est estimée par la FAO à 38 kg/habitant par an. En Côte d'Ivoire, la consommation annuelle serait de 920 000 tonnes de produits maraîchers. Cependant, la FAO et l'OMS estiment la consommation journalière en produits maraîchers par habitant à 205 g. Ainsi, les besoins globaux du pays pour une alimentation de qualité en produits maraîchers atteindraient 18 000 000 tonnes/an (FIRCA, 2019). Le déficit des besoins en produits maraîchers serait donc compensé par des importations enregistrées dans les ports d'environ 100 000 tonnes/an (FIRCA, 2019).

3.8. Contamination des produits maraîchers par les micropolluants organiques

Les cultures maraîchères subissent de nombreuses attaques des maladies qui causent des dégâts considérables sur celles-ci, provoquant ainsi d'importantes pertes pour les agriculteurs malgré le développement des différentes techniques de protection des cultures. Pour faire face à cette situation, les maraîchers ont recours à la lutte chimique qui repose sur l'utilisation de produits phytosanitaires de divers types comme les herbicides, les fongicides et les insecticides (Hiemstra & De Kok, 2007). Cette méthode de lutte demeure la plus utilisée vue sa rapidité, sa facilité et son efficacité à protéger les cultures contre les ravageurs et les maladies. Or, l'utilisation irrationnelle des produits phytosanitaires et le non-respect des doses d'utilisation et des délais avant récolte (DAR) pourraient être à l'origine de l'accumulation des résidus dans les produits végétaux au-delà des teneurs autorisées par les limites maximales de rejet (LMR), la contamination de la nappe phréatique et des compartiments de l'environnement (Radwan *et al.*, 2006). Les plantes les plus exposées aux contaminants des sols seraient celles à tubercules et les cultures maraîchères (PAZH, 2000). Par ailleurs, il a été détecté des résidus dans les produits maraîchers dans des proportions dépassant les LMR fixées par le *Codex Alimentarius* ou l'Union Européenne (Odhiambo *et al.*, 2014 ; Yarou *et al.*, 2017 ; Ahouidi *et al.*, 2018).

Face aux effets négatifs des produits phytosanitaires sur la santé humaine, des inquiétudes apparaissent alors chez les consommateurs des produits maraîchers pourtant réputés pour leurs valeurs nutritionnelles (Dakuyo *et al.*, 2020). Selon Kapoor *et al.* (2013), l'analyse des résidus phytosanitaires dans les aliments est un moyen de déterminer le niveau d'exposition humaine à ces produits chimiques et, par conséquent, leurs risques potentiels pour la santé humaine.

3.9. Limites maximales de résidus (LMR) dans les légumes

Les normes de la Commission du *Codex Alimentarius* fixent des seuils de résidus de produits phytosanitaires exprimés en mg/kg dans les denrées alimentaires, au-delà desquels ces denrées sont officiellement interdites à la consommation humaine et animale. Il s'agit de la limite maximale de résidus (LMR) pour les produits phytosanitaires homologués et de la limite maximale de résidus de produits phytosanitaires d'origine étrangère (LMRE) pour les produits phytosanitaires non homologués et les produits phytosanitaires polluants organiques persistants. Les valeurs réglementaires sont définies au niveau international par la FAO et l'OMS (*Codex Alimentarius*) et au niveau national par certains pays (Mawussi, 2008).

3.10. Conclusion partielle

Les cultures maraîchères se cultivent de différentes manières sur diverses zones et essentiellement dans les bas-fonds. Les produits maraîchers contribuent à la lutte contre la sécurité alimentaire et l'amélioration des conditions de vie des populations. En effet, l'usage des produits phytosanitaires pour un meilleur rendement agricole est susceptible d'impacter les produits maraîchers destinés à la consommation humaine. La présence de ces intrants agricoles dans les aliments est appréciée en se référant aux normes du *Codex Alimentarius*.

CHAPITRE 4 : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

4.1. Principe de l'évaluation des risques

L'un des principes de la toxicologie moderne se résume en ces termes : « Tout est toxique, rien n'est toxique ; c'est la dose qui fait le toxique » (Keck & Vernus, 2000). L'évaluation quantitative des risques sanitaires a été proposée pour la première fois en 1983 par l'Académie des Sciences (National Research Council (NRC)) aux États-Unis. Sa définition repose sur « l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses ». En effet, cette évaluation 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 ; Abt *et al.*, 2010). 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.

4.2. Evaluation quantitative des risques

L'évaluation des risques est une méthode permettant d'organiser systématiquement l'information scientifique et technique, y compris les incertitudes qui l'entourent, pour répondre à des questions précises sur les risques sanitaires. Elle nécessite l'évaluation des informations pertinentes et le choix des modèles à utiliser pour en tirer des conclusions. Cette procédure est donc sujette à des incertitudes liées aux données et au choix du modèle approprié. Elle est utile pour réaliser une analyse bénéfice/risque liée à l'utilisation de certaines substances chimiques (Eléments Traces Métalliques (ETM)), pour établir les niveaux cibles du risque suite à la mise en évidence des problèmes liés à des contaminations particulières d'une part, et, pour établir les priorités d'action pour les programmes de contrôle et de prévention d'autre part. Enfin, elle est utilisée pour estimer les risques résiduels et l'étendue de la réduction du risque après que des actions spécifiques pour réduire le risque ont été prises.

4.3. Analyse du risque

L'analyse du risque est une façon de regrouper les informations disponibles sur un événement potentiel donné, de les traduire en probabilités en tenant compte d'hypothèses, de la variabilité et de l'incertitude afin de prendre des décisions (Thomas *et al.*, 2002). Elle permet de donner les moyens pour évaluer le risque lié aux problèmes alimentaires rigoureusement scientifiques et des mesures préventives susceptibles d'être utilisées en vue de réduire le risque (Schlundt, 2002). Il est donc important de faire la différence entre risque et danger, ces deux notions étant liées mais distinctes.

4.3.1. Danger

Selon Delhalle *et al.* (2008), un danger d'origine alimentaire est un agent d'origine biologique, chimique ou physique qui se trouve dans un aliment ou l'état de cet aliment pourrait provoquer un effet néfaste sur la santé. Un danger peut être représenté par des agents biologiques, des bactéries, des parasites, des substances chimiques ou des particules (Thomas *et al.* (2007).

4.3.2. Notion de risque

Un risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (homme, population, écosystème) à un danger qui peut être un agent chimique (métaux lourds, produits phytosanitaires), physique ou une action quelconque (Calvet *et al.*, 2005). Le risque est une fonction de la probabilité d'un effet néfaste sur la santé et de la gravité de cet effet, résultant d'un (ou plusieurs) danger(s) dans un aliment (Codex Alimentarius, 2007). De façon générale, l'évaluation des risques repose sur une évaluation des impacts qui résultent du croisement de l'exposition et des effets vis-à-vis de la cible considérée. 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).

4.3.2.1. 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 la population qui sont les plus à risque en termes d'exposition et les substances les plus préoccupantes en termes de santé publique. 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).

4.3.2.2. 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 stressors ». Elle traite des changements causés par l'homme sur l'environnement, changements qui modifient les particularités importantes des écosystèmes (Rivière, 1998). En effet, lorsqu'une activité anthropique génère de grands volumes d'effluents liquides contenant des substances chimiques et radioactives (Boillot, 2008), et que ceux-ci sont déversés dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable, il revient aux scientifiques d'évaluer les impacts que ces rejets peuvent avoir sur les organismes des écosystèmes aquatiques. Ainsi, un sol est pollué par les effluents liquides hospitaliers ou par les boues de traitement en résultant, ce risque écologique peut être qualifié de local. Par ailleurs, le risque peut être régional (c'est le cas de la pollution de la grande barrière de corail de la mer des Caraïbes) (US EPA, 1992). En effet, avec des degrés variables d'incertitudes, l'évaluation des risques est donc l'étude du rapport entre l'exposition des espèces vivantes aux substances dangereuses et les effets toxiques de ces polluants sur la vie en général (Emmanuel *et al.*, 2001). 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 (US EPA, 1992).

4.3.2.3. Risque alimentaire

Le risque alimentaire est le risque auquel une personne (consommatrice) est exposée lors de la consommation d'un aliment (nourriture) contaminé ou 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, biologiques et physiques intentionnellement ou accidentellement présents dans les aliments. 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 (Hampoh, 2016).

4.4. Composantes de l'analyse de risque selon le *Codex Alimentarius*

La Commission du *Codex Alimentarius* appelée couramment le *Codex Alimentarius*, 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 selon 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).

4.4.1. Quelques notions relatives à l'évaluation du risque

4.4.1.1. Notion de Dose Journalière Admissible

La Dose Journalière Admissible (DJA) est la quantité d'une substance pouvant être quotidiennement consommée au cours d'une vie entière sans présenter le moindre risque ou effet secondaire (Cluzeau *et al.*, 2000 ; AFSSE, 2005). Elle s'exprime en milligramme (ou microgramme) de résidus par kilogramme de masse corporelle (Derache *et al.*, 1986). La limite maximale de résidus (LMR) est la concentration en résidus la plus élevée légalement acceptable représente la dose du produit qui provoque la mort de 50 % de la population traitée pour que les denrées restent commercialisables. Elle est fondée sur les données des bonnes pratiques agricoles (Kok *et al.*, 1998). Elle est exprimée en milligrammes (mg) de résidus par kilogramme (kg) de produit récolté, ou en part par million (ppm) (El Mouden, 2010). La dose létale (DL50), elle est exprimée en milligramme du produit utilisé par kilogramme de poids corporel.

La dose sans effet (DSE) est la dose la plus élevée d'une substance qui ne provoque aucun effet toxique détectable chez les animaux soumis à des études expérimentales. Elle est généralement exprimée en mg de substance par kg de masse corporelle et par jour.

La limite de quantification (LQ) correspond à la plus petite concentration ou teneur de résidus pouvant être quantifiée avec une incertitude acceptable, dans les conditions expérimentales décrites de la méthode (Milin, 2012).

4.4.1.2. Dose sans effet toxique observable

La dose sans effet toxique observable (NOAEL) est la dose maximale d'une substance qui, lors des études expérimentales sur l'animal, s'est avérée ne pas causer d'effets toxiques détectables. Le NOAEL est exprimé en milligrammes de la substance par kilogramme de masse corporelle et par jour (Imane, 2018).

4.4.1.3. Résidu de produit phytosanitaire

Un résidu de produit phytosanitaire désigne toute substance présente dans / sur les produits agricoles ou les produits destinés à l'alimentation à la suite de l'utilisation d'un produit phytosanitaire ou de ces dérivés. Ces dérivés étant souvent des produits de transformation, les métabolites ou des produits de réaction et impuretés qui sont considérés comme présentant un risque toxicologique mesurable (*Codex Alimentarius*, 2022).

4.4.2. 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 des LMR pour les produits phytosanitaires homologués et de limites maximales de résidus de produits phytosanitaires d'origine étrangère (LMRE) pour les produits phytosanitaires non homologués et les produits phytosanitaires qui sont des polluants organiques persistants. Les valeurs réglementaires sont définies au niveau international par la FAO et l'OMS (*Codex Alimentarius*) et au niveau national par certains pays (Mawussi, 2008).

4.4.3. 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).

4.4.3.1. 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 (Bonvalot *et al.*, 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).

4.4.3.2. Caractérisation du danger

La caractérisation du danger 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 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, US EPA, 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).

4.4.3.3. Evaluation de l'exposition

Cette étape est maintenant considérée comme une science à part entière : l'expologie (AFSSET, 2008). 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).

4.4.3.4. Dose d'exposition

Le risque d'exposition des populations aux résidus phytosanitaires suite à l'ingestion des produits maraîchers est déterminé en tenant compte des données existantes dans la littérature, de la teneur en résidus phytosanitaires dans chacun des produits maraîchers et de leur rythme de consommation (Diop, 2013). Ainsi, l'exposition par voie alimentaire aux résidus de produits phytosanitaires peut provoquer à la fois des problèmes de santé aiguë ou chronique chez l'être humain (Menegaux *et al.*, 2006)

4.4.3.5. Caractérisation du risque

La caractérisation du risque constitue 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 manière différente selon que le danger est considéré comme survenant, ou non, au-delà d'une limite de dose (EPA, 1989). Cette évaluation de risque est purement qualitative. Elle permet d'avancer que lorsque $QD > 1$, la population exposée est en danger alors qu'elle est théoriquement hors de danger lorsque $QD < 1$.

4.5. Processus de l'évaluation du risque alimentaire

Les bases internationales d'une méthode scientifique d'évaluation des risques chimiques et biologiques associés 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 du 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 ; Empereur-Bissonet, 1999; 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.

4.6. 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 dans le cas des situations accidentelles. Dans le cas contraire, 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.

4.7. Conclusion partielle

L'évaluation du risque est une démarche qui vise à structurer et à analyser les risques. La démarche de l'évaluation du risque sanitaire se résume en quatre étapes qui sont l'identification du danger, la caractérisation des dangers, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation du risque. Elle permet d'avancer que lorsque le QD > 1 , la population exposée est en danger et hors de danger lorsque QD < 1 .

DEUXIEME PARTIE :
MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE 5 : CARACTERISATION DES EFFLUENTS DE L'EPHR DE DALOA

5.1. Présentation de la zone d'étude

Daloa est une ville du centre-Ouest de la Côte d'Ivoire et est le chef-lieu de la région du Haut-Sassandra. Elle abrite l'établissement sanitaire le plus important de la région qui est l'Etablissement Public Hospitalier Régional (EPHR). L'EPHR est limité au Sud par un bas-fond. (Figure 10).



Figure 10 : Carte de localisation de la zone d'étude (Google Earth)

5.2. Matériel

5.2.1. Matériel de collecte des données d'enquête

Le matériel d'enquête d'investigation est constitué de deux fiches de questionnaires. L'une des fiches était adressée aux agents de la pharmacie de l'EPHR et l'autre aux professionnels de

santé de divers services (Annexe 1). Elle avait pour but de répertorier les antibiotiques les plus utilisés dans ledit établissement sanitaire.

5.2.2. Matériel de mesures des paramètres physico-chimiques *in situ* des effluents de l'EPHR.

Les paramètres physico-chimiques tels que le potentiel d'Hydrogène (pH), la température, la conductivité électrique, le potentiel redox, le taux de sels dissous et l'oxygène dissous ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètre de marque HANNA HI 9828 PH/ORP/EC/DO relié à une sonde HI 769828 par un fil électrique de 4 m (Figure 11). La turbidité a été déterminée avec un spectrophotomètre HACH DR 900. Les prises de vue ont été faites à l'aide d'un appareil photo numérique de type SONY Cyber-shot DSC-S930.



Figure 11 : Appareils de mesures des paramètres physico-chimiques *in situ*

5.2.3. Matériel de prélèvement des effluents hospitaliers

Des flacons ambrés de 1 litre en verre ont été utilisés pour le prélèvement d'échantillons destinés à la détermination des paramètres physico-chimiques (la DCO, la DBO₅, l'azote total, les ions nitrites et le phosphore total) de la pollution chimique et les résidus de médicaments. Une glacière contenant de la glace est utilisée pour la conservation des échantillons à 4 °C.

5.2.4. Matériel d'analyse de laboratoire

5.2.4.1. Produits chimiques

Des solvants organiques et aqueux (l'acétonitrile, l'acide formique, l'éthanol et l'acétone) ainsi que des réactifs (l'acide orthophosphorique et l'hydroxyde de sodium) ont été utilisés dans les différents protocoles expérimentaux.

5.2.4.1.1. Solvants organiques

Au cours des expériences, des solvants organiques ont été utilisés. Tous ces solvants proviennent de la firme Carlos Erba. L'éthanol (C_2H_6O) et l'acétone (C_3H_6O) grade analyse sont de pureté 99,99 %. L'acétonitrile (C_2H_3N) est grade HPLC de pureté 99,99 %. L'acide formique (CH_2O_2) pour l'acidification des phases mobiles est de pureté 99,99 %.

5.2.4.1.2. Réactifs

De nombreux réactifs ont été utilisés au cours des activités expérimentales. L'acide orthophosphorique (H_3PO_4) et l'hydroxyde de sodium ($NaOH$) sont de pureté supérieure à 95 %. Ils ont été fournis par la firme Carlos Erba. Quatre antibiotiques standards (Ciprofloxacine, tétracycline, sulfaméthoxazole, érythromycine) proviennent de la firme Sigma Aldrich LLC. (St. Louis, MO, USA).

Les antibiotiques ont été choisis en fonction de la fréquence d'utilisation des prescriptions de l'EPHR de Daloa en raison de leur bioaccumulation, leur rémanence et leur diffusion dans la nature.

5.2.4.2. Verrerie

Pour la préparation de la solution à irradier, la verrerie utilisée est en pyrex. Cette verrerie a été lavée successivement à l'eau de robinet, à l'eau déminéralisée puis à l'eau distillée et rincée soigneusement. Elle a été mise en four à moufle dans le but de détruire les formes persistantes de matières organiques. La verrerie utilisée est composée de béchers, des mini-réacteurs (éprouvettes de 50 mL) de fiole jaugée de 1000 mL, une micropipette (10 -100 μ l) et de vials. D'autres matériels de laboratoire tels que le papier aluminium, un creuset ont été utilisés. A ceux-ci, s'ajoutent, une pissette, une bavette, des lunettes de protection et des gants de protection ayant servi pour la manipulation au laboratoire.

5.2.4.3. Appareillage

❖ Balance électronique

Une balance électronique de marque Pioneer PX de précision 0,001 g a servi aux différents essais de pesées des antibiotiques en poudre (Figure 12).



Figure 12 : Balance électronique de marque Pioneer PX

❖ Système d'extraction

Le système d'extraction est une technique de préparation des échantillons d'eau usée pour l'extraction des résidus d'antibiotiques (analytes) des échantillons d'eau usée (Figure 13). Cette technique de préparation des échantillons permet l'extraction, le nettoyage et la concentration des analytes avant leur quantification par chromatographie liquide.



Figure 13 : Système d'extraction en phase solide (SPE)

❖ Chromatographe liquide à haute performance

Dans notre cas, nous avons une chromatographie liquide de marque Agilent 1260 INFINITY (Figure 14).

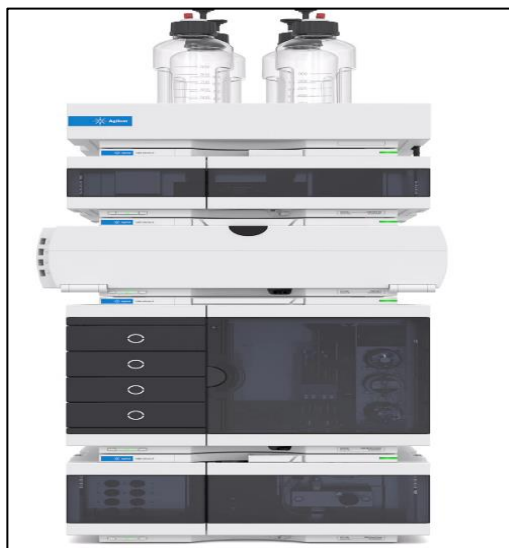


Figure 14 : Chromatographe liquide à haute performance de marque Agilent 1260 Infinity

5.3. Méthodes

5.3.1. Enquête d'investigation auprès du personnel de santé de l'EPHR de Daloa

Une enquête a été menée auprès des agents de santé de l'EPHR de Daloa du 15 Novembre 2021 au 14 Décembre 2021. L'enquête a consisté à réaliser des entretiens avec le personnel de santé dans des services de l'EPHR de Daloa, puis à renseigner le questionnaire. Dans un premier temps, il s'est agi de répertorier les produits pharmaceutiques les plus vendus dans la pharmacie. Ensuite, des entretiens ont été effectués auprès des agents de santé en activité. Ils ont essentiellement porté sur les molécules antibiotiques les plus utilisés (Annexe I).

5.3.2. Echantillonnage

5.3.2.1. Choix des points de prélèvement des eaux usées de l'EPHR

Le choix des points de prélèvement sur le réseau d'évacuation des eaux usées s'est fait en fonction de la spécificité des molécules recherchées. Ces points de prélèvement sont composés de regards et de collecteurs à ciel ouvert. Au total trois (3) points de prélèvement ont été identifiés (Figure 15). Les points P₁ et P₂ sont respectivement les regard 1 et regard 2 qui reçoivent les effluents. Le point P₁ reçoit les eaux usées des bâtiments abritant les services de la chirurgie, du laboratoire d'analyses, de la pharmacie, de la radiologie et les urgences. Quant au point P₂, il reçoit les eaux usées des bâtiments de la médecine générale, de la gynécologie-obstétrique, de la pédiatrie, de l'Oto-Rhino-Laryngologie, du Centre de Dépistage Volontaire, de l'unité de cardiologie, de l'ophtalmologie. Ils servent de soins intensifs des patients souffrants de différentes pathologies (Figures 16 et 17). Ces deux points P₁ et P₂ sont importants pour la recherche des molécules d'antibiotiques.

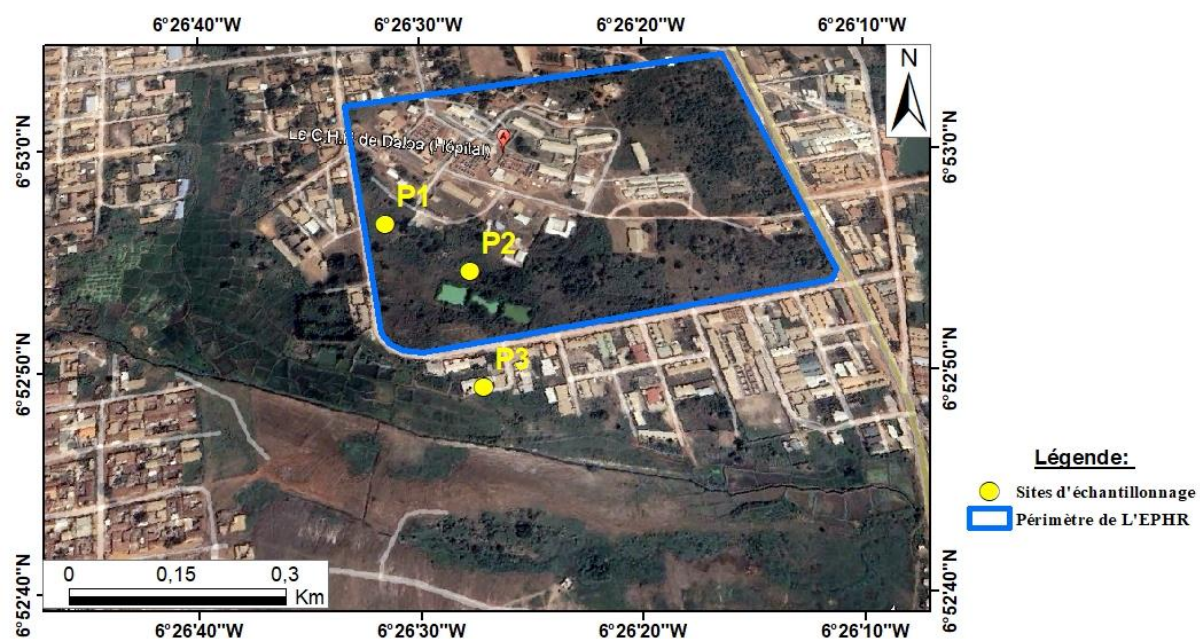


Figure 15 : Carte d'échantillonnage des effluents de l'EPHR de Daloa



Figure 16 : Regard 1 (P1) du réseau d'assainissement de l'EPHR



Figure 17 : Regard 2 (P2) du réseau d'assainissement de l'EPHR

Le point P₃ est situé dans un bas-fond qui reçoit des effluents hospitaliers provenant des regards P₁ et P₂. Ce point P₃ est aussi important, car il permettrait de confirmer la présence des molécules d'antibiotiques recherchées dans les regards suite au dysfonctionnement de la station d'Épuration (STEP) (Figure 18).



Figure 18 : Effluents hospitaliers hors du réseau d'assainissement (P3)

5.3.2.2. Méthodes de prélèvement et de conservation des échantillons des effluents hospitaliers

Les prélèvements des échantillons d'eaux usées ont été effectués de façon hebdomadaire de Janvier à Septembre 2022 entre 9 h et 17 h sur trois sites du réseau d'assainissement de l'EPHR. Selon Boillot *et al.* (2008), à cette période les activités sont intenses et les débits d'effluents

sont les plus importants dans les hôpitaux Les échantillons des effluents de l'EPHR ont été prélevés chaque semaine sur trois sites (regard 1 : P₁ en amont, regard 2 : P₂ intermédiaire et le réceptacle P₃ : en aval) en raison de 6 échantillons composites. Soit un total de 216 échantillons composites dont 72 pour chacun des trois points P₁, P₂ et P₃. Des échantillons de 500 mL ont été prélevés dans des flacons ambrés préalablement mis dans un four à 550 °C pour détruire toute forme persistante de matière organique. Un volume de 1 mL d'acide orthophosphorique de concentration 1 M est ajouté aux échantillons pour empêcher la complexation de certains antibiotiques avec les ions Ca²⁺ et Mg²⁺ (N'guettia, 2017). Ces flacons ont été hermétiquement fermés et stockés dans une glacière. Ils ont été ensuite transportés au laboratoire. Tous les échantillons, une fois au laboratoire, ont été conservés dans un réfrigérateur à -18 °C. Nous avons scindé ces échantillons collectés pour l'analyse des différents paramètres. Ainsi, deux lots d'échantillons ont été constitués :

- Lot 1 : Echantillons pour l'analyse des paramètres chimiques globaux de pollution
- Lot 2 : Echantillons pour l'analyse des molécules de médicament

5.3.2.3. Analyse de la pollution chimique des effluents hospitaliers

L'analyse de la pollution chimique a concerné des paramètres physiques et des paramètres chimiques. Les paramètres physiques mesurés *in situ*, à l'aide d'un multi-paramètre de marque HANNA HI 9828 PH/ORP/EC/DO relié à une sonde HI 769828 par un fil électrique de 4 m, sont la température, le potentiel redox, le taux de sels dissous, l'oxygène dissous, la turbidité, la conductivité électrique et le pH. Quant aux paramètres chimiques, ce sont les demandes en oxygène (DCO et DBO₅), les fractions azotées (les ions NH₄⁺, les ions NO₃⁻, les ions NO₂⁻ et NTK) et les matières en suspension. Ils ont été déterminés selon des méthodes normalisées AFNOR (Agence Française de Normalisation), CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) et celles utilisées par N'guettia (2017).

5.3.2.3.1. Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO₅)

La méthode normalisée NFT90 - 103 AFNOR de l'année 1994 consiste à déterminer la quantité d'oxygène consommée par la matière oxydable à l'aide de bactéries pendant une période de cinq jours d'incubation à une température de 20 °C. La quantité d'oxygène consommée est proportionnelle à la concentration de matière biodégradable.

Ainsi 150 mL de chaque échantillon d'eau usée sont versés après dilution dans chacun des flacons en verre du BOD-TRACK. Les barreaux aimantés sont déposés au fond des flacons. Quelques pastilles de NaOH sont ajoutées dans chacune des capsules en plastique des flacons

en verre. Elles permettront de capter le CO₂ libéré par les microorganismes au cours de leur activité. Une incubation est faite à 20 °C pendant 5 jours à l'obscurité permettant la consommation de l'oxygène par les microorganismes. La DBO₅, exprimée en mg/L d'O₂, est déterminée automatiquement par l'appareil BOD-TRACK après cinq (5) jours d'incubation.

5.3.2.3.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La matière oxydable contenue dans un échantillon est oxydée par chauffage à reflux en milieu fortement acide avec une quantité connue de bichromate de potassium (solution de digestion) dans une éprouvette fermée. La consommation d'oxygène par l'échantillon provoque un changement de couleur dont l'absorbance est proportionnelle à la quantité de bichromate de potassium réduit et se mesure en équivalent d'oxygène. Cette méthode porte le titre de normalisation NF T90-101 du février 2001.

Ainsi, après avoir homogénéisé l'échantillon, 2,5 mL ont été prélevés à l'aide d'une pipette puis introduits dans une éprouvette. Un volume de 1,5 mL de la solution de digestion a été ajouté à l'aide d'une burette automatique dans chaque éprouvette. Ensuite, un volume de 3,5 mL du réactif acide a été lentement ajouté. Le bouchon a été vissé fermement. L'échantillon est porté à reflux dans un bloc chauffant à une température de 120 °C pendant une période de 3 heures. Il est retiré de l'étuve et laissé refroidir à la température ambiante. La lecture a été faite à l'aide d'un spectrophotomètre de type DR 2010 UV visible à 600 nm. L'absorbance est ajustée avec la solution témoin contenant de l'eau distillée. L'expression des résultats s'effectue par l'équation (1).

$$C = A \times F \quad (1)$$

C : concentration de la demande chimique en oxygène dans l'échantillon (mg/L d'O₂) ;

A : concentration de la demande chimique en oxygène dans la solution dosée (mg/L d'O₂) ;

F : facteur de dilution, si nécessaire

5.3.2.3.3. Détermination de l'azote total Kjeldahl (NTK)

❖ Principe de la méthode Kjeldahl

La méthode Kjeldahl consiste à transformer l'azote ammoniacal (NH₄⁺) par minéralisation, puis à doser cet azote ammoniacal par titrage. Elle se décompose en 3 étapes principales :

- 1- Minéralisation : destruction de la matière organique et conversion de l'azote en ammoniac
- 2- Distillation : libération de l'ammoniac par alcalinisation

3- Dosage : titrage de l'ammoniac pour détruire la quantité d'azote.

La détermination de l'azote total Kjeldahl a été réalisée selon la méthode normalisée AFNOR NF T90-110. En effet, la matière organique est minéralisée en milieu acide en présence de catalyseur. La lecture est faite par spectrophotométrie après dosage au bleu d'indophénol à la longueur d'onde de 630 nm.

Pour cela, une prise d'essai de 5 mL de l'échantillon est introduite dans une fiole jaugée. Le volume est ensuite complété à 100 mL de cette solution. 50 mL de cette solution ont été prélevés puis introduits dans des matras numérotés de 1 à 6. Ensuite 50 mL d'eau distillée ont été introduits dans un matras témoin. Après l'ajout de 10 mL d'acide sulfurique (H_2SO_4) et 1 g de catalyseur sélénium (99,5 g de sulfate de potassium et 0,5 g de sélénium), les matras sont montés sur le bloc digesteur de Série MBC (Figure 19).



Figure 19 : Digesteur Kjeldahl Série MBC

La minéralisation s'effectue dans un four à une température de 440 °C pendant 2 heures. Après minéralisation, l'échantillon est récupéré en complétant le volume à 100 mL avec de l'eau distillée, 40 mL du minéralisât sont prélevés et le pH est ramené entre 10,40 et 11,50 avec de la soude 10 N (400 g/L). Le volume est ajusté 100 mL avec de l'eau distillée. Un volume de 0,5 mL de cette solution est introduite dans une fiole jaugée puis complété à 100 mL. 20 mL de ce mélange ont été prélevés et introduits dans des fioles de 25 mL. Respectivement, 1 mL de solution de phénol et de nitroprussiate (bien agitée) et 1 mL de solution alcaline sont introduits

dans ces fioles qui seront placées à l'obscurité pendant au moins 6 heures. La lecture s'est effectuée au spectrophotomètre (DR 2010) à une longueur d'onde de 630 nm. (Figure 20).



Figure 20 : Spectrophotomètre (DR 2010)

5.3.2.3.4. Détermination des ions nitrites

La détermination des ions nitrites consiste à réduire le nitrate en nitrite en milieu alcalin par l'intermédiaire du sulfate d'hydrazine en présence du sulfate de cuivre qui agit comme catalyseur. La diazotation de l'amino-4-benzènesulfonamide par les nitrites en milieu acide et sa copulation avec le dichlorure de N- (naphtyl- 1) diamino-1,2 éthane donne un complexe coloré pourpre susceptible d'un dosage spectrophotométrique. La détermination de l'ion nitrite a été réalisée selon la méthode normalisée AFNOR NF T90-013. Ainsi, un volume de 50 mL de la prise d'essai a été introduit dans une fiole jaugée. La concentration en nitrites (NO_2^-) est déterminé à partir de la courbe d'étalonnage. Un témoin est préparé de la même façon avec 50 mL d'eau distillée. Les lectures seront effectuées au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 543 nm.

5.3.2.4. Analyse des résidus antibiotiques dans les effluents hospitaliers.

La chromatographie liquide est une technique utilisée dans le but de séparer les différents composants d'un échantillon. Elle consiste à faire migrer les constituants à séparer sur une phase stationnaire immobile à l'aide d'une phase mobile, liquide ou gazeuse de nature différente. Cette séparation se produit en fonction des interactions chimiques ou physiques entre l'échantillon et les phases mobiles et stationnaires. En raison des nombreuses combinaisons de

phases stationnaire/liquide qui peuvent être utilisées lors de la séparation d'un mélange, il existe différents types de chromatographies en fonction de l'état physique de ces phases. Les protocoles analytiques utilisés au cours de ce travail se rapportent à ceux proposés par N'guettia (2017) lors de son étude sur le traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques.

5.3.2.4.1. Préparation des étalons des résidus d'antibiotiques

Une masse de 1 mg de poudre de la tétracycline et de l'érythromycine, tous deux des antibiotiques, a été dissoute dans 1 mL de méthanol à 100 %. De même, 1 mg de ciprofloxacine, de sulfaméthoxazole a été dissous dans 1 mL d'eau Milli-Q. Les solutions obtenues ont servi à étalonner le chromatographe liquide à haute performance.

5.3.2.4.2. Prétraitement des échantillons d'effluents de l'EPHR de Daloa

Le prétraitement des échantillons consiste en la filtration à l'extraction des échantillons puis à la purification des extraits.

❖ Préparation des échantillons

Une filtration des échantillons a été nécessaire en vue d'éliminer les particules indésirables à travers un filtre type Wathman de diamètre 0,45 µm. Etant donné que ces échantillons d'eaux usées sont beaucoup chargés en particules solides, la laine de verre a été placée sur le papier filtre pour éviter de colmater très rapidement les pores de celui-ci. Le filtrat recueilli a été soumis à l'étape suivante qui est l'extraction suivie de la purification.

❖ Extraction des échantillons

L'extraction a été réalisée en faisant passer un volume d'échantillon (150 mL) sur une phase solide puis à éluer les composés adsorbés par un faible volume de solvant organique. Ces différentes prises d'échantillons ont été ajustés à pH = 9 avec NaOH et les cartouches de marques Oasis HBL (3 CC, 60 mg) conditionnées respectivement avec 4 mL de méthanol, 5 mL d'acétonitrile et 10 mL d'eau distillée. Nous avons ensuite procédé à l'élution séquentielle des résidus fixés sur les cartouches avec 4 mL de méthanol. Ce solvant offre selon Santos *et al.* (2005) un meilleur taux de récupération des analytes, plus de 80 % contre 55 % pour l'acétone et 52 % pour l'acétonitrile. Les résidus de médicaments ont été extraits des effluents de l'EPHR de Daloa dans des conditions distinctes. Les protocoles d'extraction de chaque molécule antibiotique sont décrits dans les tableaux VII et VIII. Toutes ces méthodes d'extraction se sont effectuées sur phase solide (SPE).

Tableau VII : Protocole d'extraction du Sulfaméthoxazole et Tétracycline (support Oasis HLB)

Etapes	Détails	Débit
Conditionnement 1	4 mL de méthanol	2 mL.min ⁻¹
Conditionnement 2	4 mL d'eau distillée	
Percolation	50 mL d'eau usée	4 mL.min ⁻¹
Séchage	Azote pendant 15 minutes	5 mL.min ⁻¹
Elution 1	5 mL de méthanol/acétonitrile/acide formique (20/5/5)	2 mL.min ⁻¹
Elution 2	5 mL de méthanol/acétonitrile/acide formique (20/5/5)	

Tableau VIII : Protocole d'extraction de la Ciprofloxacine et Erythromycine (support Oasis HLB)

Etapes	Détails	Débit
Conditionnement 1	5 mL de méthanol	2 mL.min ⁻¹
Pause	5 minutes (mouillage)	
Conditionnement 2	5 mL d'eau distillée à pH = 3	
Pause	3 minutes (mouillage)	
Percolation	100 mL de l'eau usée à pH = 3	4 mL.min ⁻¹
Rinçage 1	10 mL d'eau distillée à pH = 3	5 mL.min ⁻¹
Rinçage 2	10 mL d'eau distillée à pH = 3	5 mL.min ⁻¹
Rinçage 3	5 mL de méthanol	
Elution 1	5 mL de méthanol/acétonitrile/acide formique (20/5/5)	

❖ Purification des extraits

La purification a consisté à éliminer tout le matériel co-extrait de l'échantillon autre que les contaminants recherchés.

Des cartouches de marque Oasis HLB (3 mL, 60 mg) contenant un polymère lipophile (divinylbenzène) et d'un autre hydrophile (N-vinylpyrrolidone) ont été utilisées pour extraire les résidus de médicaments des échantillons. Le volume de chaque échantillon à passer, a été

de 150 mL. Les cartouches ont été conditionnées avec 2 mL du méthanol, 2 ml d'eau purifiée pour activer l'adsorbant.

5.3.2.4.3. Identification et quantification

Les analyses ont été faites par chromatographie liquide. La phase mobile (A) était constituée de 0,1 % d'acide formique (FA) dans 100 % de H₂O pure et la phase mobile (B) était constituée de 0,1 % de FA dans 100 % d'acétonitrile pure (ACN). Le programme de gradient a commencé avec 80 % de la phase mobile (A), qui a été réduite à 60 % en 3 minutes, puis à 40 % en 3 minutes, après quoi le débit a été augmenté à 80 % en 2 minutes. Le débit de la phase mobile était de 0,250 mL/min et le volume de l'échantillon injecté était de 5 µL. La température de la source était de 25 °C. Pour les analyses, la phase stationnaire est constituée d'une colonne zorbax RX-C18 column (4,6 × 250 mm, 5 µm). Le volume de l'échantillon injecté est de 20 µL. Les différentes conditions chromatographiques pour l'analyse de la Ciprofloxacine et l'Erythromycine sont représentées dans le tableau IX.

Tableau IX : Conditions d'analyse chromatographique de la Ciprofloxacine et l'Erythromycine par CLHP/UV

Phase stationnaire	ZORBAX Eclipse XDB-C18 250 mm*4,6 mm (DI), 5 µm (DP)
Conditions d'analyse	Solvant A : Eau (acide formique 0,1 %) Solvant B : Acétonitrile (acide formique 0,1 %) de t ₀ min à t ₅ min 10 % de solvant B de t ₅ min à t ₈ min 30 % de solvant B de t ₈ min à t ₁₅ min 75 % de solvant B de t ₁₅ min à t ₁₅₅ min 90 % de solvant B jusqu'à t ₁₇ min 90 % de solvant B
Débit	Débit 1 mL/minute
Volume	Volume injecté 100 µL
Détection	Fluorimétrie Excitation : 278 nm Emission : 450 nm

5.3.2.5. Traitement des données

Les données recueillies concernant les antibiotiques lors de l'enquête au sein de l'EPHR de Daloa auprès des professionnels de santé ont été enregistrées à l'aide du logiciel Excel 2013. Les paramètres physico-chimiques ont été déterminés par la méthode potentiométrique (*in situ*) et les méthodes normalisées AFNOR. Quant aux concentrations des résidus d'antibiotiques, elles ont été quantifiées par la chromatographie liquide haute performance. Les calculs des moyennes, des minimas, des maximas et la construction des représentations graphiques ont été effectuées par le logiciel Excel 2013. Les teneurs des résidus d'antibiotiques ont été par la suite comparées aux concentrations prédites sans effet.

5.4. Conclusion partielle

Quatre molécules antibiotiques ont été choisies selon leur toxicité, leur bioaccumulation et leur persistance. Les techniques d'analyses des échantillons d'effluents de l'EPHR de Daloa adoptées pour la quantification des résidus médicamenteux ont été la chromatographie liquide haute performance et les méthodes AFNOR en ce qui concerne les paramètres physico-chimiques.

CHAPITRE 6 : DETERMINATION DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES SOLS

6.1. Matériel

6.1.1. Matériel de collecte des données d'enquête

Le matériel d'enquête est constitué de fiches de questionnaires (Annexe 2) adressées aux producteurs ou productrices et vendeurs de produits phytosanitaires.

6.1.2. Matériel de prélèvement et de conservation

Le matériel de prélèvement est constitué essentiellement de matériel de terrain (Figure 21). Un système de positionnement mondial ou Global Positioning System (GPS) de marque SP12X a été utilisé pour relever les coordonnées géographiques des différents sites de la zone d'étude. Les échantillons de sols ont été prélevés à l'aide d'une pioche et d'une tarière. Des papiers alimentaires ont servi d'emballage des échantillons puis mis dans des sachets plastiques. Ils ont été transportés au laboratoire à l'aide d'une glacière et conservés dans un congélateur.



Figure 21 : Matériel d'échantillonnage

6.2. Population d'étude

La présente étude a concerné les producteurs, productrices et les responsables d'exploitations agricoles ; les vendeurs et distributeurs de produits phytosanitaires. Les critères d'inclusion pour les producteurs et productrices étaient :

- posséder une exploitation dans la zone d'étude ;
- utiliser des produits phytosanitaires dans l'exploitation durant la période de l'étude.

6.3. Méthodes

6.3.1. Enquête auprès des maraîchers

L'enquête a consisté à répertorier les produits phytosanitaires utilisés par les maraîchers. Cette enquête phytosanitaire a été menée du 20 août 2022 au 19 septembre 2022 auprès des producteurs maraîchers dans la zone d'étude. Elle s'est déroulée sous forme d'entretien. Les fiches ont été renseignées par la méthode interrogatoire par ceux qui ont bien voulu se prêter à nos questions (Annexe 2). Les questions se rapportaient aux différents produits phytosanitaires (les noms commerciaux, le mode d'utilisation, la fréquence d'utilisation et la matière active) et aux bonnes pratiques agricoles des maraîchers. Les enquêtés sont les exploitants maraîchers qui ont accordé de l'importance à notre travail en répondant à nos différentes questions.

6.3.2. Echantillonnage des sols

L'échantillonnage a été réalisé en combinant un échantillonnage stratifié à un échantillonnage aléatoire. En effet la zone à étudier a été découpée en strates ou sous zones en fonction des paramètres écologiques décelés. Ensuite, les échantillons ont été tirés au hasard à l'intérieur de chacune des strates pour que le procédé soit probabiliste.

6.3.2.1. Choix des points de prélèvement des sols

Six (06) sites de production maraîchère ont été choisis le long du bas-fond situé en aval de l'EPHR de Daloa (Figure 22). Le choix de ces sites se justifie par le fait que ces sites sont de gros producteurs de cultures maraîchères. Ils participent massivement à l'approvisionnement de la commune de Daloa et d'autres villes du pays en produits maraîchers. En effet, l'un des sites est situé près des rives longeant le ruissellement des effluents hospitaliers et cinq autres au milieu des différentes cultures maraîchères recevant les eaux usées pour leur arrosage.



Figure 22 : Carte des sites de prélèvement

6.3.2.2. Prélèvements des échantillons de sol

Des prélèvements de sol ont été réalisés le 20 août 2022 à 8 H 30 mn sur des points choisis parmi les six (06) sites préalablement identifiés. A l'aide d'une pioche jusqu'à une profondeur de 10 à 20 cm, des échantillons ont été prélevés sous chaque pied de maraîcher, puis à proximité de chaque maraîcher et dans un sol nu, c'est-à-dire sans produit maraîcher. Une fois ces échantillons prélevés, ils sont emballés dans des papiers aluminium puis dans des sachets alimentaires étiquetés (le numéro du point d'échantillonnage et le type de maraîcher). Au total, 24 échantillons élémentaires ont été prélevés sur les différents sites distants de plusieurs mètres des uns des autres. Puis, six échantillons composites ont été constitués. Chaque échantillon composite a été obtenu par mélange de quatre prélèvements de sol pris sur le même site. Ensuite, les échantillons prélevés ont été conditionnés dans des sacs plastiques hermétiques en fonction des analyses prévues, puis ils sont placés à 4 °C dans une glacière avant leur envoi au laboratoire.

6.3.3. Traitement et analyse expérimentale des échantillons de sol de la zone d'étude

6.3.3.1. Traitement des échantillons

Les échantillons de sols prélevés ont été séchés au laboratoire à la température ambiante à l'abri des sources de pollution. Après séchage, ceux-ci ont été passés à travers un tamis de maille inférieure à 100 μm afin d'uniformiser les grains. Ensuite, le taux de matière organique des différents échantillons a été déterminé.

❖ Détermination du taux de matière organique des sols

La méthode de la perte au feu a été appliquée (CEAEQ & MAPAQ, 2003). Elle a consisté à peser un échantillon de sol séché préalablement avant sa calcination totale, puis à peser la masse de cet échantillon après calcination. Le taux de matière organique est déterminé à partir de la masse (m_1) de l'échantillon prélevé (sol sec) et celle déterminée après passage au four (m_2). La formule de calcul du taux de matière organique est la suivante :

$$\% \text{ matière organique} = \frac{(m_1 - m_2)}{m_1} \times 100 \quad (2)$$

m_1 : Masse de l'échantillon de sol prélevé ;

m_2 : Masse de l'échantillon de sol séché après calcination.

Ainsi, dans un creuset, 20 g environ de sol tamisé à 2 mm sont pesés et mis au four à 525 °C jusqu'à la calcination.

Les teneurs en matières sèches (MS) et volatiles (MV) des sédiments accumulés dans le bassin de retenue sont évaluées respectivement par séchage de l'échantillon pendant 24 h à 105 °C (norme NF EN12880) puis par calcination à 550 °C pendant 2 h (NF EN 12879). La matière volatile est alors assimilée à la fraction organique volatile.

6.3.3.2. Analyse des échantillons

La méthode a consisté à déterminer la concentration des résidus identifiés dans les échantillons de sol. Une masse de 20 g du broyat de l'échantillon de sol et 100 mL d'une solution de dichlorométhane (grade CLHP) ont été mélangés. Cette mixture a été homogénéisée sur un agitateur pendant 5 heures. Ensuite, le mélange a été centrifugé à 5000 rpm pendant 20 minutes, puis le surnageant a été filtré sur du papier filtre whatman et concentré à 10 mL à l'aide d'un évaporateur rotatif (Buchi Suisse). Un volume de 10 mL de l'extrait concentré a été filtré sur un filtre à disque dont le diamètre des pores était de 0,2 µm. L'identification et la quantification ont été faites par Chromatographie Liquide de Haute Performance selon la formule de calcul de la concentration des résidus ci-dessous :

$$CE_x = \frac{\text{Aire } E_x \times CT_x}{\text{Aire } T} \quad (3)$$

CE_x : Concentration de la molécule identifiée dans l'échantillon ;

CT_x : Concentration de la molécule standard correspondant à la molécule x ;

Aire E_x : Aire du pic de la molécule identifiée dans l'échantillon ;

Aire T : Moyenne des aires des pics des molécules standard.

6.3.4. Traitement des données

Les données recueillies lors de l'enquête phytosanitaire auprès des maraîchers de Daloa ont permis le regroupement des matières actives par cible. Les calculs des moyennes, des maximas, des minimas et la construction des histogrammes des produits phytosanitaires et médicamenteux ont été réalisés grâce au tableur Excel 2013.

6.4. Conclusion partielle

La chromatographie liquide haute performance a permis d'identifier et quantifier les résidus des produits phytosanitaires et des produits médicamenteux dans les échantillons de sol à partir des pics des différents chromatogrammes.

CHAPITRE 7 : DETERMINATION DES RESIDUS DE POLLUANTS ORGANIQUES DANS DES PRODUITS MARAICHERS

7.1. Matériel

7.1.1. Matériel biologique

L'étude a porté sur deux types de légumes notamment les légumes feuilles et les légumes fruits destinés à la consommation. Ces légumes sont composés de choux, feuilles d'oignon, laitues, tomates, aubergines, et haricots verts (Figure 23). Ils ont été prélevés auprès des maraîchers sur six sites situés le long du bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa. Le choix de ces produits maraîchers s'explique par leur disponibilité sur tous les différents sites identifiés au moment des prélèvements et aussi le fait qu'aucune étude n'a été faite sur ces légumes dans cette zone.

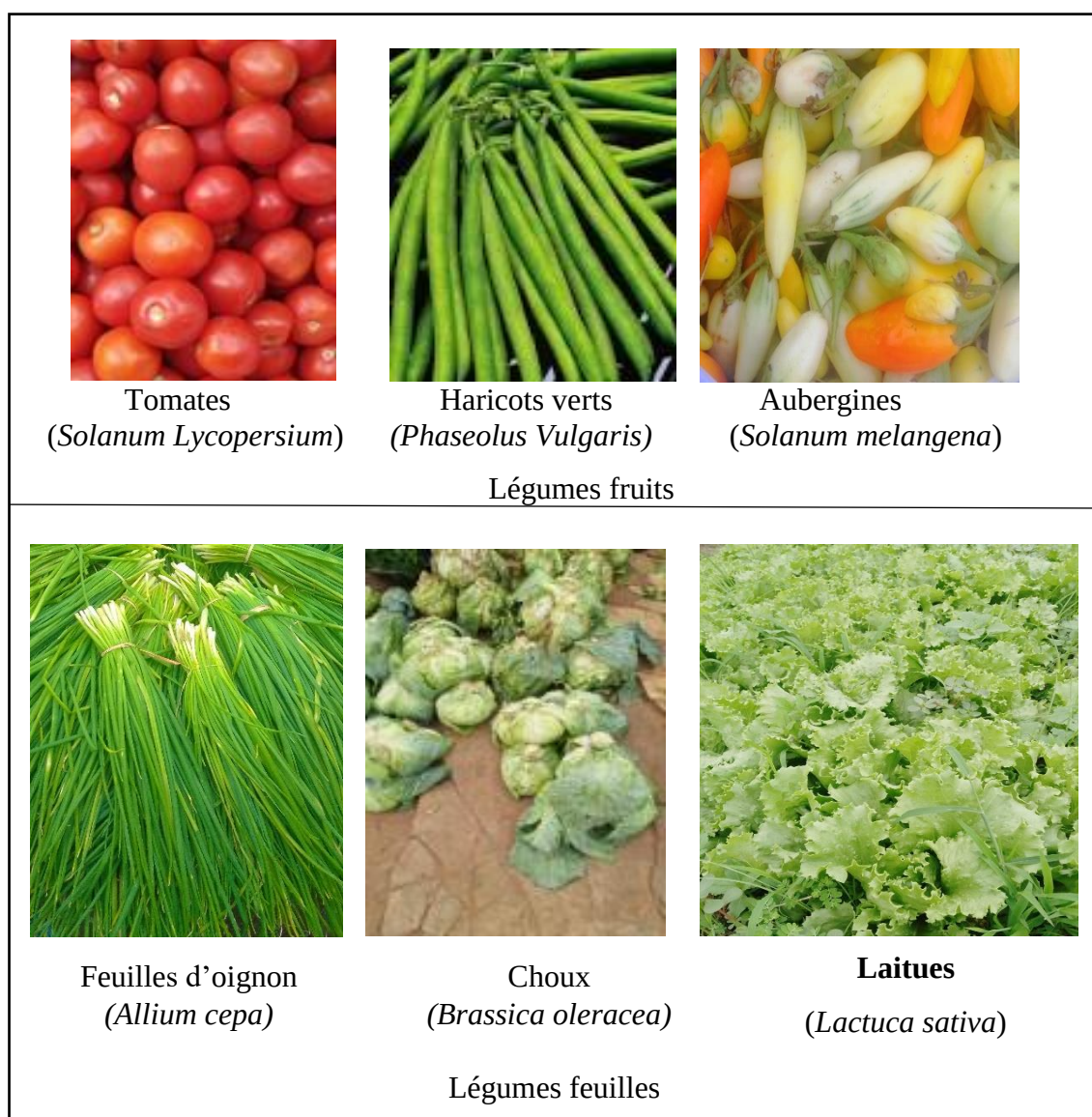


Figure 23 : Produits maraîchers d'étude

7.1.2. Matériel d'échantillonnage

Le matériel utilisé pour effectuer les prélèvements des échantillons de légumes sur le site de recherche était composé : du papier aluminium pour recueillir les échantillons sur le terrain, des gants pour la protection des échantillons d'éventuelles infections, un ruban adhésif pour les emballages et étiquetages des échantillons, des sachets aliments pour l'emballage des différents lots d'échantillons et deux glacières pour la conservation et le transport des légumes frais et un congélateur pour la conservation des légumes après échantillonnage. Les échantillons ne pouvant être analysés le jour même, sont placés dans un congélateur à une température de - 4 °C.

7.1.3. Matériel d'analyse des échantillons des produits maraîchers

Le matériel d'analyse pour la détection des résidus de produits phytosanitaires se compose d'une pipette pour prélever les réactifs, un papier filtre pour recueillir les surnageants, une étuve pour le séchage des échantillons, une verrerie, un mixeur électrique pour le broyage des échantillons à analyser, une balance électronique pour la pesée des échantillons, un agitateur pour homogénéiser les extraits d'échantillon. En plus de ceux-ci, s'ajoutent une centrifugeuse pour la séparation des différentes phases des extraits d'échantillon à analyser, un turbovap Buchi pour évaporer les solvants des extraits, un ultrason servant à dissoudre l'échantillon après évaporation des solvants, du papier Wathman pour filtrer les extraits, des pro - pipettes de 100 µL à 1000 µL, des vials pour recueillir l'extrait, une micro-seringue pour l'injection de l'extrait au chromatographe liquide haute performance (CLHP) et une chaîne de CLHP (SHIMADZU, Japon) composée d'un échantillonneur SIL-20 A, d'une pompe LC-20 AT, d'un réservoir TRAY, d'un dégazeur DGU - 20 A5, d'un four de type CTO-20 A (40 °C) et d'un détecteur UV/VIS SPD-20 A pour la séparation des résidus recherchés (Figure 24). Il y'a également les réactifs et les solvants. Les solvants sont composés d'acétonitrile, de dichlorométhane, de cyclohexane de benzène et de pétrole. Des composants tels que les réactifs de sulfate de sodium anhydre, de gel de silice et de solution saturée de NaCl ont également été utilisés. Tous ces produits chimiques ont une pureté moyenne de 99,9 %.



Figure 24 : Chaîne de CLHP (SHIMADZU)

7.2. Méthodes

7.2.1. Choix des sites de prélèvement des produits maraîchers

Le prélèvement des échantillons sur chaque site a été précédé du choix des points à échantillonner. Ce choix a été fait après une enquête de terrain auprès des maraîchers. Six (06) sites du bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa ont été choisis pour la réalisation de cette étude. Le choix de ces sites se justifie par le fait que ceux-ci sont reconnus par leur importante production en légumes frais durant toute l'année (Figure 25).



Figure 25 : Quelques cultures maraîchères de la zone d'étude

7.2.2. Méthodes d'échantillonnage des produits maraîchers

La méthode utilisée est celle du *Codex Alimentarius* (2007) appliquée par Traoré en 2006. Cette méthode vise à permettre le prélèvement dans un lot, un échantillon représentatif en vue de vérifier la conformité des produits aux Limites Maximales de Résidus (LMR). Avec l'idée de caractériser le risque maximal, les lieux de prélèvements coïncident avec les zones dont l'eau de ruissellement concentre le plus de produits phytosanitaires ont été choisis.

Dans chaque site, nous avons prélevé de façon aléatoire, chez des producteurs, des lots de deux types de cultures maraîchères cueillis et mis dans des paniers contenant divers légumes prêts pour la vente. Il s'agit de trois (03) légumes à feuilles (choux, laitues et feuilles d'oignon) et de trois (03) légumes à fruits (aubergines, tomates, haricots verts). Soit un total de 345

échantillons de légumes dont 60 échantillons de tomates, 60 d'aubergines, 45 de choux, 60 laitues, 60 feuilles d'oignon aubergines et 60 haricots verts ont été tous prélevés auprès des maraîchers autour de l'EPHR.

7.2.3. Conditionnement et transport des échantillons

Les 345 échantillons de légumes une fois prélevés en vue des analyses de résidus de produits phytosanitaires, ont été emballés dans du papier aluminium avec des étiquettes d'identification puis placés dans du sachet alimentaire étiqueté. L'ensemble des échantillons a été gardé au frais dans les glacières contenant des sachets de glace et soigneusement acheminés au laboratoire où les analyses ont été effectuées après une conservation de 48 heures au réfrigérateur à + 4°C.

7.2.4. Analyse chromatographique

Les méthodes chromatographiques permettant d'identifier et de quantifier les résidus de produits phytosanitaires dans les différentes matrices. La méthode multi résidus qui permet de rechercher les molécules dans les matrices légumes a été utilisée. Selon Lesueur (2008) et Kitagawa *et al.* (2009), la recherche de résidus dans divers produits maraîchers est réalisée en utilisant d'une part, la chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons ou à un spectromètre de masse et d'autre part, des méthodes basées sur la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse (El Mrabet, 2010). Le protocole analytique mis en place comprend deux étapes importantes : l'étape du prétraitement des échantillons et celle de la détermination instrumentale.

7.2.4.1. Etape de prétraitement des échantillons

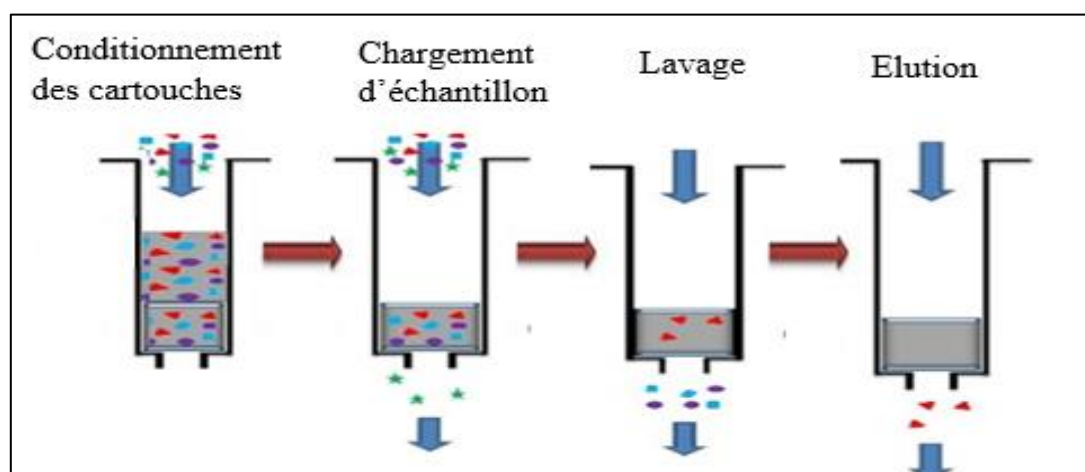
L'étape de prétraitement est composée de phases essentielles qui sont l'extraction et la purification des échantillons.

7.2.4.1.1. Extraction

Les différents produits maraîchers ont été lavés avec de l'eau distillée puis broyés par un mixeur. Pour chaque échantillon, une masse de 50 g de broyat a été prélevée 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 d'un mixeur Ultra Trax (OMNI International, USA). La mixture obtenue a subi une filtration sur du papier Whatmann 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).

7.2.4.1.2. Purification

Cette phase consiste à éliminer les autres matières organiques co-extraites de l'échantillon au moyen d'un chromatographe. Une colonne chromatographique est montée et remplie respectivement de la laine de verre, 40 g de Na_2SO_4 anhydre. Dans cette colonne, on fait passer 10 mL d'hexane pour la laver et la tapisser tout en prenant soin de laisser une petite quantité (environ 3 mL) au-dessus pour éviter le dessèchement des différentes couches de la colonne. La prise d'essai de 15 mL est ensuite introduite dans la colonne puis une solution de migration (100 mL d'hexane et 20 mL de dichlorométhane) est utilisée pour la percolation. Le produit en sortie de la colonne est recueilli goutte à goutte dans un ballon de 500 mL. L'éluât 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, 20L de cette solution méthanolique sont 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 sont injectés dans le Chromatographe en phase gazeuse (CPG). Les étapes d'extraction et de purification sont représentées par la figure 26.



Source : Pasquini (2013)

Figure 26 : Schéma des étapes de la purification

7.2.4.2. Analyses instrumentales

L'analyse instrumentale a consisté à détecter les résidus de produits phytosanitaires dans les légumes choisis. La détection des produits phytosanitaires a été réalisée 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 a été réalisée en mode isocratique avec un débit

de 0,5 mL/min pour tous les pesticides. La colonne chromatographique utilisée est une colonne Nucléosil 5C18. Le volume injecté a été de 10 µL. Les autres paramètres analytiques sont donnés par le tableau X.

Tableau X : Conditions analytiques pour le couplage CLHP/UV et limites de détection

Matière active	Solvants et Réactifs		Longueur d'onde (nm)	Volume (µL)	Limite de Détection (µg/kg)
	Eau (%)	Acétonitrile (%)			
Lambdacyhalothrine	20	80	210	20	0,01
Mancozèbe	10	90	254	10	0,01
Chlorpyrifos - éthyl	10	90	254	10	0,01
Diméthoate	20	80	210	20	0,01
Profenofos	10	90	270	10	0,01
Deltaméthrine	80	20	280	20	0,01
Prométryne	40	60	214	20	0,01

7.2.4.3. Identification et quantification

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.

Pour cette étude, les extraits de chaque produit maraîcher ont été analysés sur un chromatographe à gaz (SHIMMADZU GC-14A Split Splitless) équipé d'un détecteur à capture d'électrons ⁶³Ni et d'un ordinateur (Figure 27). Les caractéristiques de la colonne capillaire d'analyse sont les suivantes : phase liquide DB-1 ; diamètre 0,25 µm ; épaisseur du film 3 x 0,25 mm ; Température limite -60 °C à 325 °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. 3 µL de l'échantillon est injecté par la main de façon très rapide au moyen d'une seringue appropriée dans l'injecteur.

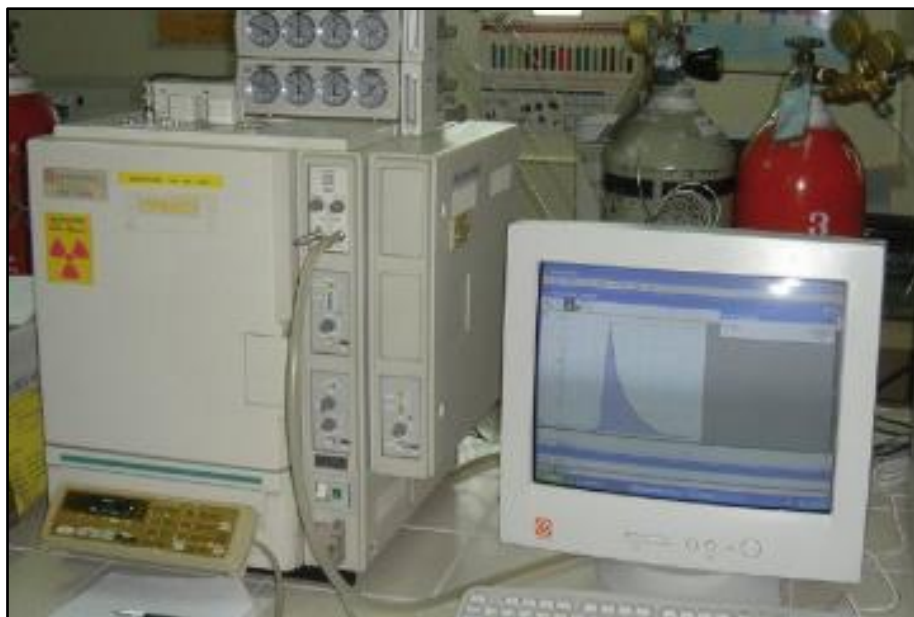


Figure 277 : Chromatographe à gaz (SHIMMADZU GC-14A Split Splitless)

7.2.5. Traitement des données

Les données peuvent être remplacées par une représentation plus accessible. L'analyse des données, les tracés de graphes sont réalisés en utilisant le logiciel R et le tableur Excel 2013. Ces données obtenues ont été comparées aux LMR du *codex Alimentarius*.

Le test de corrélation avec le logiciel R a permis d'étudier la relation entre les matières actives des produits phytosanitaires. Lorsque l'augmentation d'une matière active entraîne l'augmentation d'une autre ou vice-versa, la corrélation est positive. Lorsque l'augmentation d'une matière active entraîne la diminution d'une matière active ou vice-versa, la corrélation est dite négative. Ainsi, la forte corrélation est comprise entre 0,8 et 1 et acceptable quand la corrélation varie de 0,5 à 0,7.

7.3. Conclusion partielle

La détection des résidus des produits phytosanitaires dans les différentes matrices exige des méthodes plus appropriées. Dans le cas de cette étude, les produits phytosanitaires ont été analysés par la chromatographie liquide haute performance. Les conditions analytiques pour le couplage CLHP/UV et les limites de détection sont décrites ci-dessus. Cette méthode est appliquée à l'analyse des échantillons de légumes.

CHAPITRE 8 : EVALUATION DES RISQUES ALIMENTAIRES

8.1. Matériel

8.1.1. Matériel d'enquête

Pour l'enquête alimentaire, le matériel utilisé est composé d'un pèse-personne de marque SEVERIN de portée 180 kg et de précision 0,1 kg (Figure 28) pour mesurer la masse des personnes enquêtées ; une balance de laboratoire Summit de portée 1000 g, de précision 0,01 g pour mesurer la masse des produits maraîchers consommés et une fiche d'enquête (annexe 3) pour recueillir les informations au cours de l'entretien.



Figure 28 : Pèse-personne

8.1.2. Matériel biologique

Les matrices utilisées dans cette étude ont été les produits maraîchers tels que la laitue, l'aubergine, le chou, la tomate, la feuille d'oignon et le haricot vert couramment consommés par la population.

8.2. Méthodes

8.2.1. Choix des sites de l'enquête alimentaire

L'étude s'est déroulée dans la commune de Daloa, chef-lieu de la région du Haut Sassandra. En effet, la commune de Daloa abrite des activités maraîchères autour desquelles de nombreuses activités commerciales et gastronomiques sont développées. Quatre quartiers de la commune ont été retenus à savoir Fadiga, Labia, Abattoir 1 et 2. Ces quartiers possèdent des petits marchés qui sont des lieux de ravitaillement des riverains en légumes frais. Ces points de vente de légumes sont choisis par les maraîchers pour éviter le coût élevé du transport.

Différents sites ont été identifiés dans chaque quartier en fonction de la nature de la matrice à collecter.

8.2.2. Outils utilisés

8.2.2.1. Enquête alimentaire

L'enquête alimentaire a consisté à recueillir des données sur les habitudes alimentaires et à identifier les différents aliments consommés. Elle a permis de chiffrer la consommation d'un individu dans un but généralement thérapeutique ou épidémiologique mais parfois pour des études statistiques. En effet, elle permet d'avoir une connaissance plus précise des habitudes alimentaires. Les produits maraîchers fréquemment consommés par la majorité de la population enquêtée ont été retenus. Les résultats de l'enquête alimentaire ont permis la sélection des légumes à analyser dans le cadre de l'évaluation de l'exposition de la population et du calcul de risque. Ainsi, avons-nous porté nos recherches sur diverses matrices constituées des tomates, des laitues, des aubergines, des haricots verts, des feuilles d'oignon et des choux issues de la zone. Afin d'évaluer le risque d'exposition de la population aux produits phytosanitaires par le biais des aliments ingérés nous devons tenir compte de leurs habitudes alimentaires locales, et de la teneur en résidus de produits phytosanitaires de chacun des aliments consommés. A cause de l'inexistence des données sur la consommation des aliments par la population ivoirienne, le principe de réaliser une enquête alimentaire auprès d'une population cible a été retenu. Dans le cadre de ce travail, l'enquête alimentaire s'est déroulée dans la période du 30 mai 2023 au 30 août 2023 (4 mois) suffisante pour mieux observer la population en fonction de leur disponibilité.

8.2.2.2. Choix de la population d'étude

L'enquête a été menée auprès de deux sous-populations constituées des habitants des quatre quartiers et des producteurs des produits maraîchers de la zone d'étude.

8.2.2.3. Techniques d'enquête utilisées

Il existe quatre principaux types d'enquête alimentaire (le journal alimentaire, l'histoire alimentaire par l'interrogatoire, le rappel des 24 heures et le questionnaire de fréquence de consommation) (Ehouman, 2013). Dans le cadre de notre étude, l'histoire alimentaire par l'interrogatoire a été utilisée. Elle est basée sur un interrogatoire détaillé de l'alimentation habituelle de l'individu. L'histoire alimentaire par l'interrogatoire sert à reconstituer la consommation alimentaire moyenne du sujet sur une période donnée en l'interrogeant sur ses consommations de la veille, puis de la semaine écoulée. Notre étude s'est intéressée au déjeuner

et au dîner (Annexe 4). Après avoir indiqué à l'enquêteur son âge, son poids, sa taille, son sexe et sa profession, le sujet décrit son alimentation. Pour chaque repas, l'enquêteur identifie les produits maraîchers consommés, estime leur fréquence et la masse des portions (exprimé en quantité par jour).

8.2.2.4. Démarche d'évaluation des risques

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 reconnu 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. Dans notre étude le risque que nous considérons découle uniquement de l'exposition par l'ingestion c'est-à-dire par l'alimentation. La méthodologie utilisée se décompose en trois principales étapes : l'identification du potentiel du danger, l'évaluation de l'exposition de la population et la caractérisation du risque alimentaire.

8.2.3. Méthodologie d'évaluation du risque alimentaire

8.2.3.1. Identification du danger (ID)

L'ID est la détermination des effets néfastes potentiels sur la santé découlant de l'exposition à une substance. Le danger est mis en évidence, par l'examen des données sur la toxicité, lesquelles comprennent les résultats des essais de toxicité chez des animaux de laboratoire, et sur les connaissances au sujet de ses effets sur la santé humaine à travers la littérature d'une part. Et par la détection des substances contenues dans les denrées alimentaires destinées à la consommation humaine (monitoring) d'autre part (Akesse, 2014).

8.2.3.2. Evaluation de l'exposition de la population

L'évaluation de l'exposition de la population aux résidus de produits phytosanitaires a été réalisée en deux grandes phases : la mesure de la charge globale (AJMT) en résidus de produits phytosanitaires dans la ration alimentaire de la population et le calcul des expositions théorique et estimée (AJE) aux résidus de produits phytosanitaires ayant une charge élevée et/ou reconnus comme dangereux pour la santé humaine (Akessé, 2014).

8.2.3.2.1. Calcul des expositions théorique et estimée aux résidus de produits

phytosanitaires

L'exposition alimentaire de la population aux résidus phytosanitaires est estimée à partir des données de consommation individuelle issues de l'enquête alimentaire et de la LMR d'une part et d'autre part, des concentrations en résidus déterminées par analyse pour chaque denrée.

A partir de ces éléments, nous avons calculé l'AJMT et l'AJE pour chaque individu en tenant compte de la consommation réelle et d'un poids moyen de 70 kg. Cette méthode de mesure de l'exposition maximale théorique des individus est calculée en considérant que les LMR autorisées dans les aliments sont atteintes dans plusieurs groupes d'aliments les plus consommés par la population.

L'AJMT est une estimation de la quantité théorique maximum de résidus qu'un individu est susceptible d'ingérer quotidiennement. Cet apport exprimé en microgramme de résidus par personne et par jour, représente une estimation de la quantité de résidus apportée par la consommation de légumes. La formule de calcul est la suivante :

$$AJMT = \sum LMR \times Q_c \quad (4)$$

Avec :

Q_c : Quantité de légume consommée quotidiennement ;

LMR : Limite Maximale de résidus phytosanitaire dans un produit maraîcher.

Ces calculs d'AJMT ne prennent pas en compte totalement la variabilité des consommations, car ils utilisent la valeur de consommation moyenne pour la grande majorité des aliments

La comparaison des valeurs des AJMT aux DJA (Dose Journalière Admissible), permet de savoir si, pour la consommation d'aliments courants, la DJA est dépassée ou non. C'est une méthode dite sécuritaire car elle maximalise l'exposition. Il permet qu'un consommateur n'ingère qu'une quantité de substance active supérieure à la DJA (Ehouman, 2013).

8.2.3.2.2. Calcul de l'apport journalier estimé

L'apport journalier estimé (AJE), qui est également exprimé en microgramme de résidus par personne et par jour, est une estimation plus proche de la réalité de la quantité de résidus ingérée. L'apport journalier estimatif de produit phytosanitaire ingérable est calculé à l'aide de la formule de Chowdhury *et al.* (2014) :

$$AJE_{Total} = \sum AJE_{Légume} \quad (5)$$

$$AJE = \frac{(C_p \times Q_c \times F \times FE)}{M_c} \quad (6)$$

Avec :

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

C_p : concentration de produit phytosanitaire dans le légume (mg/kg) ;

Q_c : quantité de légume consommée quotidiennement (kg/jour) ;

F : facteur de correction ;

FE (facteur d'exposition) = 1 ;

M_c : Masse corporelle moyenne du consommateur.

8.2.3.2.3. Calcul de la dose journalière acceptable

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 :

$$DJA = C \times \frac{Q}{P_m} \quad (7)$$

C : Concentration moyenne de résidus phytosanitaires ;

Q_i : Quantité de légume ingérée ;

P_m : Poids moyen de l'individu.

Le calcul du pourcentage de la (DJA) est donné par la formule suivante :

$$\% DJA = \frac{\text{Exposition alimentaire moyenne}}{DJA} \times 100 \quad (8)$$

Ce calcul permet de faire la comparaison entre l'AJMT et la DJA d'une part et l'AJE et la DJA d'autre part d'une substance afin d'apprécier la survenue d'un risque.

8.2.3.3. Caractérisation du danger

8.2.3.3.1. Indices de risques sanitaires

Les indices de risques sanitaires (IRS) des matières actives des produits phytosanitaires recensées auprès des producteurs maraîchers de Daloa ont été calculés à l'aide de l'Indicateur de Risque des Pesticides de Québec (IRPeQ) de Samuel *et al.* (2007) par la formule suivante :

$$IRS \text{ matière active} = \frac{IRT \times FPf \times FCP}{10} \quad (9)$$

FPf : Facteur de pondération lié au type de formulation

FCP : Facteur de compensation tenant compte de la concentration de la matière active dans la formulation ainsi que de la dose recommandée à l'hectare

IRT : Indice de Risque Toxicologique

IRS : Indice de Risque pour la Santé.

$$\text{IRS préparation commerciale} = \sum \text{IRS}_{\text{matière active}} \quad (10)$$

$$\text{IRT} = [\text{Risques aigus} + (\text{Risques chroniques} * \text{FPer})]^2 \quad (11)$$

Fper : Facteur tenant compte de la persistance et du potentiel de bioaccumulation chez l'humain
A partir des informations recueillies sur les flacons, les emballages des produits phytosanitaires et des bases de données sur les propriétés toxicologiques et écotoxicologiques de ces produits, l'indice de risque pour la Santé est calculé. Cependant, les paramètres IRT, FPf et FCP sont déterminés à l'aide de la méthode résumée en annexe 4.

8.2.3.3.2. Calcul du ratio de danger ou quotient de danger

Le ratio de danger se calcule dans le cas des substances pour lesquelles un effet survient uniquement au-delà d'une dose administrée et pour une durée d'exposition donnée. Cet effet est fonction de la dose absorbée. Ce sont généralement les effets non-cancérogènes. Dans ces conditions, un ratio de danger (RD) est calculé à partir du rapport de la Dose Journalière d'Exposition (DJE) (exposition reçue) de l'individu ou de la population et de la Dose Journalière Acceptable (DJA). Le ratio RD est déterminé par la formule ci-dessous :

$$\text{RD} = \frac{\text{DJE}}{\text{DJA}} \quad (12)$$

Ce résultat permet uniquement de conclure sur de potentielle apparition d'effets, mais pas sur leur importance.

RD < 1 signifie que la population exposée est théoriquement hors de danger c'est à dire que cette population exposée n'est pas susceptible de développer les effets sanitaires étudiés.

RD > 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer sans qu'il soit possible de prédire la probabilité de survenue de cet événement.

8.2.3.3.3. Calcul de l'excès de risque individuel (ERI)

L'excès de risque individuel se calcule dans le cadre des effets sans seuil (substances à effet cancérigène). Il résulte du produit de la dose journalière reçue par l'individu par la dose

journalière acceptable attribuable à la substance pour une voie et un effet considéré (INERIS, 2007). L'ERI est obtenu par la formule suivante :

$$ERI = DJE \times \frac{T}{T_p} \times DJA \quad (13)$$

ERI : excès de risque individuel ($\text{mg}^2.\text{kg}^{-2}$) ;

T : durée d'exposition (années) ;

T_p : temps de pondération (vie entière, en années) ;

DJE : dose journalière d'exposition ($\text{mg}.\text{kg}^{-1}$) ;

DJA : dose journalière acceptable ($\text{mg}.\text{kg}^{-1}$).

Selon l'OMS (2004), le niveau de risque acceptable recommandé pour la protection de la santé est de $10^{-5} \text{ mg}^2.\text{kg}^{-2}$. L'ERI est compris entre 0 et 1.

8.3. Traitement des données

Les données recueillies lors de l'enquête alimentaire auprès des habitants des quatre quartiers choisis ont permis de calculer les AJMT et les AJE. Les calculs des DJA et DJE ont été effectués grâce au tableur Excel 2013. Les données obtenues ont permis d'apprécier le quotient de danger.

8.4. Conclusion partielle

Les données de consommation individuelle, les LMR et des concentrations en résidus de produits phytosanitaires déterminées par analyse pour chaque légume permettent de calculer l'AJMT et l'AJE pour chaque individu à partir d'un poids moyen de 70 kg. Le quotient de danger indique la survenue ou non d'un danger suite à l'exposition de l'homme.

**TROISIEME PARTIE :
RESULTATS ET DISCUSSION**

CHAPITRE 9 : CARACTERISTIQUES DES EEFLUENTS DE L'EPHR DE DALOA

9.1. Résultats d'enquête auprès des agents de santé

Le tableau XI présente la liste des antibiotiques les plus prescrits et administrés aux malades de l'EPHR de Daloa pendant la période de l'enquête. Les antibiotiques répertoriés ont été répartis en huit (08) familles thérapeutiques que sont les Béta-lactamines, les aminosides, les macrolides, les cyclines, les fluoroquinolones, les glycopeptides, les sulfamides et les nitro-5-imidazolés.

Tableau XI : Liste des antibiotiques les plus utilisés au sein de l'EPHR de Daloa

Familles	Antibiotiques	Types d'antibiotiques	Usages	Taux d'utilisation (%)
Béta - lactamines	Pénicilline	Amoxilline	Infections bactériennes,	1,5
	Céfotaxime	Céphalosporines	méningite	
	Ceftriaxone	Céphalosporines		
Aminosides	Gentamicine	Aminoglycosides	Méningite	0,5
	Nétilmicines	Aminosides	Infections bactériennes,	
	Streptomycine	Aminoglycosides	Tuberculose	
Macrolides	Érythromycines	Macrolides	Streptocoque	34
	Spiraramycine	Macrolides	Infections ORL,	
	Azithromycine	Macrolides	IST	
Cyclines	Doxycycline	Tétracyclines	Infections de la peau, IST, Bronchite chronique	44
	Minocycline	Cyclines		
	Métacycline	Tétracyclines		
	Tétracycline	Cyclines		
Fluoroquinolones	Ciprofloxacin	Fluoroquinolones	Infections urinaires,	,4
	Ofloxacin,	Fluoroquinolones	Pneumonie,	
	Lévofloxacin	Fluoroquinolones	Sinusite	
	Péfloxacin	Fluoroquinolones		
Glycopeptides	Vancomycine	Glycopeptides	Infections cutanées,	0,75
	Teicoplanine	Glycopeptides	osseuses	
Nitro-5-imidazolés	Métronidazole	Nitro-imidazolés	Amibiase, Trichomonase	, 0,25
Sulfamides	Sulfaméthoxazole	Sulfamides	Infections urinaires	15

Les résultats d'enquête ont révélé que les antibiotiques les plus prescrits et administrés aux patients dans les différents services de soins de l'EPHR ont été à des proportions variables. Ainsi la tétracycline a été le plus utilisé (45 %) suivi de l'érythromycine (35 %), ensuite la sulfaméthoxazole (15 %) et la ciprofloxacine (5 %).

9.2. Caractéristiques physico-chimiques des effluents de l'EPHR de Daloa

9.2.1. Paramètres mesurés dans les effluents de l'EPHR

➤ Paramètres physico-chimiques mesurés *in situ*

La Figure 29 présente la variation des paramètres physico-chimiques mesurés *in situ* au cours de 9 mois dans les effluents de l'EPHR de Daloa. Ces paramètres ont été la température, le potentiel d'hydrogène, la conductivité électrique, le taux de sels dissous, l'oxygène dissous et le potentiel redox. Il ressort de cette figure que ces paramètres mesurés évoluent en dent de scie même avec le potentiel redox dont toutes les valeurs sont négatives.

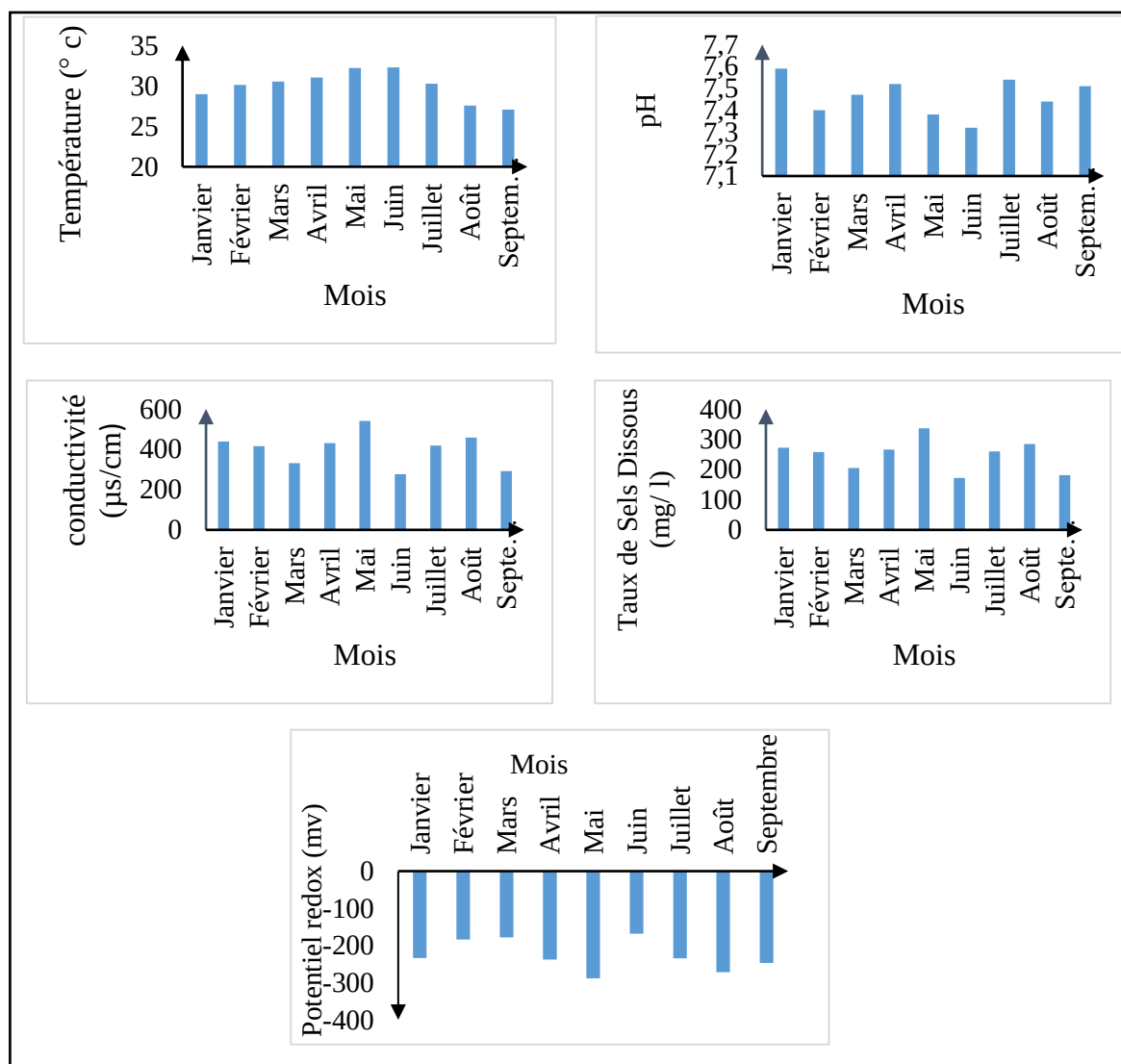


Figure 29 : Evolution mensuelle de certains paramètres physico-chimiques mesurés *in situ*

➤ Paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire

Les analyses au laboratoire ont porté sur la détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biochimique en Oxygène à cinq jours (DBO₅), l'azote total (Nt) et le phosphore total (Pt). Les valeurs de ces paramètres sont consignées dans le tableau XII.

Tableau XII : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire

Paramètres	Minimale	Moyenne	Maximale	Valeur limite
DCO (mgO ₂ /L)	222,00	578,00	1122,00	300 – 500
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	90,00	230,77	448,00	300 - 400
Pt (mg/L)	20,70	39,34	77,80	10 - 15
Nt (mg/L)	30,00	44,88	72,00	30 - 50

• Demande Chimique en Oxygène (DCO) et Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅)

Il ressort de ce tableau que les valeurs de la DCO des échantillons composites oscillent entre 222 et 1122 mg O₂/L. Celles de la DBO₅ enregistrées varient de 90 à 448 mg O₂/L. Quant aux valeurs de la DCO et de la DBO₅ les plus élevées ont été enregistrées au cours du mois de Mai (Figure 30). En outre, le rapport DCO/DBO₅ varie entre 2 et 3 (Figure 31).

Par ailleurs, les travaux réalisés par Chafia *et al.* (2013), ont-ils fixé les limites suivantes :

- $DCO / DBO_5 < 2$: l'effluent est facilement biodégradable
- $2 < DCO / DBO_5 < 3$: l'effluent est biodégradable
- $DCO / DBO_5 > 3$: l'effluent n'est pas biodégradable

Cela montre la biodégradabilité de ces effluents hospitaliers.

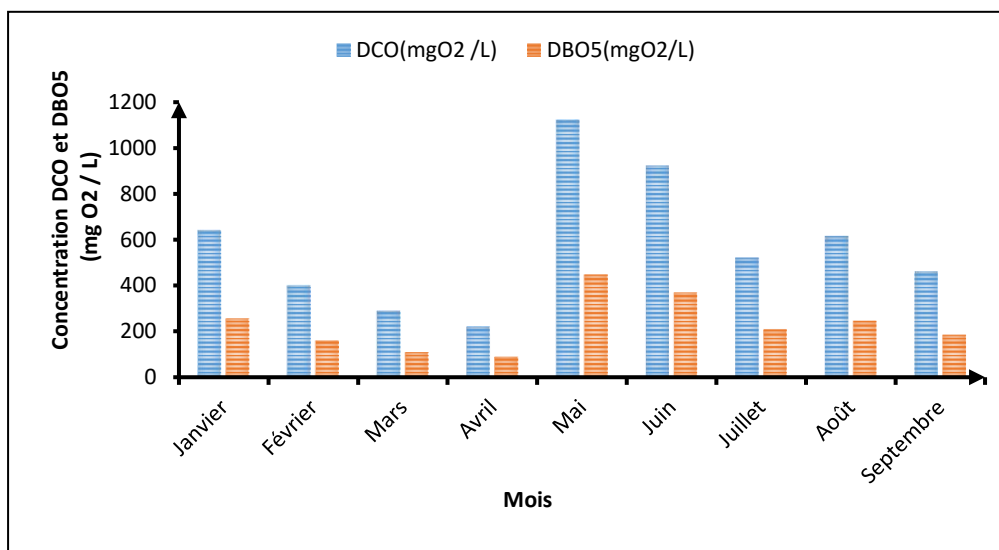


Figure 300 : Variation mensuelle de la DCO et DBO₅ dans les effluents de l'EPHR de Daloa

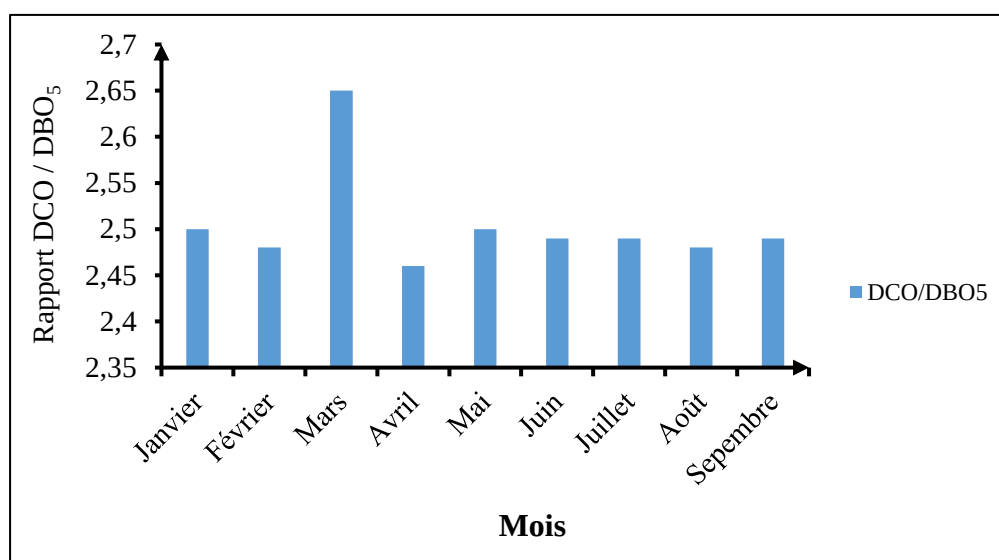


Figure 311 : Variation mensuelle de la biodégradabilité du rapport DCO/DBO₅ des effluents de l'EPHR de Daloa.

- **Phosphore total et azote total**

Les teneurs en phosphore total des effluents de l'EPHR de Daloa sont comprises entre 20 et 78 mg/L. Quant aux valeurs de l'azote total des effluents de l'EPHR de Daloa, elles oscillent entre 30 et 73 mg/L. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées en janvier pour le phosphore total et en mai pour l'azote total (Figure 32).

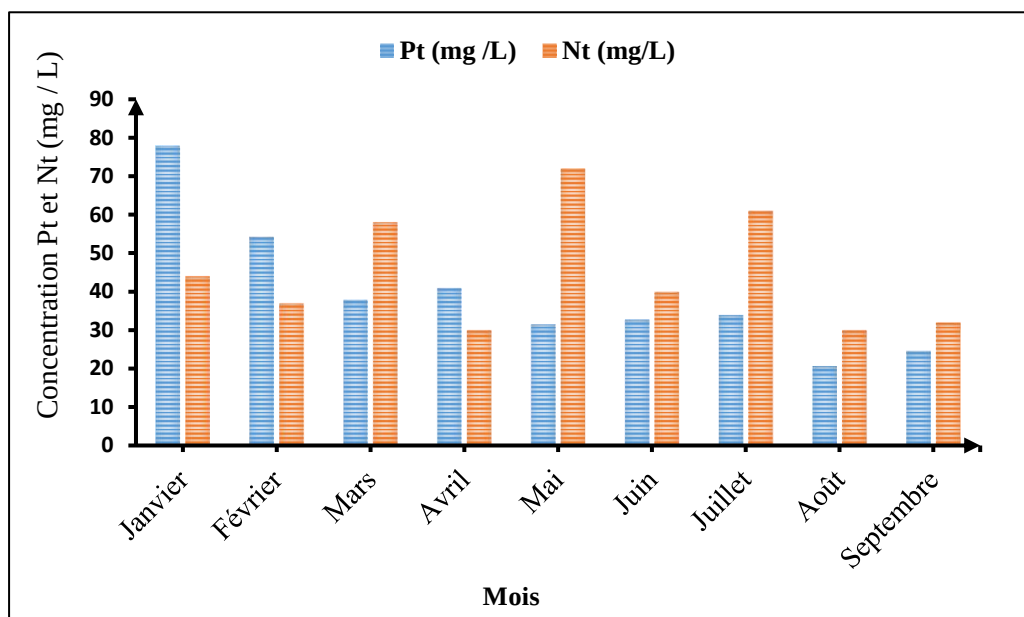


Figure 322 : Variation mensuelle des teneurs du Phosphore total et l'azote total des effluents de l'EPHR de Daloa.

9.2.2. Taux de présence des résidus d'antibiotiques dans les effluents hospitaliers

La figure 33 indique le taux de présence des molécules antibiotiques identifiées dans les effluents de l'EPHR de Daloa. Il ressort de cette figure que la tétracycline, l'érythromycine et la sulfaméthoxazole sont les plus présents avec des taux respectifs de 36 %, 31 % et 30 % dans les points de prélèvement. Par contre le taux de la ciprofloxacine est de 3 % soit 10 fois inférieur à ceux des trois autres molécules.

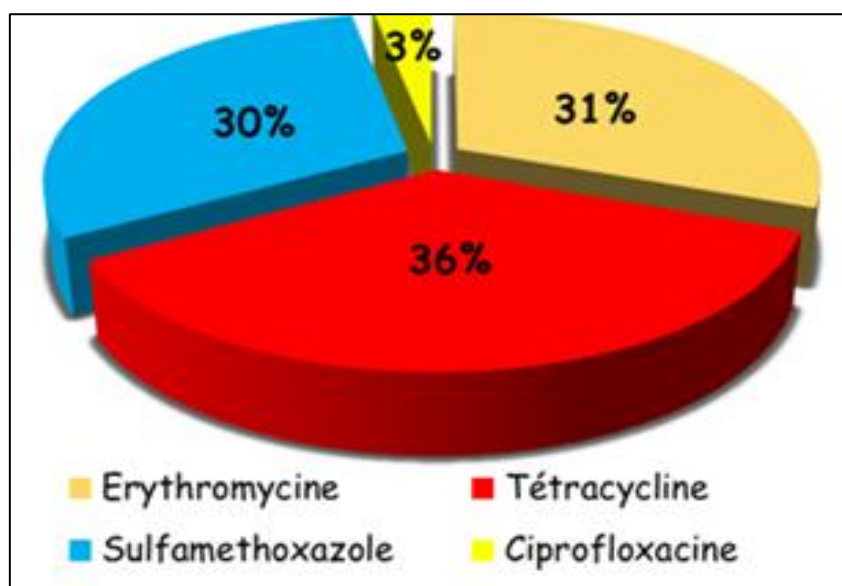


Figure 33 : Taux de répartition des molécules antibiotiques dans les effluents de l'EPHR Daloa

9.2.3. Répartition spatiale des teneurs en résidus de médicaments en fonction des points de prélèvement

La figure 34 montre l'évolution des teneurs de résidus d'antibiotiques identifiées dans les effluents hospitaliers dans les trois points de prélèvement du réseau d'assainissement de l'EPHR de Daloa. Les résultats ont montré que toutes les molécules antibiotiques ciblées ont été retrouvées dans les échantillons des effluents hospitaliers. Cependant, les teneurs de l'érythromycine et de la tétracycline sont les plus élevées en amont et en intermédiaire. Quant aux teneurs de la ciprofloxacine et sulfaméthoxazole, elles sont inférieures à celles des molécules précitées.

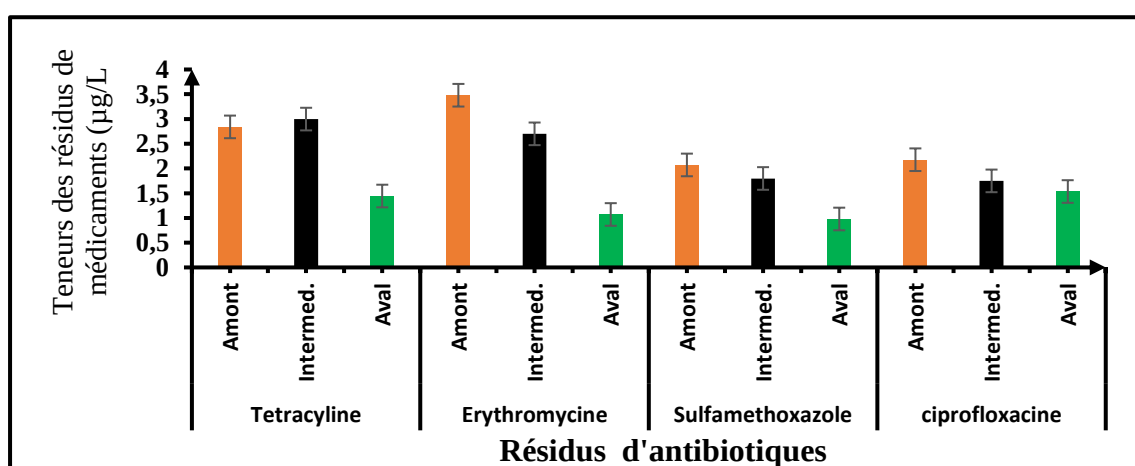


Figure 34 : Teneurs des résidus d'antibiotiques dans les échantillons prélevés (amont, intermédiaire et aval)

9.2.4. Evolution des concentrations dans les points de prélèvement

La distribution spatiale des antibiotiques au niveau des différents points de prélèvement représentée par la figure 35 confirme que toutes les molécules antibiotiques ciblées ont été retrouvées dans les échantillons d'effluents de l'EPHR.

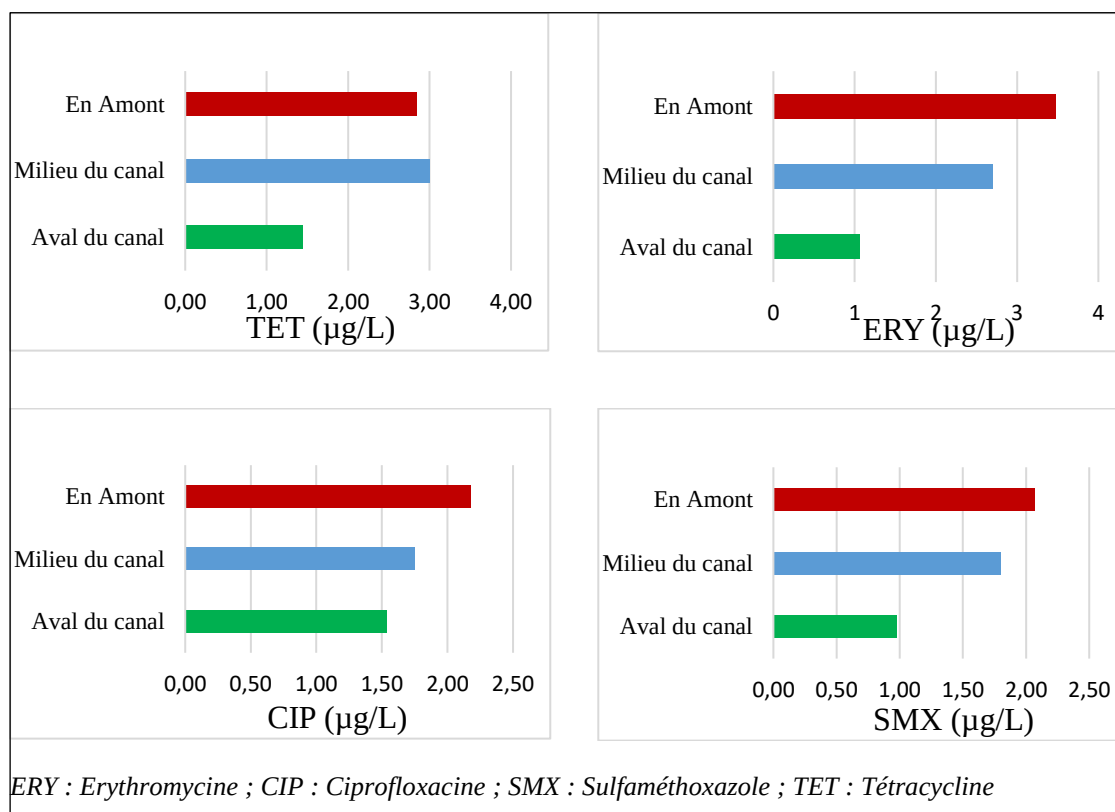


Figure 35 : Distribution des résidus d'antibiotiques dans les points de prélèvement de l'EPHR de Daloa.

- **Evolution mensuelle des teneurs de résidus médicamenteux**

Regard 1 : En amont du réseau d'évacuation

La figure 36 présente l'évolution mensuelle des concentrations des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa en amont.

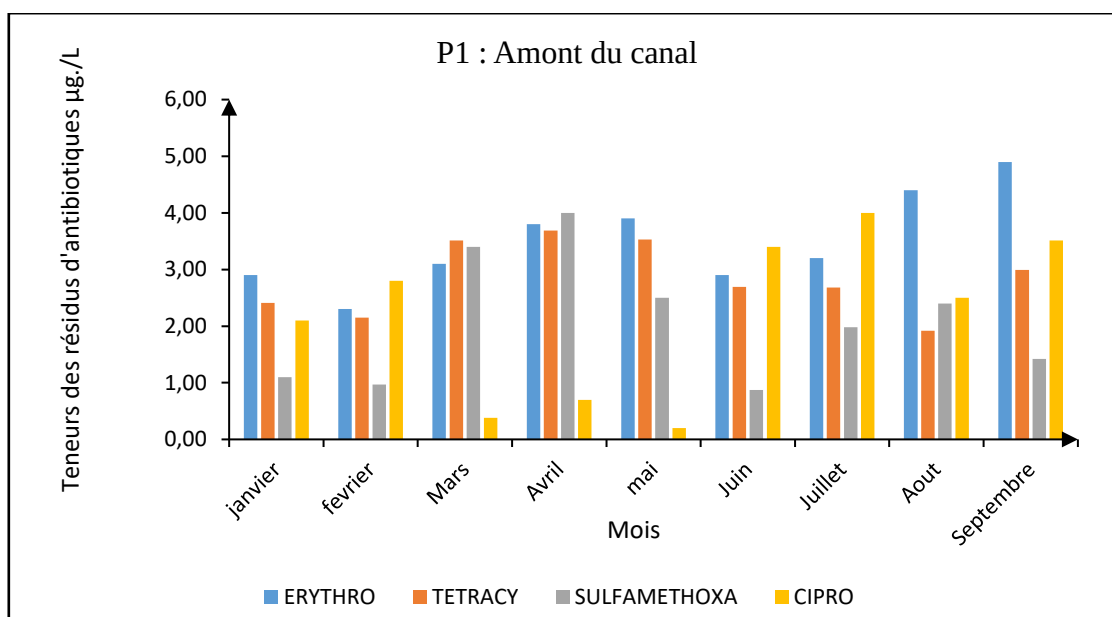


Figure 36 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa en amont du réseau d'assainissement.

Il ressort de ces résultats que de janvier à février, une légère augmentation de la teneur de la ciprofloxacine a été observée avec des valeurs allant de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ à $3 \mu\text{g.L}^{-1}$. Par contre les plus faibles concentrations de la ciprofloxacine ont été enregistrées de mars à mai. Quant aux mois de Juin à Juillet, une augmentation de la teneur en ciprofloxacine avec un maximum de $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été enregistrée. Au-delà du mois de juillet, une légère diminution de la concentration a été observée. Par ailleurs, la teneur de la sulfaméthoxazole est presque constante aux mois de janvier, février et juin avec des concentrations respectives de $1,10 \mu\text{g.L}^{-1}$; $0,97 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $0,87 \mu\text{g.L}^{-1}$. Par contre, pour les mois de mars, avril, mai, juillet, août et septembre, les concentrations ont été élevées de $1,42 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec une valeur maximale $4,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ en avril. Au niveau de la tétracycline, la plus faible concentration ($1,92 \mu\text{g.L}^{-1}$) a été enregistrée au mois d'août tandis que les fortes teneurs ont été observées en avril et mai à des concentrations respectivement de $3,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $3,53 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Quant à l'érythromycine, les concentrations des mois de janvier, mars, juin et juillet ont été sensiblement égales avec des valeurs respectives de $2,90 \mu\text{g.L}^{-1}$; $3,10 \mu\text{g.L}^{-1}$; $2,90 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $3,20 \mu\text{g.L}^{-1}$. La plus faible concentration a été enregistrée au mois de février ($2,30 \mu\text{g.L}^{-1}$). Les fortes concentrations ont été obtenues en août et septembre et sont respectivement de $4,40 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $4,90 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Regard 2 : Au milieu du canal

La figure 37 présente l'évolution des résidus d'antibiotiques dosés dans les eaux usées de l'EPHR de Daloa au milieu du canal.

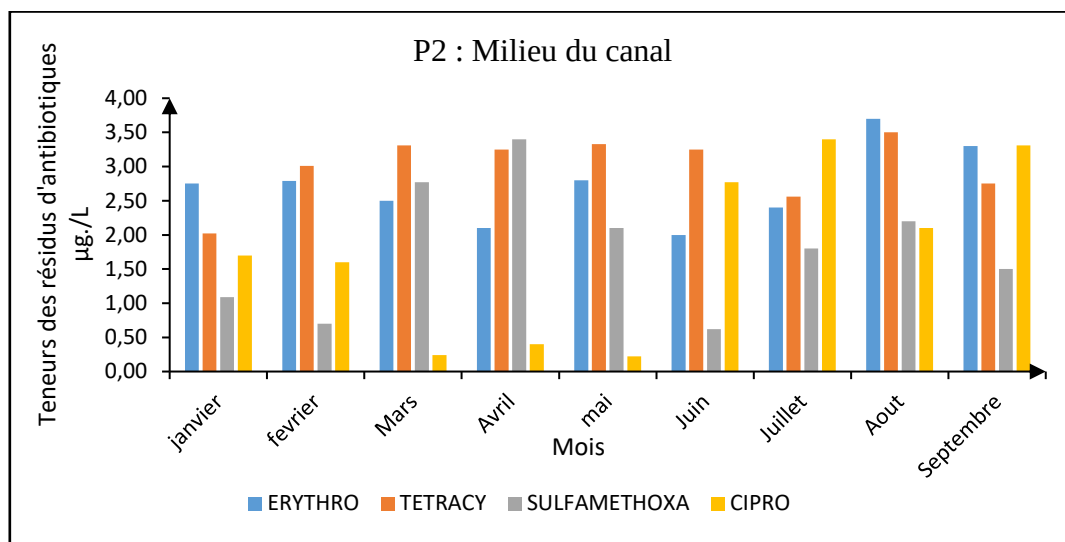


Figure 37 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa au milieu du canal.

Les plus faibles valeurs ont été enregistrées en mars, avril et mai ($0,24 \mu\text{g.L}^{-1}$; $0,40 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $0,22 \mu\text{g.L}^{-1}$) respectivement pour la Ciprofloxacine. Quant aux plus fortes concentrations de cette molécule, elles ont été enregistrées en août et en septembre avec des valeurs respectives de $3,40 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $3,31 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les plus fortes valeurs de sulfaméthoxazole ont été obtenues en avril avec une teneur de $3,40 \mu\text{g.L}^{-1}$. Au niveau de l'érythromycine, la faible concentration a été enregistrée en juin ($2,00 \mu\text{g.L}^{-1}$). Quant à la teneur la plus élevée, elle a été obtenue au mois d'août ($3,70 \mu\text{g.L}^{-1}$). Quant à la tétracycline, la plus forte teneur a été enregistrée au mois d'août ($3,50 \mu\text{g.L}^{-1}$) et la valeur la moins élevée en janvier ($2,02 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Regard 3 : Réceptacle des effluents provenant du canal d'évacuation

La figure 38 présente la variation des concentrations des résidus d'antibiotiques en aval du canal des eaux usées de l'EPHR de Daloa.

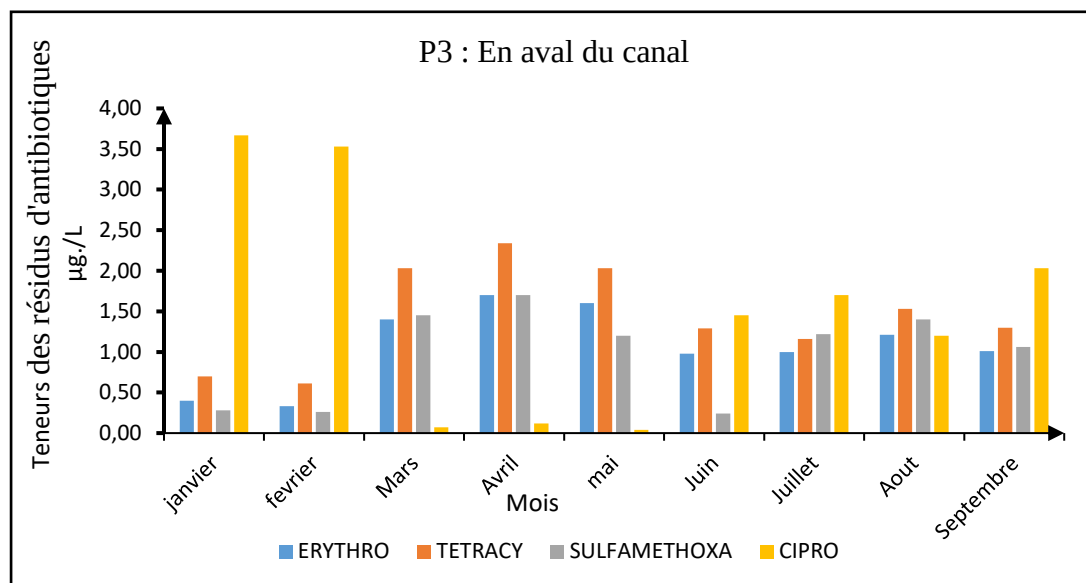


Figure 38 : Evolution mensuelle des teneurs des résidus antibiotiques dans les effluents de l'EPHR de Daloa en aval du canal

Les fortes concentrations de la ciprofloxacine ($3,67 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $3,53 \mu\text{g.L}^{-1}$) ont été obtenues aux mois de janvier et février respectivement. Au mois de mai, la molécule de ciprofloxacine a été sous forme de trace. Avec la sulfaméthoxazole, la plus faible valeur a été enregistrée au mois de juin ($0,24 \mu\text{g.L}^{-1}$) alors que sa plus forte teneur a été enregistrée en avril avec $1,70 \mu\text{g.L}^{-1}$. L'érythromycine a atteint sa plus faible teneur en février ($0,37 \mu\text{g.L}^{-1}$) et sa concentration élevée en avril ($1,70 \mu\text{g.L}^{-1}$). Quant à la tétracycline, la faible concentration a été enregistrée en février ($0,61 \mu\text{g.L}^{-1}$) alors que la forte valeur a été obtenue ($2,34 \mu\text{g.L}^{-1}$) au mois d'avril.

9.3. Comparaison des concentrations des résidus de médicaments de l'EPHR aux Concentrations Prédites Sans Effet (CPSE) ou PNEC

Le tableau XIII présente les concentrations de résidus des antibiotiques (Erythromycine, Tétracycline, Sulfaméthoxazole et Ciprofloxacine) dosés dans les effluents de l'EPHR de Daloa par rapport au seuil de rejet (CPSE). Il ressort de ce tableau que la teneur de la Ciprofloxacine, la Tétracycline, la Sulfaméthoxazole et l'Erythromycine ont des valeurs supérieures à leur seuil de rejet.

Tableau XIII : Comparaison des concentrations des résidus de médicaments aux CPSE

Résidus de médicaments	Teneurs ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	CPSE ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Comparaison des teneurs
Erythromycine	2,42	1	[ERY] > CPSE
Tétracycline	2,42	0,115	[TET] > CPSE
Sulfaméthoxazole	1,61	0,1 - 1	[SMX] > CPSE
Ciprofloxacine	1,81	0,1 - 1	[CIP] > CPSE

9.4. Discussion

Les résultats de l'enquête auprès des agents de santé ont montré que les médicaments notamment les antibiotiques sont plus utilisés dans les services de l'EPHR de Daloa pour le traitement des différents types de pathologies telles que les infections urinaires, respiratoires etc. Ces données sont en accord avec les conclusions de Katié *et al.* (1996). En effet, ces travaux ont montré qu'en Côte d'Ivoire, le taux de consommation des antibiotiques est de 45 %. En outre, l'étude de Hirsch *et al.* (1999) a montré que la prescription systématique des antibiotiques à Abidjan est de 11,77 % qui est inférieur au taux national. Toutefois, en ce qui concerne les Tétracyclines qui appartiennent à la grande famille des cyclines comprenant la doxycycline, la minocycline et la métacycline ; elles semblent être les plus utilisées avec 45 % des prescriptions en thérapie anti-infectieuse en première intention et toutes pathologies infectieuses confondues. Ces résultats sont en accord avec les travaux menés par Ashfaq *et al.* (2016). L'Erythromycine de la famille des macrolides a enregistré 35 % des prescriptions ou d'administration des antibiotiques identifiés. Celui-ci est efficace dans le traitement de plusieurs infections comme la sinusite, les bronchites et aussi les infections cutanées (Ashfaq *et al.*, 2016). Pour le Sulfaméthoxazole de la famille des sulfamides avec un taux de prescription de 15 % des antibiotiques utilisés dans les services de soins, il traite efficacement les infections respiratoires. Quant à la Ciprofloxacine appartenant à la famille des fluoroquinolones, elle est la moins administrée (5 %) comparativement au Sulfaméthoxazole, à l'Erythromycine et à la Tétracycline au cours de cette enquête. Excepté la Ciprofloxacine, ces résultats concordent avec ceux des travaux menés à l'EHU de Treichville par N'guettia (2017). Toutefois, la Ciprofloxacine est utilisée dans le traitement de certaines infections comme les maladies sexuellement transmissibles et infections urinaires (Davis *et al.*, 1996 ; Sanford *et al.*, 1998).

L'analyse des résultats des paramètres physico-chimiques obtenus dans les effluents de l'EPHR de Daloa a révélé des valeurs mesurées *in situ* relativement élevées. Ces résultats

pourraient se justifier par l'intensification des activités au sein des différents services de soins de cet établissement de santé. En effet, la température moyenne enregistrée a été de 30 °C. La température joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz dans la dissociation des sels dissous. Elle est aussi favorable aux phénomènes de nitrification dans le milieu naturel. Les fortes valeurs de la conductivité électrique des effluents de l'EPHR traduisent le début d'une minéralisation de ces effluents due à la présence d'ions dissous. Les effluents présentent une forte minéralisation car la concentration des ions dissous est élevée. La minéralisation est liée à la décomposition de la matière organique qui est influencée par les paramètres environnementaux tels que le pH, la température, le potentiel redox et l'oxygène dissous. Par ailleurs, la conductivité permet également d'apprécier le degré de minéralisation des eaux usées. Cette observation est confirmée par le taux de sels dissous dont les valeurs varient de 177 à 336 mg/L. En outre, les études réalisées par Driss *et al.* (2009) ont - elles signalé que des valeurs moyennes de conductivité comprises entre 449 et 1038 $\mu\text{S}/\text{cm}$, permettraient de mettre en évidence une forte minéralisation des eaux usées. La concentration en oxygène dissous diminue tout au long de la période des mesures. En effet, le pH indique que les effluents ont un caractère légèrement alcalin ($\text{pH} > 7$). Ce résultat est confirmé par les études réalisées en Côte d'Ivoire par UMVF (2014) montrant la croissance des microorganismes vivants dans le milieu. En outre, les valeurs du pH obtenues sont comparables à celles trouvées dans les effluents du service des maladies infectieuses et tropicales d'un hôpital du Sud-Est de la France (Emmanuel *et al.*, 2001). Ces valeurs corroborent celles du cours d'eau de l'Oued Hassar de Casablanca au Maroc (Fouad *et al.*, 2013). Selon Emmanuel *et al.* (2001) et Fouad *et al.* (2013), le pH varie respectivement de 6 à 8,52. Les travaux de Gnagne *et al.* (2007), ont montré que le pH est basique lorsque le milieu est oxydé ou acide lorsqu'il est réducteur. Les valeurs négatives du potentiel redox traduisent un milieu réducteur qui pourrait avoir plusieurs conséquences dans le milieu naturel comme la création de substances toxiques, observées à travers le dégagement de mauvaises odeurs. Les potentiels redox négatifs accompagnés de valeurs d'oxygène basses ($< 10\%$ saturation) pourraient causer une libération importante des phosphates piégés dans le sédiment, aggravant ainsi les problèmes d'eutrophisation des eaux de surface (Bakary & Yao, 2015). Quant aux valeurs négatives du potentiel redox, elles pourraient s'expliquer par l'insuffisance d'oxygène dissous. Les valeurs élevées du potentiel redox indiquent un milieu oxydant due à la présence d'oxygène. La turbidité traduit la réduction de la transparence des effluents et empêche la propagation de la lumière. Par ailleurs, les effluents de l'EPHR de Daloa ont présenté un rapport DCO/DBO₅ compris entre 2 et 3. Ce résultat est similaire à celui obtenu dans les travaux de Yahiatene & Tahirim (2010). Ce résultat pourrait se justifier par la forte biodégradabilité

due à l'action des micro-organismes en mars contrairement aux autres mois de la période de l'étude. Quant aux valeurs élevées de la DCO en mai et juin dans les effluents de l'EPHR, elles pourraient s'expliquer par une forte teneur de matières organiques difficilement biodegradable à cause de la présence de composés organiques réfractaires

Les formes azotées et phosphatées mesurées dans les effluents de l'EPHR de Daloa provoquent une eutrophisation des milieux récepteurs aquatiques. En effet selon les études de Bouzid *et al.* (2013), les eaux usées des hôpitaux contiennent de l'azote organique constituant des cellules vivantes (organes des patients) et l'azote ammoniacal provenant de la décomposition de celui-ci par les bactéries et des rejets directs (urines, excréments des patients). L'ammoniac et le dioxyde d'azote qui en résultent, induisent une prolifération bactérienne dans les eaux et une eutrophisation des milieux aquatiques.

L'analyse des effluents hospitaliers a aussi révélé en plus des paramètres physicochimiques, la présence de quatre molécules d'antibiotiques appartenant à différentes familles notamment les macrolides, les sulfamides, les cyclines et les fluoroquinolones. Les études réalisées par Ray *et al.* (2012) ont montré que les macrolides sont reconnus pour leurs propriétés antibiotiques et immunomodulatrices en milieu hospitalier. Aussi, les macrolides sont utilisés dans le traitement des pneumonies (Jouneau *et al.*, 2014). Quant aux sulfamides, ils sont utilisés pour traiter le diabète de type 2 (Bester *et al.*, 2018). Toutefois, la forte concentration de la tétracycline pourrait s'expliquer par son utilisation dans le traitement des infections causées par certains microorganismes tels que Rickettsiae (fièvre pourprée des montagnes rocheuses, fièvre typhoïde et fièvre Q du groupe typhus). L'évolution en dent de scie de la concentration des résidus de la ciprofloxacine pourrait s'expliquer en partie par la fréquence de prescription de cette dernière. Cependant, le faible taux de prescription de la Ciprofloxacine s'expliquerait par sa sélectivité dans le traitement des infections et la nature des affections sous-jacentes qui prédisposent généralement les patients aux infections des voies respiratoires à *Pseudomonas*, l'élimination des bactéries n'est pas toujours réalisée chez les patients qui présentent une amélioration clinique malgré des preuves de sensibilité *in vitro* (Bayer, 2021). C'est aussi un antimicrobien puissant indiqué pour traiter multiples maladies provoquées par des bactéries entériques (Paterson, 2000 ; Kim & Hooper, 2014).

Les concentrations des médicaments antibiotiques dosées dans les effluents de l'EPHR de Daloa ont montré que l'Erythromycine est la plus présente dans les effluents provenant des différents services de soins. Sa teneur est supérieure à celles de la Tétracycline, la Ciprofloxacine et le Sulfaméthoxazole respectivement. Toutefois, les teneurs des résidus de médicament diminuent progressivement de l'amont vers l'aval pour chaque molécule excepté

la tétracycline au milieu du canal. Cette diminution serait due à l'adsorption des résidus antibiotiques sur des matrices (infiltration dans le sol, végétaux, etc) (Perrodin *et al.*, 2013). Ces auteurs ont montré dans leur étude sur le traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques que les résidus antibiotiques s'adsorberaient sur des matrices le long du canal. Les concentrations mensuelles en amont du canal ont été de $4,90 \mu\text{g.L}^{-1}$; $4,00 \mu\text{g.L}^{-1}$; $4,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $3,19 \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement pour l'Erythromycine, la Ciprofloxacine, le Sulfaméthoxazole et la Tétracycline. Ces valeurs ont été les plus remarquables au cours de cette étude. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Kouadio *et al.* (2009) lors de leurs travaux. Ces derniers, ont montré la présence des antibiotiques dans les eaux usées de l'EHU de Yopougon. Pour ces auteurs, la présence de résidus d'antibiotiques peut se justifier par le fait que les antibiotiques sont de nos jours beaucoup nécessaires dans la guérison des maladies. La détection de ces quatre molécules d'antibiotiques indique l'importance de leur prescription et leur administration aux patients pour le traitement des différentes pathologies dans cette formation sanitaire. L'utilisation massive des antibiotiques constituerait l'une des causes importantes de la contamination des eaux de surface surtout quand ces effluents issus des formations sanitaires ne subissent pas de traitement préalable avant leur rejet dans la nature (Sefounon & Ahoyo, 2018). L'un des principaux problèmes environnementaux posés par les effluents hospitaliers est leurs rejets, au même titre que les effluents classiques urbains, vers les réseaux d'assainissement communal sans traitement préalable (Deblonde *et al.*, 2012). Par conséquent, le PNEC ou CPSE est la plus forte concentration de la substance chimique qui ne présente pas de risque pour l'environnement. Les valeurs du PNEC des molécules pharmaceutiques ont été élaborées par Sanderson (2003). La comparaison des teneurs des résidus médicamenteux aux seuils de rejet a révélé que les concentrations de l'Erythromycine ($2,42 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Tétracycline ($2,42 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Ciprofloxacine ($1,81 \mu\text{g.L}^{-1}$) et le Sulfaméthoxazole ($1,61 \mu\text{g.L}^{-1}$) ont été respectivement supérieures aux valeurs de rejets ou PNEC de l'Erythromycine ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Tétracycline ($0,115 \mu\text{g.L}^{-1}$), la Ciprofloxacine et le sulfaméthoxazole ($0,1-1 \mu\text{g.L}^{-1}$). Ces résultats concordent avec ceux de l'étude réalisée par N'guettia (2017) sur le traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques au CHU de Treichville en Côte d'Ivoire. Il a montré que les concentrations de la Ciprofloxacine ($21,39 \mu\text{g.L}^{-1}$) et du Sulfaméthoxazole ($2,33 \mu\text{g.L}^{-1}$) ont été supérieures aux valeurs de rejet. Selon Hu *et al.* (2007) et Beltran *et al.* (2009), les antibiotiques tels que le Sulfaméthoxazole persistent dans l'environnement pendant de longues périodes à cause de sa lente biodégradabilité. Les valeurs élevées, pourraient provoquer divers effets toxicologiques directs ou indirects sur l'environnement et la santé humaine (Dirany, 2010). Quant à la

Tétracycline ($2,42 \mu\text{g.L}^{-1}$) issue des effluents de l'EPHR de Daloa, sa teneur est inférieure à celle ($3,00 \mu\text{g. L}^{-1}$) obtenue par Kouadio *et al.* (2009) lors du dosage des antibiotiques (Tétracycline) dans les eaux usées de l'EHU de Yopougon. Cela montre le niveau de toxicité des effluents de l'EPHR de Daloa et le risque d'exposition de la population et de l'environnement.

9.5. Conclusion partielle

L'EPHR de Daloa rejette une importante quantité d'effluents liquides de façon régulière. En effet, la caractérisation de ces effluents issus des différents services a montré le niveau de pollution de ces eaux usées par la présence de nombreux paramètres physico-chimiques (température, potentiel d'hydrogène, conductivité électrique, oxygène dissous, azote, DCO, DBO₅ etc) et des résidus d'antibiotiques (Erythromycine, Ciprofloxacine, Sulfaméthoxazole et Tétracycline). Cependant, il faut remarquer que ces effluents, malgré leur forte charge polluante, sont ignorés par la population. Ainsi, ils sont déversés dans les bas-fonds sans traitement du fait de l'obstruction du réseau d'évacuation et du dysfonctionnement de la station de traitement et d'épuration. Ces effluents hospitaliers rejetés de manière continue ont des teneurs en résidus antibiotiques dépassant le seuil de rejet (PNEC). Par conséquent, nous pouvons conclure que les effluents de l'EPHR présentent des risques environnementaux et un danger pour l'homme. Ainsi, face aux éventuels risques environnementaux, il est souhaitable de rechercher ces résidus d'une part dans les sols du bas-fond, zone de réceptacle des effluents de l'EPHR et des cultures maraîchères et d'autre part dans les produits maraîchers destinés à la consommation afin d'apprécier leurs impacts.

CHAPITRE 10 : NIVEAU DE CONTAMINATION DU SOL PAR LES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

10.1. Résultats de l'enquête phytosanitaire

10.1.1. Caractéristiques sociodémographiques des maraîchers

Les caractéristiques sociodémographiques des producteurs de légumes prises en compte dans cette enquête ont été le sexe, l'âge, le niveau d'instruction et l'expérience professionnelle.

✓ Sexe et l'âge des maraîchers

La population maraîchère de la zone d'étude est dominée par les femmes avec une présence de 86,41 % contrairement aux hommes qui ne représentent seulement que 13,59 % (Figure 39).

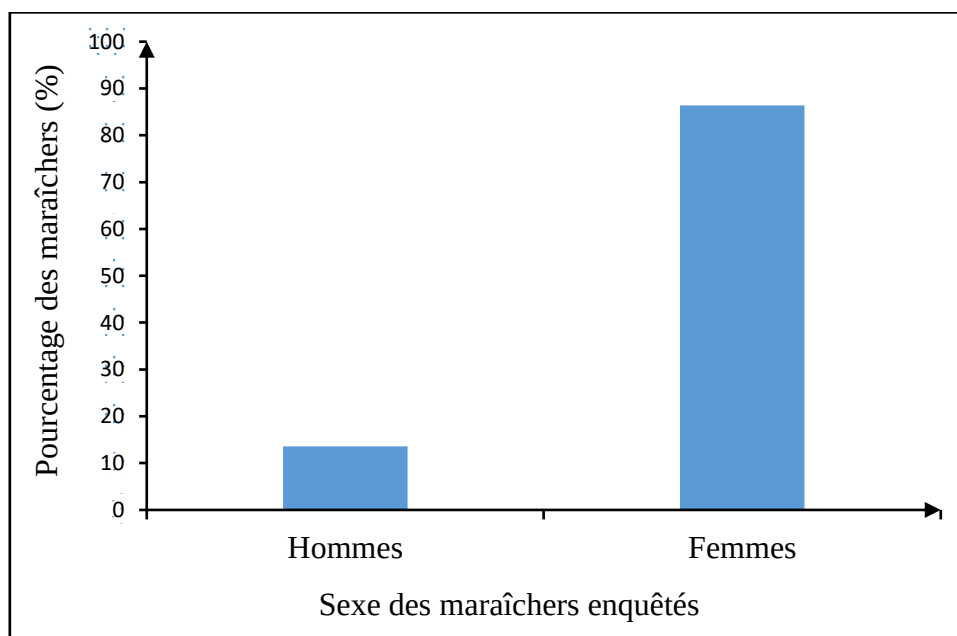


Figure 39 : Distribution des maraîchers de Daloa selon le sexe

L'âge des producteurs des cultures maraîchères oscille entre différentes tranches d'âge allant de 15 à 55 ans (Figure 40). La tranche d'âge de 25 à 35 ans est la plus importante avec plus de 67 % des producteurs agricoles. Ceux-ci constituent les bras valides aptes pour les activités physiques contre la tranche d'âge de 45 à 55 ans avec un taux de 5 %, représente la classe vieillissante.

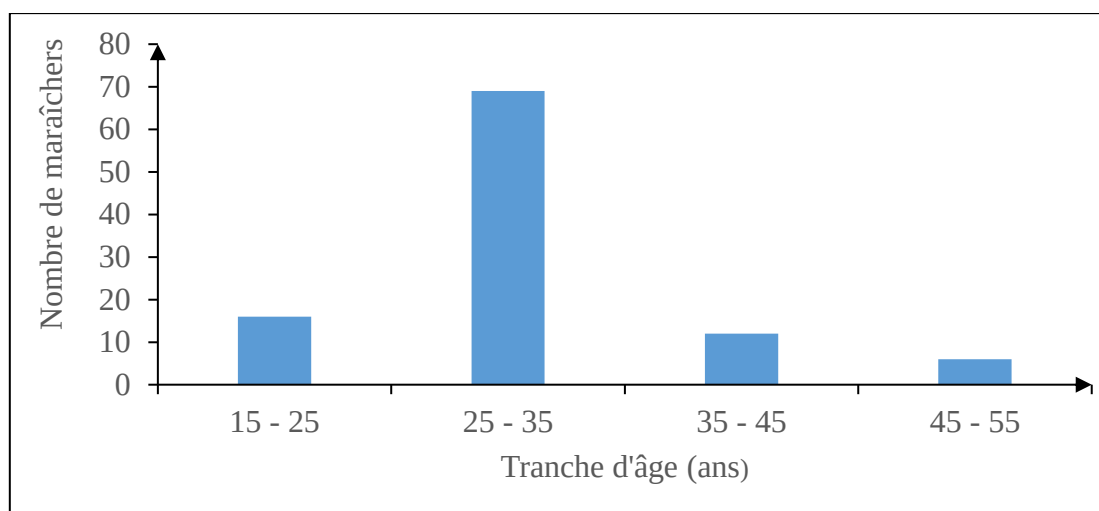


Figure 40 : Répartition des maraîchers de Daloa selon la tranche d'âge

✓ Niveau d'instruction des maraîchers

Le maraîchage est dominé par des producteurs dont le niveau d'instruction ne dépasse pas le niveau secondaire. Plus de 70 % des maraîchers ne savent ni lire et ni écrire ; moins de 20 % ont le niveau primaire et ceux qui ont le niveau secondaire dépassent légèrement 10 % (Figure 41). L'expérience professionnelle des producteurs varie de quelques mois à dix ans et plus. Ainsi, 20 % des maraîchers ont une expérience professionnelle de 0 à 9 ans contre 80 % pour ceux qui ont une expérience professionnelle supérieure à 10 ans selon les données recueillies de l'enquête.

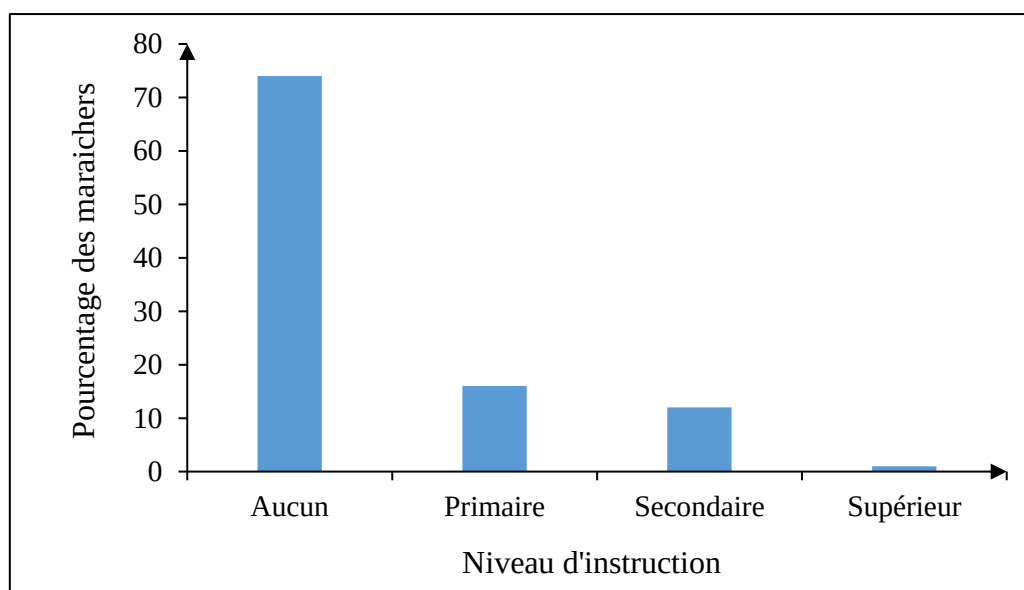


Figure 41 : Distribution des maraîchers de Daloa selon le niveau d'instruction

10.1.2. Choix des produits maraîchers

Les résultats de l'enquête ont révélé la présence de six produits maraîchers notamment l'aubergine, la tomate, le haricot vert, le chou, la laitue et les feuilles d'oignon dans les exploitations des maraîchers interrogés. Ces produits maraîchers sont régulièrement cultivés et beaucoup consommés par la population. Cela a favorisé le choix de ces légumes dans le cadre de notre étude. Cependant, une fois récoltées, ces cultures maraîchères sont destinées à l'autoconsommation ou à la vente. Elles sont vendues soit sur le site, soit sur les marchés de Daloa voire transportées vers d'autres marchés extérieurs (villes environnantes ou Abidjan).

10.1.3. Choix des produits phytosanitaires selon l'enquête

Devant la multiplicité des produits phytosanitaires de différentes familles chimiques et de différentes générations sur le marché, le maraîcher est confronté à un problème de choix. En effet, ce choix se fait en tenant compte d'un certain nombre de critères qui sont la préférence que le producteur porte à un produit phytosanitaire par rapport à un autre, l'expérience personnelle acquise après avoir utilisé au moins une fois ou par tierce personne un produit phytosanitaire, l'efficacité du produit, sa présence sur le marché ou dans les magasins, son prix, sa formulation et la recommandation des revendeurs de produits phytosanitaires. Les investigations ont montré que la préférence d'un produit phytosanitaire par rapport à un autre par les maraîchers est différente d'une culture à une autre.

10.1.4. Produits phytosanitaires les plus utilisés par les maraîchers

L'enquête a montré une diversité des produits phytosanitaires utilisés dans le maraîchage à Daloa. Ces produits chimiques se regroupent en plusieurs familles dont trois sont régulièrement utilisées notamment les insecticides (62, 96 %), les herbicides (25,92 %) et les fongicides (11,11 %). Ainsi, le tableau XIV présente la liste des différentes substances actives les plus utilisées par les producteurs agricoles concernant les cultures maraîchères dans la zone d'étude. Sur ce tableau, figurent le nom commercial, la matière active, la famille des principaux produits phytosanitaires et la cible.

Tableau XIV : Liste des produits phytosanitaires les plus utilisés dans le maraîchage à Daloa

Nom commercial	Matières actives	Familles chimiques	Type de pesticides
Décis	Deltaméthrine	Pyréthrinoïdes	Insecticides (62,96%)
Ninguema 25 EC	Lambdacyhalothrine 25 g/L	Pyréthrinoïdes	
Coxytrine C 186 EC	Cyperméthrine	Pyréthrinoïdes	
K-optimal	Lambdacyhalothrine 15 g/L + acétamipride 20 g/L	Pyréthrinoïdes	
	Dithiocarbamate	Carbamate	
Banko Plus	Carbendazime	Carbamate	
Pichen 672 EC	Profenofos 600 g/L + Cyperméthrine 72 g/L	Organophosphoré	
Dimex 400 EC	Diméthoate	Organophosphoré	
Pyriforce 480 EC	Chlorpyrifos éthyl	Organophosphoré	
Tamaron 400 SL	Métamidophos	Organophosphoré	
Thiodan 50	Endosulfan	Organochloré	
	Dicofol	Organochloré	
Banko Plus	Chlorothalonil	Organochloré	
Lambdax 2,5 EC	Lambdacyhalothrine	Pyréthrinoïdes	
Cypercal 186 EC	Profenofos	Organophosphoré	
Roundup	Glyphosate	Organophosphoré	Herbicides (25,92%)
Bibana	Glyphosate	Organophosphoré	
Bifagana 757 g/kg	Glyphosate ammonium	Organophosphoré	
Sunphosate	Glyphosate	Organophosphoré	
Tout brûler	Glyphosate	Organophosphoré	
Ladaba	Glyphosate	Organophosphoré	
Manèbe	Mancozèbe 800 g/kg	Carbamate	Fongicides (11,11%)
Ivory 80 wp	Profenofos 150 g/L	Carbamate	
Mancotop 800 wp	Mancozèbe 800 g/kg	Carbamate	

Il ressort de ce tableau que les produits phytosanitaires recensés sont répartis en des proportions variables selon la cible. Les insecticides avec un pourcentage de 62,96%, utilisés pour éliminer les insectes nuisibles ou ravageurs sont dominants suivis des herbicides avec un taux de 25,92%.

Ceux-ci détruisent les herbes ou mauvaises herbes ou adventices dans les exploitations et enfin les fongicides représentant 11,11% de ces produits chimiques combattent les champignons.

10.2. Teneurs des micropolluants organiques

10.2.1. Teneurs des résidus médicamenteux dans les sols prélevés dans le bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa

La figure 42 présente les résultats d'analyse des échantillons de sol prélevés. Elle révèle la présence de sept (07) résidus médicamenteux. Ces résidus sont répartis en trois groupes notamment les antibiotiques (la Ciprofloxacine, l'Erythromycine, la Tétracycline, la Sulfaméthoxazole et la Norfloxacine), les bêta-bloquants (le Propranolol) et les anti-inflammatoires (Acide Salicylique). Ces antibiotiques sont regroupés en différentes familles thérapeutiques : les macrolides (Erythromycine), les sulfamides (Sulfaméthoxazole), les tétracyclines (Tétracycline), les fluoroquinolones (Ciprofloxacine et Norfloxacine). Les concentrations moyennes des résidus d'antibiotiques obtenues ont varié de 3,41 à 50,34 $\mu\text{g/Kg}$. Quant aux autres résidus, l'acide salicylique a enregistré la valeur la plus importante (432,78 $\mu\text{g/Kg}$).

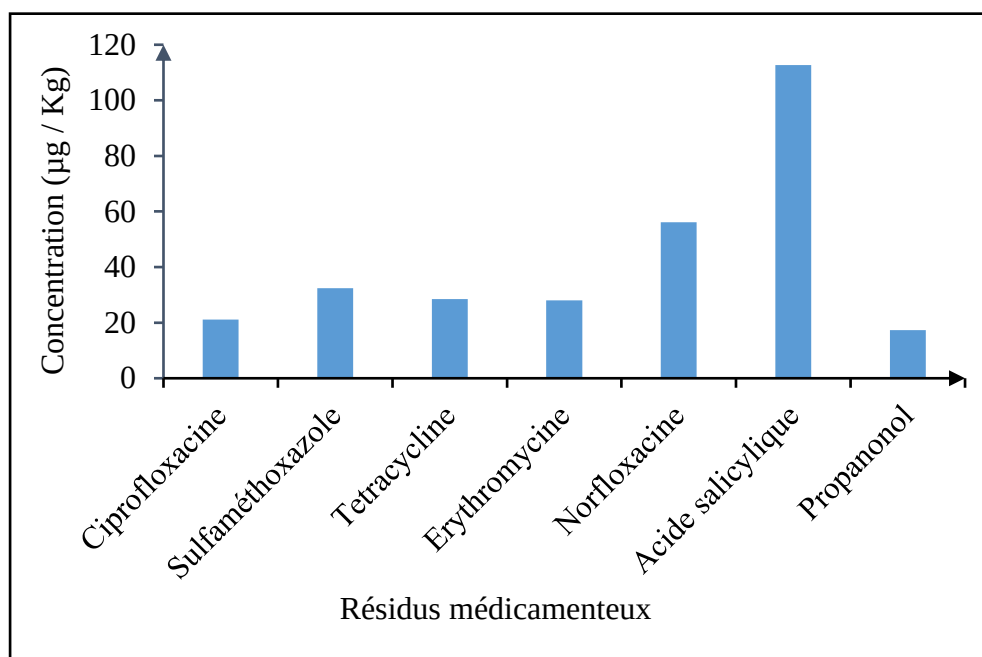


Figure 42 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/Kg}$) des résidus médicamenteux dans les sols à proximité de l'EPHR de Daloa

10.2.2. Teneurs des résidus de produits Phytosanitaires dans les sols prélevés dans le bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa

Les résultats d'analyse des différents échantillons de sols prélevés sur le site d'étude ont révélé la présence de onze (11) résidus de produits phytosanitaires (Figure 43). Les concentrations les plus élevées ont été détectées au niveau de l'Endrine (39,62 $\mu\text{g/Kg}$). Par contre, le Métamidophos a enregistré la teneur la plus basse (0,04 $\mu\text{g/Kg}$). Le Chlorothalonil et la Cyperméthrine ont eu la même concentration (0,39 $\mu\text{g/Kg}$). Les matières actives dosées sont réparties en six familles : les organochlorés (l'Endrine, le Chlorothalonil, le Béta-endosulfan), les organophosphorés, (Métamidophos, Profenofos), les morpholines (le Dimethomorphe), les carbamates (Carbendazime) les Thiocarbamates (le Furathiocarbe et l'Etoenprox) et les pyréthrinoïdes de synthèse (la Cyperméthrine et le Deltaméthrine).

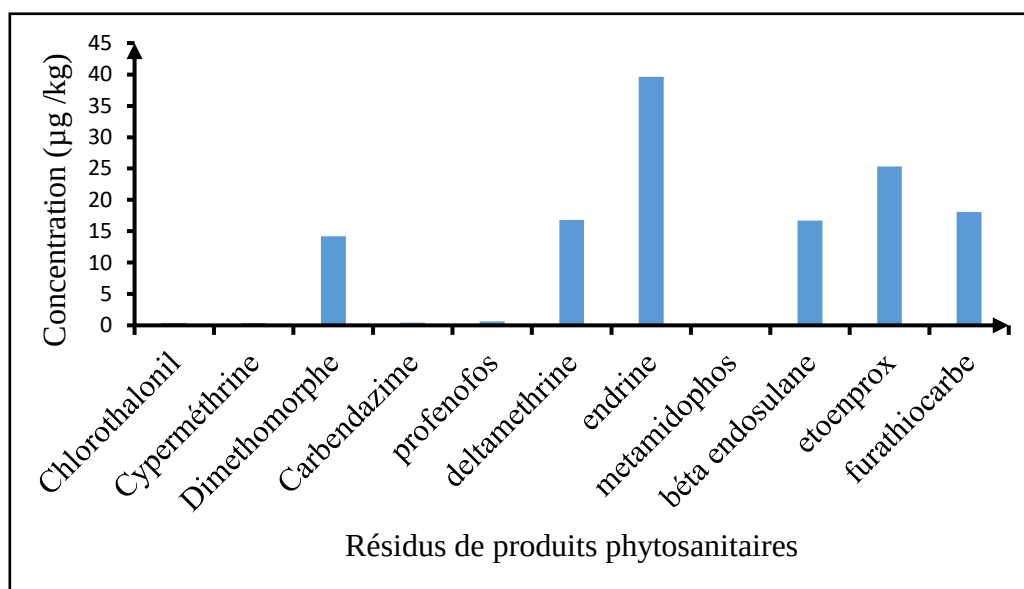


Figure 43 : Concentrations des résidus phytosanitaires détectés dans le sol de la zone d'étude

10.3. Discussion

Les résultats de l'enquête ont révélé au total 103 maraîchers recensés dans la zone d'étude. En effet, l'activité maraîchère à Daloa est dominée par les femmes avec un taux de 86,41 % contre 13,59 % pour les hommes. Cette faible participation des hommes dans la pratique du maraîchage pourrait s'expliquer par leur implication dans les activités des travaux champêtres, la riziculture et le secteur informel. Ils considèrent le maraîchage comme une activité secondaire. Ainsi, les maraîchers font vivre des milliers d'individus dans les villes africaines. Ces données corroborent celles obtenues par Soro *et al.* (2018) qui dans leurs travaux autour du

barrage d'alimentation de la ville de Korhogo ont montré que l'activité du maraîchage est pratiquée en majorité par les femmes (95 %). En outre, les investigations ont montré que 71,84 % des maraîchers interrogés sont analphabètes. Ces résultats sont superposables à ceux trouvés au Nigéria par Banjo *et al.* (2010) et au Burkina Faso par Congo (2013). Ces derniers ont obtenu un pourcentage de 77,18 % d'analphabètes pratiquant le maraîchage. Cela signifie que la pratique du maraîchage ne nécessiterait pas une formation qualifiante. Selon notre enquête, 70 % des maraîchers ont un âge compris entre 25 et 35 ans. Cette tranche d'âge représente la population active. La présence remarquée de cette classe d'âge dans le maraîchage s'explique par un intéressement des jeunes femmes à cette activité pour avoir les moyens de leur subsistance. Ces résultats sont supérieurs à ceux obtenus par Banjo *et al.* (2010) au Nigéria et Reggani & Bahadi (2020) en Algérie. Ces auteurs ont obtenu 9,6 % et 12,5 % de maraîchers enquêtés dont l'âge varie respectivement de 26 à 35 ans et 30 et 40 ans respectivement.

Par ailleurs, la majorité des maraîchers font l'usage des produits phytosanitaires pour le traitement des cultures maraîchères. Ces résultats corroborent ceux rapportés par Ntow *et al.* (2006) dans leurs travaux au Ghana sur la perception des agriculteurs et l'usage des pesticides dans le maraîchage, où tous les répondants utilisaient des pesticides. En outre, Ngom *et al.* (2012) au Sénégal et Congo (2013) au Burkina Faso expliquent cette situation par la disponibilité des produits phytosanitaires sous différentes formulations notamment en poudre, granulés en sachets et en liquides dans des flacons. Les produits émulsionnants concentrés semblent être les plus utilisés. Cette hypothèse se rapporte à celle d'Ohui (2014) au Burkina Faso qui a montré que plus de 80 % des formulations utilisées en agriculture sont des émulsionnants concentrés. De plus, l'utilisation des produits phytosanitaires tient compte de la nature des matières actives, les familles chimiques, le critère de choix, l'expérience personnelle, l'efficacité du produit et les recommandations des revendeurs qui en majorité analphabète orientent difficilement les producteurs. L'orientation des agriculteurs est différente, d'une parcelle agricole à une autre (Imane, 2018). Par ailleurs, l'enquête a révélé que l'ensemble des producteurs agricoles utilisent beaucoup les produits phytosanitaires sans le port des équipements de protection. Cette attitude explique leur méconnaissance des risques de la survenue de certains symptômes auxquels ils sont exposés. Le non-respect des règles d'utilisation des produits phytosanitaires a des répercussions négatives sur l'utilisateur, la santé du consommateur et sur l'environnement (Roditakis *et al.*, 2015). Les producteurs de légumes de Daloa utilisent plus les insecticides (59,37 %) suivis des herbicides (31,25 %) et enfin les fongicides (09,37 %). Ces résultats obtenus se rapportent à ceux de Kolia (2015) montrant une dominance des insecticides avec un taux d'utilisation de 89,48 %, suivi des herbicides (5,26 %)

et des fongicides (5,26 %) dans son étude sur l'analyse des résidus de pesticides dans les produits maraichers sur le site du barrage de Loumbila au Burkina Faso. Quant à l'étude réalisée par Ahouangninou (2013), dans le sud-Benin, il ressort que les principaux pesticides utilisés en cultures maraîchères sont également les insecticides (100 %) et les fongicides (82,74 %). En outre, Congo (2013) au Burkina Faso a montré l'usage excessif de ces deux familles de produits phytosanitaires (insecticides et fongicides) par les maraîchers burkinabés. Cette situation se justifie par la lutte continue contre les ravageurs nuisibles aux cultures maraîchères et les mauvaises herbes qui se trouvent régulièrement dans les bas-fonds. Selon Declert (1990), la présence des ennemis des cultures maraîchères pourrait s'expliquer par le fait que les bas-fonds, sites privilégiés des cultures maraichères sont aussi des sources potentielles et réelles de prolifération d'insectes et de microorganismes. Dès lors, ces produits phytosanitaires sont utilisés dans la lutte contre la forte pression parasitaire à laquelle les maraîchers sont confrontés. Cette lutte antiparasitaire est donc presque systématique sur les périmètres maraîchers (Traoré, 2006). Par ailleurs, plusieurs études antérieures ont révélé l'existence de mauvaises pratiques phytosanitaires à travers le non-respect des doses prescrites, le non-respect des règles de protection et d'hygiène conseillées lors des traitements et la mauvaise gestion des emballages vides des produits phytosanitaires (Toé, 2010 ; Naré *et al.*, 2015). Aussi, l'utilisation irrationnelle et inappropriée de ces pesticides altère non seulement l'état de santé des producteurs mais met en doute la qualité de la production (Ouattara, 2008). Cela peut avoir de sérieuses répercussions sur la santé des agriculteurs, des consommateurs et la qualité de l'environnement car la toxicité de ces intrants agricoles a été démontrée par plusieurs études toxicologiques et écotoxicologiques (De Jaeger *et al.*, 2012 ; Kpan *et al.*, 2017 ; Kpan *et al.*, 2018).

En effet, pour sa survie, l'homme a recours aux produits pharmaceutiques notamment les antibiotiques. L'usage des antibiotiques est très important dans la gestion des maladies infectieuses chez l'homme et les animaux (Kumar *et al.*, 2005, Taylor & Reeder, 2020). Les antibiotiques sont fréquemment retrouvés dans les différents compartiments environnementaux (sols, sédiments, eaux de surface et eaux souterraines), soit après excrétion directe dans le milieu extérieur (pâtures), soit après épandage (fumier, lisier et boues d'épuration) (Millemann *et al.*, 2022). Cette étude a révélé la présence des résidus médicamenteux dans le sol. La présence de ces substances chimiques pourrait s'expliquer en partie par l'importance des prescriptions lors des traitements des pathologies. Selon Van Boeckel *et al.* (2014), un des facteurs favorisant la résistance des résidus de ces molécules est la surconsommation d'antibiotiques dans les pays à faible et moyen revenu. En outre, Touré *et al.* (2016) dans leurs

travaux à Dakar ont montré la contamination du sol et les eaux de surface par les métaux lourds et résidus médicamenteux après l'administration de molécules pharmaceutiques aux patients. Dès lors, les activités qui relèvent du domaine de la santé sont génératrices de pollution et de transfert de toxiques vers les milieux naturels (Koffi *et al.*, 2015).

Par ailleurs, Lindqvist *et al.* (2005) ont montré dans leurs travaux que les stations d'épuration n'éliminent en moyenne que 50 à 60 % des résidus médicamenteux. Pour ces auteurs, l'efficacité d'une STEP est, d'une part, fonction des molécules, de la taille de la STEP et des procédés mis en œuvre, et d'autre part des mécanismes (physiques et métaboliques) mis en jeu : oxydation, biodégradation, biotransformation, réduction, sorption, transformation de la molécule mère en molécules-filles (métabolites) ou de phénomène de déconjugaison des molécules au sein de la chaîne de traitement. Toutefois, les résultats obtenus montrent une accumulation et une persistance des résidus médicamenteux dans le sol. C'est le cas de l'acide salicyclique détecté à une teneur moyenne de 112,78 µg/Kg de la famille des anti-inflammatoires. Quant aux antibiotiques détectés, leurs valeurs sont supérieures à celles obtenues par Dinh *et al.* (2010). Pour ces auteurs, la valorisation de déchets en amendement de sols agricoles peut aboutir à une contamination des sols. Plusieurs rapports font état de la contamination de l'environnement par des antibiotiques (EFSA, 2021). En outre, la teneur de l'Erythromycine a été de 27,97 µg/Kg. Cette teneur est supérieure à celle (14 ± 1 µg/Kg) obtenue par Moreau *et al.* (2011) lors de leur étude sur les sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine.

Les résultats obtenus sont supérieurs à ceux de Dagot (2018) qui a détecté le sulfaméthoxazole, l'acide salicyclique, l'ibuprofène, la ciprofloxacine à des concentrations comprises entre 1 et 100 mg/L. En outre, les investigations de Verlicchi *et al.* (2012) ont permis de quantifier de faibles concentrations comprises entre 0,0016 et 373 mg/L, 0,01 et 32 mg/L respectivement pour les analgésiques et les antibiotiques contrairement à nos résultats. En effet, la présence des résidus pharmaceutiques au niveau des sols peut se justifier par l'état de délabrement avancé de la station de traitement et d'épuration et l'obstruction du système d'assainissement par endroit. Cette situation est à l'origine du rejet des effluents hospitaliers sans aucun traitement. Ainsi, ces effluents rejetés sont drainés par les eaux de ruissellement contaminant le périmètre environnant. Or, l'exposition permanente de l'environnement à ces résidus est suspectée de favoriser le développement de souches bactériennes anti-bio résistantes susceptibles ensuite d'infecter les animaux et l'homme, ce qui constitue un risque théorique pour la santé (ONEMA, 2009).

En ce qui concerne les produits phytosanitaires, leur usage systématique permet à de nombreux agriculteurs d'améliorer leur rendement en limitant les dégâts des nuisibles (Kanda *et al.*, 2013 ; Mondedji *et al.*, 2015 ; Yarou *et al.*, 2017). Pourtant, certains de ces produits phytosanitaires contiennent souvent des substances actives prohibées et non homologués pour le type de culture (CE, 2009 ; Yarou *et al.*, 2017 ; CSP, 2018). Ainsi, le sol reçoit de façon directe ou indirecte la majeure partie des produits répandus. De ce fait, les résultats d'analyses ont permis la détection de onze (11) matières actives quantifiées dans les échantillons de sol provenant de la zone d'étude à des teneurs oscillant entre 0,04 et 39,62 µg/Kg. Ces résultats sont inférieurs à ceux compris entre 3 et 678 µg/kg obtenus par Zabeirou *et al.* (2020) lors de leurs travaux sur l'évaluation de la contamination des eaux souterraines par les résidus de pesticides dans les jardins maraichers dans le département de Madaoua au Niger.

Concernant la teneur de bêta-endosulfan (16,69 µg/Kg), les résultats obtenus concordent avec ceux de Savadogo *et al.* (2006), qui au cours de leur étude ont montré une contamination des sols par l'endosulfan dans les localités de Boni, de Kaïbo, de Farako-Bâ, de Dankuy et de Fankuy. Aussi, des concentrations très élevées de l'endosulfan allant de 25 à 457 µg/kg ont-ils été quantifiées au niveau des sols en Tanzanie (Mwevura *et al.*, 2002) et au Burkina (Kishimba, 2005). Pour ces auteurs, ces fortes concentrations peuvent se justifier par une accumulation de ces polluants chimiques dans ces cultures suite à des traitements. En outre, les organochlorés semblent être les plus présents au niveau des sols. En effet, la prédominance des organochlorés s'explique par leur forte utilisation par des producteurs maraîchers. Ces organochlorés sont caractérisés, de façon générale, par une importante capacité d'adsorption sur les particules et une persistance qui leur permet de rester longtemps dans le sol (Diop, 2013). Par ailleurs, l'endosulfan et l'hexachlorocyclohexane tous deux de la famille des organochlorés ont été détectés à certains endroits de la Côte d'Ivoire à des teneurs atteignant 25,63 µg/L (Traoré *et al.*, 2006). Du fait de leur toxicité, divers produits phytosanitaires organochlorés sont soumis à une réglementation dans de nombreux pays (FAO, 2002). Leur présence dans l'environnement suscite de nombreuses inquiétudes. Pourtant, les résidus autour de de Chlorothalonil, bêta-endosulfan, endrine retrouvés au niveau du sol l'EPHR de Daloa ont pour la plupart de fortes concentrations. En effet, les produits phytosanitaires peuvent s'accumuler dans les sols à des teneurs très élevées (Gupta *et al.*, 2009). Leur présence s'explique par leur utilisation excessive par les producteurs maraîchers de Daloa dans le but d'éliminer les insectes nuisibles aux cultures malgré leur interdiction afin d'améliorer leur rendement. A cela, s'ajoute le transport des résidus de ces matières actives par le biais des eaux de ruissellement. Cette contamination des sols par les produits phytosanitaires met en péril la faune du sol, en particulier les

décomposeurs, et détériore la qualité des eaux fluviales et souterraines. De plus, la disparition des vers de terre et des bactéries du sol ralentit la minéralisation et appauvrit d'avantage le sol (Adam *et al.*, 2010).

En plus de la famille des organochlorés, les analyses ont détecté d'autres familles de produits phytosanitaires, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthriinoïdes et les Thiocarbamates en de faibles concentrations. Ces résultats corroborent ceux trouvés par l'équipe d'Adam *et al.* (2010) dans leur étude sur les pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara au Bénin. Cette observation est similaire à celle faite par Zabeirou *et al.* (2020). En effet, les pyréthriinoïdes sont caractérisés par une persistance faible à modérée, une toxicité relativement faible, leur susceptibilité à la photolyse et leur capacité à s'adsorber aux colloïdes du sol sous forme de résidus non extractibles (Bouchon & Lemoine, 2003). Des résidus phytosanitaires notamment le Chlorpyrifos, le Diméthoate et le malathion ont été détectés dans les sols en Inde (Kumari *et al.*, 2008), au Nigéria (Akan *et al.*, 2013) et au Burkina Faso (Savadoogo *et al.*, 2006). Pourtant, le sol constitue une interface entre l'air et l'eau et représente un important réservoir de la biodiversité. Cependant, la contamination du sol influence l'action des bactéries et vers de terre et peut même entraîner leur disparition. Cela détériore la fertilité des sols et la qualité des eaux pluviales et souterraines (Adam *et al.*, 2010).

10.4. Conclusion partielle

L'analyse des sols du bas-fond situé en aval de l'EPHR de Daloa a révélé la présence d'une part des résidus médicamenteux à des teneurs comprises entre 17,35 et 112,67 µg/kg de diverses familles thérapeutiques et d'autre part, des résidus des produits phytosanitaires avec des teneurs oscillant de 0,04 à 39,62 µg/kg. Cette présence continue des micropolluants organiques dans notre environnement et particulièrement au niveau des sols constituerait des risques pour la santé humaine et de l'environnement car ces sols servent à diverses activités anthropiques particulièrement le maraîchage. Dès lors, l'on pourrait s'interroger si la présence remarquée de ces micropolluants organiques dans les sols et dans la matrice eau servant d'arrosage n'influencerait pas la qualité des produits maraîchers destinés à la consommation humaine ; d'où la nécessité de rechercher ces polluants organiques dans les produits maraîchers.

CHAPITRE 11 : CONTAMINATION DES PRODUITS MARAÎCHERS PAR LES RESIDUS DE POLLUANTS ORGANIQUES

11.1. Détermination des résidus de produits phytosanitaires dans les légumes

11.1.1. Pourcentage de contamination des échantillons de légumes prélevés dans la zone d'étude par les produits phytosanitaires

La figure 44 présente les résultats d'analyse de 345 échantillons de légumes frais différents composés de 45 choux, 60 laitues, 60 tomates, 60 aubergines, 60 feuilles d'oignon et 60 haricots verts. Elle désigne le nombre total de détection des légumes contaminés et non contaminés. Le taux de légumes avec résidus varie d'un légume à un autre. En effet, l'analyse de cette figure révèle que les laitues, les feuilles d'oignon et les tomates ont un taux de contamination supérieur aux autres légumes (haricot vert, chou et aubergine) avec des taux respectifs de 6 %, 35,5 % et 25 %. Toutefois, le taux de légumes non contaminés est élevé dans chacune des matrices.

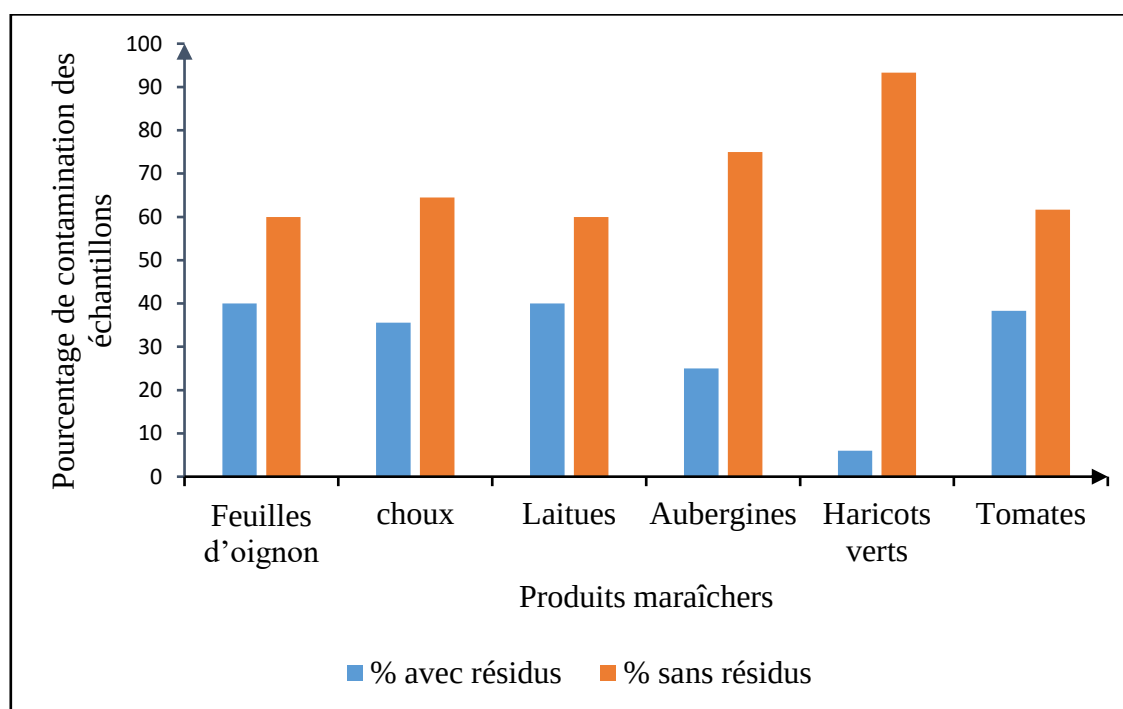


Figure 44 : Pourcentage des résidus de produits phytosanitaires dans les légumes récoltés sur site d'étude

11.1.2. Distribution des résidus de produits phytosanitaires au niveau des différentes matrices

La synthèse des résultats d'analyse relative à la contamination des légumes présentée dans le tableau XV révèle entre autres que la laitue est la plus contaminée de ces légumes avec la présence de dix (10) résidus contre six (06) pour le haricot vert et l'aubergine les moins contaminés. La tomate et le chou renferment chacun le même nombre de résidus qui est huit (08). Ils sont aussi tous contaminés que les feuilles d'oignon dans lesquelles 7 matières actives ont été détectées. Ces résultats indiquent le non-respect des bonnes pratiques par les maraîchers.

Tableau XV : Différentes matières actives présentes dans les légumes collectés en aval de l'EPHR de Daloa

Matières actives	Aubergine	Tomate	Haricot vert	Chou	Laitue	Feuille d'oignon
Profenofos	x	x	x	ND	ND	ND
Diméthoate	x	x	x	x	x	x
Métamidophos	x	x	ND	x	x	x
Deltaméthrine	x	x	ND	x	x	x
Cyperméthrine	ND	x	ND	ND	x	ND
Chlorothalonil	ND	x	x	x	x	ND
Carbendazime	x	x	ND	ND	x	ND
Chlorpyrifos-éthyl	ND	ND	ND	x	x	x
Lambdacyhalothrine	ND	ND	x	x	x	x
Mancozèbe	ND	ND	x	x	ND	x
Manèbe	ND	ND	ND	ND	x	ND
Dicofol	x	x	ND	x	x	x
Dithiocarbamate	ND	ND	x	ND	ND	ND

x : présence de résidu ND : Non déterminé

11.1.3. Niveau de contamination des légumes par les produits phytosanitaires

11.1.3.1. Aubergines

La Figure 45 présente les concentrations moyennes des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les aubergines provenant du bas-fond non loin de l'EPHR Daloa. Ces aubergines sont contaminées par le Profenofos, le Dicofol, le Diméthoate, le Carbendazime, le Deltaméthrine et le Métamidophos. Le Métamidophos a enregistré la teneur la plus élevée 0,06 mg/kg alors que le Diméthoate a enregistré la teneur la moins élevée 0,01 mg/kg. Quant aux Profenofos et Deltaméthrine, ceux-ci ont enregistré la même concentration 0,02 mg/kg suivi de Dicofol 0,04 mg/kg et Carbendazime 0,04 mg/kg.

En outre, la répartition des résidus de produits phytosanitaires dans les aubergines par famille a été étudiée. Il ressort de l'examen que les six résidus de produits phytosanitaires détectés dans les aubergines appartiennent à quatre grandes familles. La famille des organophosphorés a enregistré le plus grand nombre de résidus (le Profenofos, le Métamidophos et le Diméthoate) contrairement à la famille des organochlorés (Dicofol), la famille des pyréthrinoïdes de synthèse (Deltaméthrine) et la famille des carbamates (Carbendazime). Ces quatre familles organophosphorés, organochlorés, pyréthrinoïdes de synthèse et carbamates ont enregistré respectivement un taux de présence de 50 %, 17 %, 17 % et 16 %.

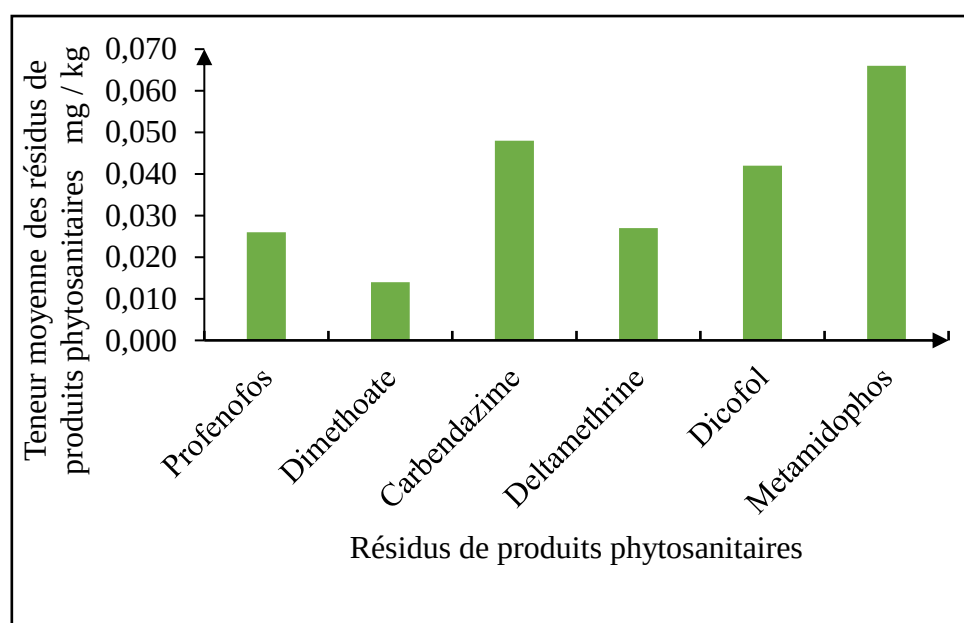


Figure 45 : Concentrations moyennes des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les aubergines du site d'étude

11.1.3.2. Tomates

Les concentrations moyennes des matières actives quantifiées dans les tomates récoltées sont représentées sur la figure 46. Huit matières actives ont été identifiées : le Chlorothalonil, la Cyperméthrine, le Profenofos, le Dicofol, le Diméthoate, la Carbendazime, le Deltaméthrine et le Métamidophos. L'analyse de cette figure a montré que la concentration la plus importante 1,04 mg/kg a été obtenue au niveau du Dicofol contre celle de la Cyperméthrine presque nulle. Le Diméthoate et le Profenofos ont une même concentration 0,01 mg/kg. En outre, les résidus de produits phytosanitaires retrouvés dans les échantillons de tomates appartiennent à 4 familles notamment : les organophosphorés (38 %) ; les organochlorés (25 %) ; les pyréthrinoïdes de synthèse (25 %) et les carbamates (12 %).

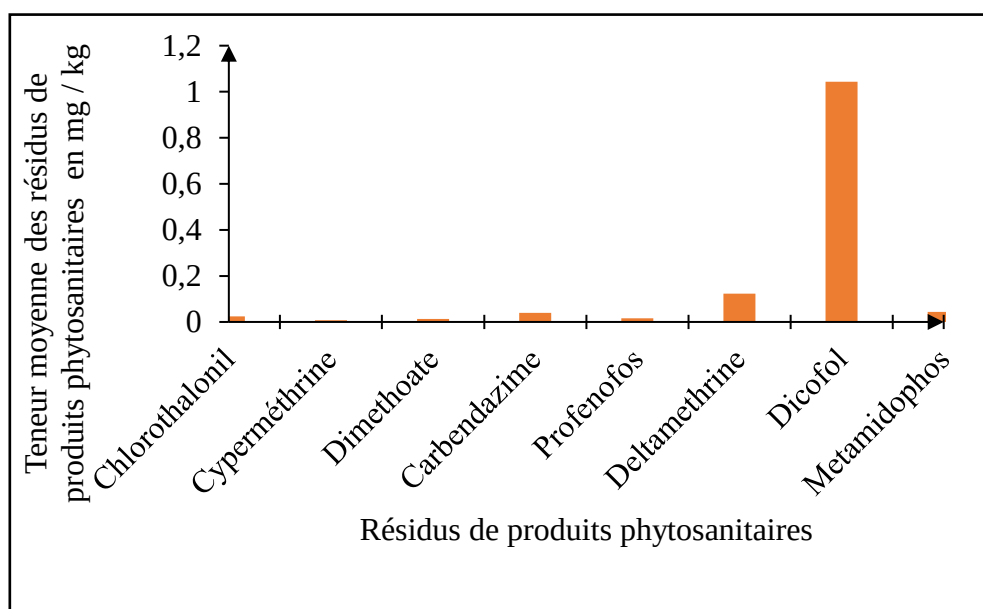


Figure 46 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires quantifiées dans les échantillons de tomates prélevés en aval de l'EPHR

11.1.3.3. Haricots verts

La figure 47 présente les teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dans les haricots verts. Il ressort que le Dithiocarbamate 0,25 mg/kg a la concentration la plus élevée, suivi de Lambdacyhalothrine 0,13 mg/kg puis du Diméthoate 0,07 mg/kg. Quant aux autres substances actives, elles ont enregistré la plus faible valeur 0,01 mg/kg.

La répartition par famille des résidus de produits phytosanitaires dans les haricots verts a été aussi étudiée. Il ressort que les résidus de produits phytosanitaires trouvés dans les haricots verts sont répartis essentiellement entre la famille des organophosphorés (33 %) composée de

Profenofos et de Diméthoate et celle des carbamates (33 %) constituée de Dithiocarbamate et de Mancozèbe. Par contre, la famille des pyréthrinoïdes de synthèse (Lambdacyhalothrine) et celle des organochlorés (Chlorothalonil) ont enregistré le taux le plus faible (17 %). Ces familles (organophosphorés, organochlorés et pyréthrinoïdes de synthèse) citées appartiennent au groupe des insecticides alors que celle des carbamates fait partie des fongicides.

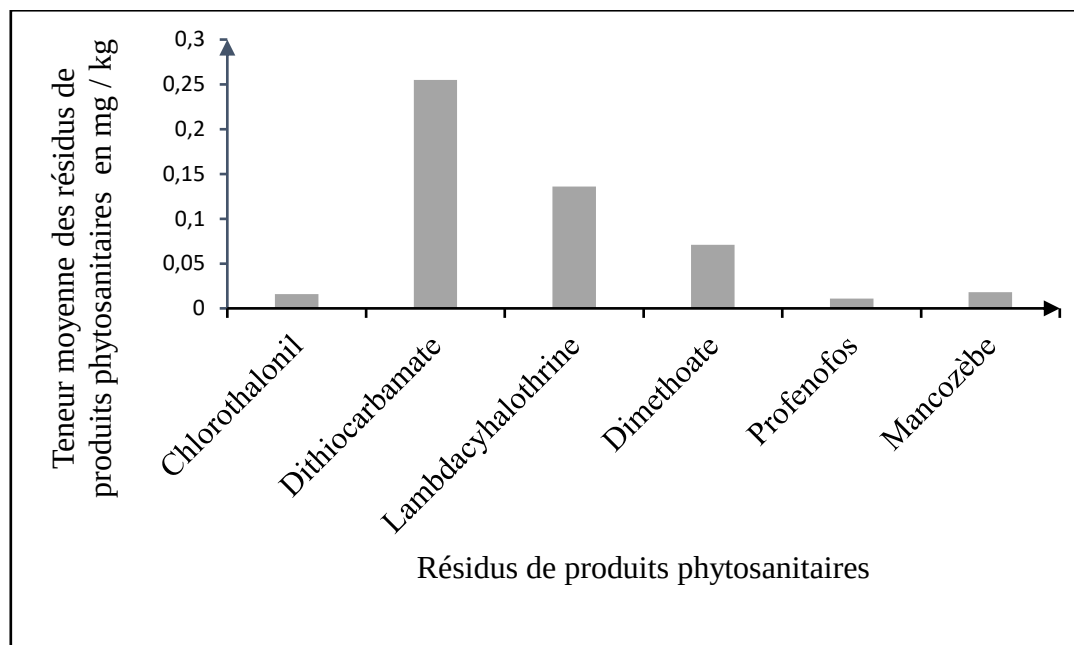


Figure 47 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dosées dans les échantillons de haricots verts provenant de la zone d'étude

11.1.3.4. Choux

Les échantillons de chou présentent huit résidus de produits phytosanitaires (Figure 48) qui sont le Chlorothalonil, le Chlorpyrifos, le Lambdacyhalothrine, le Diméthoate, le Mancozèbe, le Deltaméthrine, le Dicofol et Métamidophos. Le Lambdacyhalothrine a eu la plus forte teneur 0,38 mg/kg. Par contre le Diméthoate 0,01 mg/kg a obtenu la teneur la plus faible. L'état de la répartition par famille des résidus de produits phytosanitaires dans les choux indique que ceux-ci sont de la catégorie des insecticides (Chlorothalonil, Chlorpyrifos, Lambdacyhalothrine, Diméthoate, Deltaméthrine, Dicofol et Métamidophos) et des fongicides (Mancozèbe). Ils appartiennent dans leur majorité à la famille des organophosphorés avec un taux de 38 %, des pyréthrinoïdes de synthèse, des organochlorés et des carbamates avec des taux respectifs de 25 %, 25 % et 12 %.

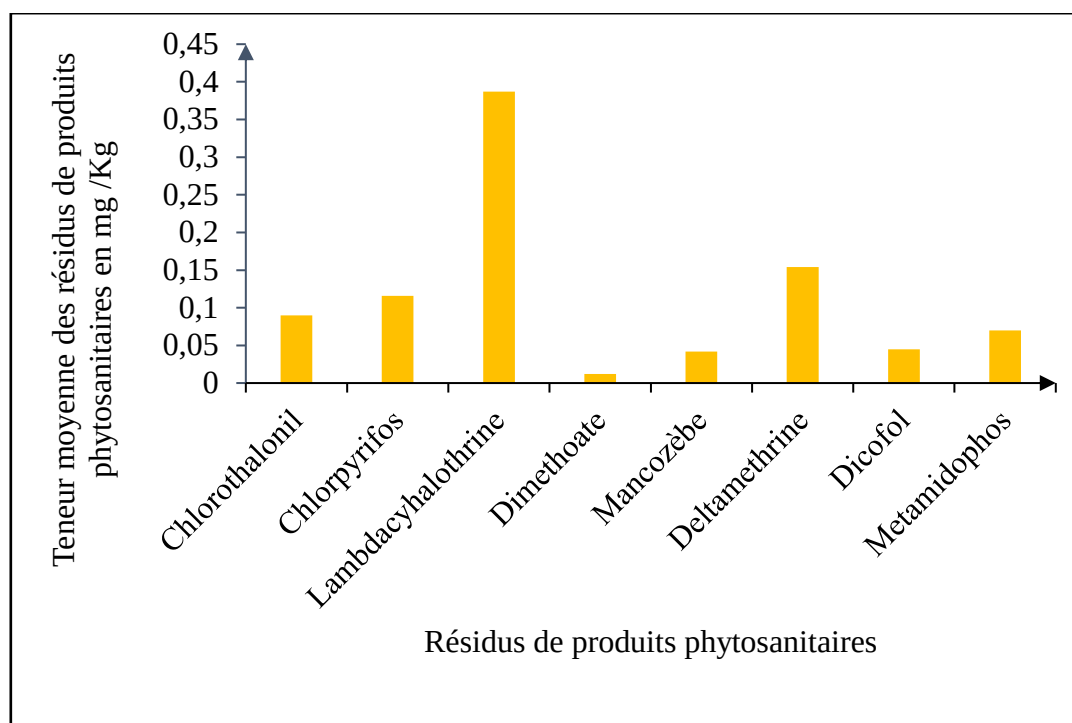


Figure 48 : Teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires présents dans les échantillons de chou issus du site maraîcher en aval de l'EPHR de Daloa

11.1.3.5. Laitues

La figure 49 présente les concentrations moyennes des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les laitues en provenance de la zone d'étude. Il ressort de cette figure que le Lambdacyhalothrine a enregistré la plus forte teneur 7,49 mg/kg, suivi du Carbendazime 1,11 mg/kg et le Cyperméthrine 0,91 mg/kg. Le Métamidophos et le Dicofol ont sensiblement les mêmes valeurs respectivement 0,06 mg/kg et 0,05 mg/kg. Quant aux Chlorothalonil et Diméthoate, ils ont les plus faibles concentrations 0,02 mg/kg. En effet, les produits phytosanitaires retrouvés dans les laitues appartiennent principalement à 4 grandes familles chimiques que sont les organophosphorés, les organochlorés, les carbamates et les pyrétrinoïdes. On dénombre dix (10) matières actives distinctes. Celles appartenant aux familles des organophosphorés et des pyrétrinoïdes sont les plus présentes avec une proportion de 30 % chacune. Les deux autres familles, les organochlorés et les carbamates ont une proportion identique (20 %).

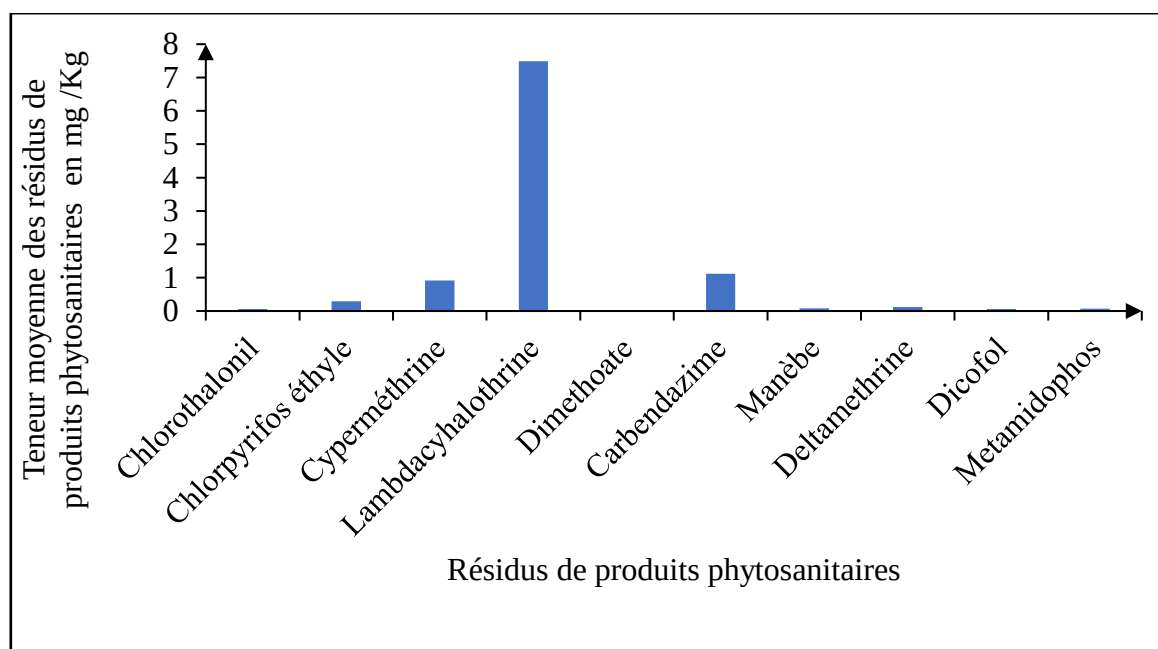


Figure 49 : Teneurs moyennes des résidus produits phytosanitaires dosées dans les échantillons de laitue

11.1.3.6. Feuilles d'oignon

Les teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dans les feuilles d'oignon ont été étudiées et représentées par la figure 50. Elle révèle que le Diméthoate et le Profenofos ont les plus faibles concentrations respectivement 0,02 mg/kg et 0,03 mg/kg suivis du Métamidophos 0,05 mg/kg et Deltaméthrine 0,06 mg/kg. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées au niveau du Chlorpyriphos-éthyl 0,17 mg/kg et de Lambdacyhalothrine 0,13 mg/kg. Ainsi, la répartition par famille des résidus de produits phytosanitaires dans les feuilles d'oignon a montré 4 familles. Ces résidus détectés renferment des carbamates et des organochlorés en faible proportion respectivement 12 % et 13 %. Le taux le plus élevé a été constaté au niveau de la famille des organophosphorés (50 %), suivie de la famille des pyréthrinoïdes (25 %).

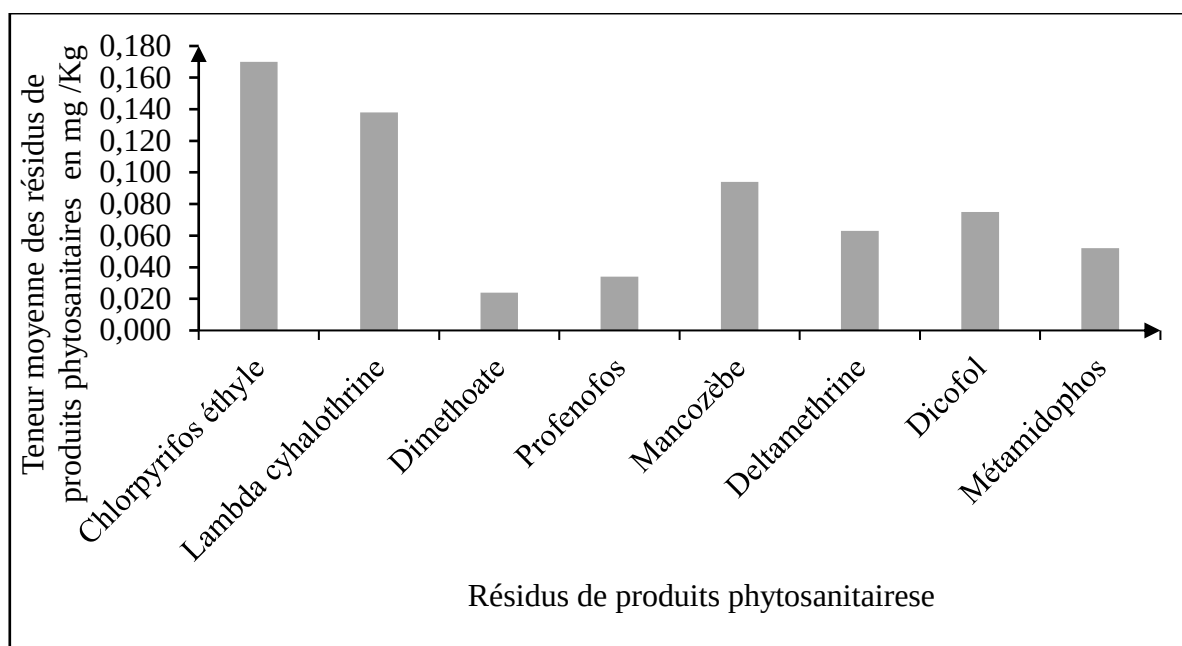


Figure 50 : Teneurs moyennes des résidus pesticides détectés et quantifiés dans les échantillons de feuilles d'oignon

11.1.3.7. Pourcentage de contamination par spéculation

Le taux de contamination en résidus de produits phytosanitaires par spéculation est présenté par la figure 51. De cette figure, il ressort que la spéculation laitue est la plus contaminée avec le taux le plus élevé 23 % suivi des feuilles d'oignon 20 % puis le chou 18 %. En ce qui concerne, la tomate, l'aubergine et le haricot vert, ils ont révélé tous le même taux faible 13 %.

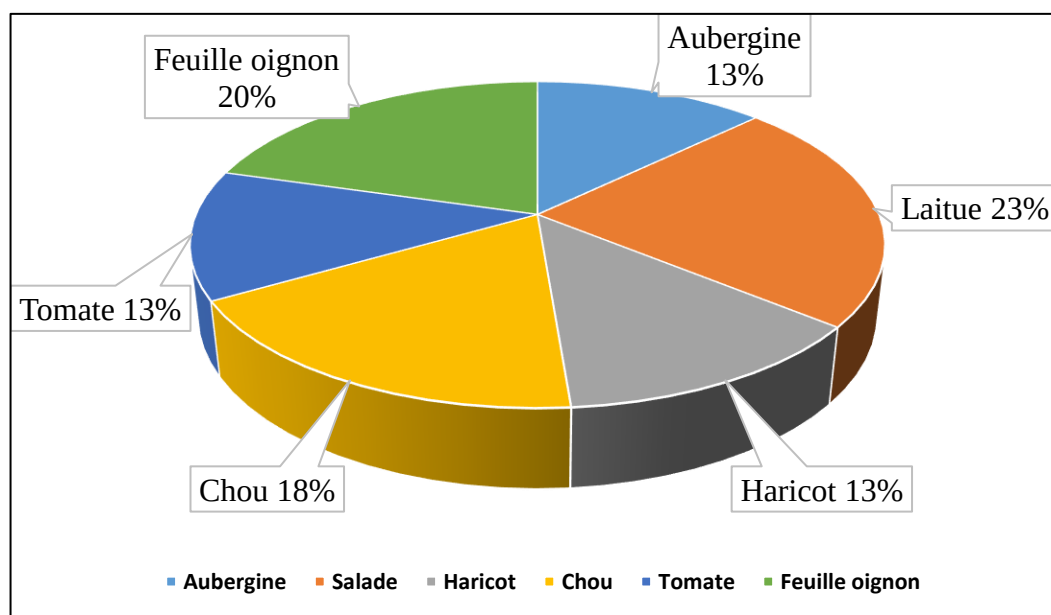


Figure 51 : Taux de présence des produits phytosanitaires dans les produits maraîchers

11.1.4. Comparaison des teneurs moyennes des résidus de produits phytosanitaires dans les denrées alimentaires avec les normes du *Codex Alimentarius*

Les tableaux XVI, XVII et XVIII présentent respectivement les concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les aubergines, les tomates et dans les haricots verts ainsi que les normes de *Codex Alimentarius*.

Tableau XVI : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les aubergines avec les normes de *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Moyenne	Concentrations (mg/kg)			
		Maxi	Mini	STD	LMR
Profenofos	0,026	0,048	0,018	0,011	0,050
Diméthoate	0,014	0,022	0,007	0,007	0,300
Carbendazime	0,048	0,069	0,023	0,017	0,010
Deltaméthrine	0,027	0,064	0,007	0,023	0,300
Dicofol	0,042	0,085	0,018	0,030	ND
Métamidophos	0,062	0,170	0,012	0,062	0,010

Tableau XVII : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les tomates avec les normes du *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Moyenne	Concentrations (mg/kg)			
		Maxi	Mini	STD	LMR
Chlorothalonil	0,024	0,038	0,007	0,012	0,010
Cyperméthrine	0,008	0,019	0,002	0,009	0,500
Diméthoate	0,013	0,019	0,008	0,004	1,00
Carbendazime	0,040	0,051	0,023	0,011	0,010
Profenofos	0,016	0,042	0,002	0,014	2, 000
Deltaméthrine	0,123	0,215	0,072	0,055	0,300
Dicofol	1,044	3,124	0,057	1,296	ND
Métamidophos	0,043	0,097	0,016	0,033	0,010

Tableau XVIII : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les haricots verts avec les normes du *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Moyenne	Concentrations (mg/kg)			
		Maxi	Mini	STD	LMR
Chlorothalonil	0,016	0,042	0,002	0,014	0,010
Dithiocarbamate	0,255	0,871	0,035	0,339	ND
Lambdacyhalothrine	0,136	0,184	0,076	0,051	0,500
Diméthoate	0,071	0,156	0,010	0,064	1,000
Profenofos	0,011	0,026	0,002	0,009	ND
Mancozèbe	0,018	0,025	0,013	0,005	1,000

L'analyse des tableaux de comparaison XVI, XVII et XVIII, montre des concentrations de résidus de produits phytosanitaires dépassant les valeurs des LMR notamment la Carbendazime au niveau des aubergines, puis le Chlorothalonil dans les tomates et les haricots verts et enfin le Métamidophos au niveau des tomates.

Les tableaux XIX, XX et XXI présentent les concentrations moyennes des résidus de produits phytosanitaires détectés d'une part dans les choux, les feuilles d'oignon et dans les laitues et d'autre part les normes du *Codex Alimentarius*.

Tableau XIX : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les choux avec les normes du *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Moyenne	Concentrations (mg/kg)			
		Maxi	Mini	STD	LMR
Chlorothalonil	0,09	0,145	0,012	0,045	0,010
Chlorpyrifos-éthyl	0,116	0,252	0,014	0,115	1,000
Lambdacyhalothrine	0,387	0,524	0,312	0,086	0,200
Diméthoate	0,012	0,018	0,008	0,005	0,020
Mancozèbe	0,042	0,053	0,034	0,008	ND
Deltaméthrine	0,154	0,712	0,016	0,274	0,100
Dicofol	0,049	0,058	0,039	0,008	ND
Métamidophos	0,070	0,088	0,047	0,017	0,010

Tableau XX : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les laitues avec les normes du *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Concentrations (mg/kg)				
	Moyenne	Maxi	Mini	STD	LMR
Chlorothalonil	0,058	0,088	0,024	0,024	0,300
Chlorpyrifos-éthyl	0,292	0,720	0,062	0,313	0,050
Cyperméthrine	0,918	1,262	0,786	0,184	0,700
Lambdacyhalothrine	7,494	9,461	6,453	1,152	0,500
Diméthoate	0,025	0,037	0,009	0,014	0,020
Carbendazime	1,114	1,342	0,872	0,230	5,000
Manèbe	0,081	0,110	0,046	0,028	ND
Deltaméthrine	0,123	0,356	0,015	0,148	0,200
Dicofol	0,057	0,082	0,042	0,018	ND
Métamidophos	0,069	0,105	0,042	0,024	0,010

Tableau XXI : Comparaison des concentrations des résidus de produits phytosanitaires détectées dans les feuilles d'oignon avec les normes du *Codex Alimentarius*

Résidus de produits phytosanitaires	Concentrations (mg/kg)				
	Moyenne	Maxi	Mini	STD	LMR
Chlorpyrifos éthyl	0,170	0,434	0,026	0,186	0,050
Lambdacyhalothrine	0,138	0,290	0,031	0,135	0,500
Diméthoate	0,024	0,037	0,015	0,009	0,020
Profenofos	0,034	0,070	0,007	0,024	0,050
Mancozèbe	0,094	0,344	0,008	0,130	2,00
Deltaméthrine	0,063	0,240	0,009	0,088	0,100
Dicofol	0,075	0,164	0,036	0,060	ND
Métamidophos	0,052	0,082	0,016	0,022	1,000

Il ressort de l'analyse des tableaux XIX, XX et XXI que certaines matières actives telles que le Métamidophos (chou et feuille d'oignon), la Deltaméthrine (chou et laitue), le Lambdacyhalothrine (chou et laitue), le Chlorpyrifos-éthyl plus la Cyperméthrine (laitue) et le Diméthoate (feuille oignon) ont respectivement des concentrations supérieures aux LMR. En effet, la laitue, le chou et les feuilles d'oignon qui sont des légumes feuilles semblent accumuler

plus de résidus de produits phytosanitaires contrairement aux légumes fruits regroupant la tomate, l'aubergine et le haricot vert dans le cas de cette étude.

11.1.5. Corrélation entre les matières actives quantifiées dans des produits maraîchers

Le tableau XXII présente les corrélations entre les teneurs des résidus de produits phytosanitaires détectés dans les cultures maraîchères. L'analyse de la matrice de corrélation montre une forte corrélation positive ($0,87 < r < 0,99$) entre les concentrations dans les cultures maraîchères respectivement entre la Lambdacyhalothrine et Cyperméthrine ($r = 0,99$) ; Lambdacyhalothrine et Carbendazime ($r = 0,99$) ; Lambdacyhalothrine et Manèbe ($r = 0,99$) ; Cyperméthrine et Carbendazime ($r = 0,99$) ; Cyperméthrine et Manèbe ($r = 0,99$) ; Diméthoate et Dithiocarbe ($r = 0,96$) ; une corrélation positive acceptable ($0,70 < r < 0,87$) entre Lambdacyhalothrine et Chlorpyrifos - éthyl ($r = 0,81$) ; Lambdacyhalothrine et Métamidophos ($r = 0,74$) ; Deltaméthrine et Chlorothalonil ($r = 0,78$) ; Chlorpyrifos – éthyl et Manèbe ($r = 0,79$) ; Chlorpyrifos-éthyl et Cyperméthrine ($r = 0,79$) et le Chlorpyrifos-éthyl et Carbendazime ($0,77$) ; Deltaméthrine et Metamidophos ($r = 0,70$), Métamidophos et Cyperméthrine, Manèbe, Carbendazime ($r = 0,73$). Cette corrélation positive significative révèle que les teneurs des différentes matières actives quantifiées augmentent ensemble. En effet, la forte corrélation positive entre les matières actives des produits phytosanitaires dans les produits maraîchers traduit l'évolution simultanée des différentes teneurs. Par contre, une corrélation négative est observée d'une part entre les concentrations de Profenofos et le Chlorothalonil ($r = - 0,87$) et d'autre part entre le Dithiocarbe et le Métamidophos ($r = - 0,76$). Cette corrélation négative signifie que lorsque la teneur d'une matière active augmente, l'autre diminue et vice versa. La corrélation négative signifie la diminution progressive des concentrations de ces substances chimiques dans les produits maraîchers.

Tableau XXII : Matrice de corrélation entre les matières actives des cultures maraîchères du bas-fond en aval de l'EPHR de Daloa

	Chloropyrifos-éthyl	Lambdacyhalothrine	Diméthoate	Profenofos	Mancozèbe	Deltamét	Dicofol	Métamidop	Chlorothalo	Cypermét	Carbend	Manèbe	Dithiocarbe
Chloropyrifos	1	0,815186	-0,188366	-0,315041	0,268667	0,471875	-0,354784	0,805689	0,431625	0,797074	0,779476	0,799143	-0,393445
Lambdacyha	0,815186	1	-0,032887	-0,54111	-0,316231	0,352658	-0,20581	0,741992	0,401403	0,998671	0,995998	0,998896	-0,19916
Diméthoate	-0,188366	-0,032887	1	-0,088032	-0,010224	-0,664656	-0,338873	-0,654571	-0,249035	-0,035238	-0,055689	-0,03262	0,967715
Profenofos	-0,315041	-0,54111	-0,088032	1	0,451736	-0,545397	0,07018	-0,364115	-0,879221	-0,516439	-0,50385	-0,516023	-0,124557
Mancozèbe	0,268667	-0,316231	-0,010224	0,451736	1	-0,016368	-0,306775	-0,06808	-0,113333	-0,340261	-0,368746	-0,336746	-0,100586
Deltaméthrine	0,471875	0,352658	-0,664656	-0,545397	-0,016368	1	0,363314	0,702156	0,78606	0,334965	0,329339	0,331505	-0,654989
Dicofol	-0,354784	-0,20581	-0,338873	0,07018	-0,306775	0,363314	1	-0,108306	-0,094698	-0,176371	-0,160007	-0,184768	-0,253082
Métamidophos	0,805689	0,741992	-0,654571	-0,364115	-0,06808	0,702156	-0,108306	1	0,542058	0,73193	0,736302	0,732007	-0,76528
Chlorothalonil	0,431625	0,401403	-0,249035	-0,879221	-0,113333	0,78606	-0,094698	0,542058	1	0,364744	0,348009	0,364996	-0,209873
Cyperméthrine	0,797074	0,998671	-0,035238	-0,516439	-0,340261	0,334965	-0,176371	0,73193	0,364744	1	0,999004	0,999963	-0,202088
Carbendazime	0,779476	0,995998	-0,055689	-0,50385	-0,368746	0,329339	-0,160007	0,736302	0,348009	0,999004	1	0,998827	-0,219006
Manèbe	0,799143	0,998896	-0,03262	-0,516023	-0,336746	0,331505	-0,184768	0,732007	0,364996	0,999963	0,998827	1	-0,2
Dithiocarbe	-0,393445	-0,19916	0,967715	-0,124557	-0,100586	-0,654989	-0,253082	-0,76528	-0,209873	-0,202088	-0,219006	-0,2	1

Cypermét = Cypermethrine; Carbend = Carbendazime; Deltamet = Deltaméthrine; Métamidop = Métamidophos; Chlorothalo= Chlorothalonil

11.2. Teneurs moyennes des résidus médicamenteux dans les produits maraîchers

Les analyses effectuées dans les produits maraîchers n'ont révélé la présence d'aucune substance médicamenteuse notamment les antibiotiques. Les échantillons d'aubergines, tomates, haricots verts, choux, laitues et de feuilles d'oignon prélevés dans le bas-fond situé en aval de l'EPHR de Daloa ne sont pas contaminés par les résidus médicamenteux (antibiotiques) contrairement aux sols.

11.3. Discussion

Les produits phytosanitaires ont un impact sur la pollution des eaux, des sols, la vie de la faune et de la flore et ainsi que la santé des agriculteurs (Louchahi, 2015). Face à cette menace, le suivi de ces substances chimiques s'avère nécessaire par la communauté scientifique pour la survie des êtres humains et des écosystèmes. En effet, diverses matières actives ont été identifiées et quantifiées dans toutes les matrices (l'aubergine, la laitue, les feuilles d'oignon, le chou, la tomate et le haricot vert) récoltées dans la zone d'étude. Au total, 11 résidus de matières actives de produits phytosanitaires ont été identifiés. Ainsi, dans les échantillons d'aubergine analysés, six (06) substances actives ont été détectées à des teneurs variables ; à savoir le Diméthoate (0,01 mg/kg) le Profenofos (0,02 mg/kg), le Deltaméthrine (0,02 mg/kg), le Dicofol (0,04 mg/kg) ; le Carbendazime (0,04 mg/kg) et le Métamidophos (0,06 mg/kg). Toutefois, ces valeurs trouvées sont inférieures aux valeurs des résidus de Diméthoate (0,23 mg/kg), du Profenofos (0,04 mg/kg), et du Deltaméthrine (0,37 mg/kg) obtenues par Diarra (2023) au cours de son étude sur les aubergines à Tiébissou au centre de la Côte d'Ivoire. Par contre, ces valeurs sont similaires à celles trouvées par Arias *et al.* (2014) lors de leur étude sur la recherche de 24 pesticides dans les échantillons de tomate provenant des marchés ouverts, supermarchés, petits commerces à Bogota (Colombie). Les faibles teneurs des substances actives au niveau des aubergines se justifieraient par le fait qu'après la pulvérisation des cultures, une partie des produits phytosanitaires peut être volatilisée ou lessivée par l'eau de pluie. Par ailleurs, le Dicofol (0,04 mg/kg), le Carbendazime (0,05 mg/kg) et le Métamidophos (0,07 mg/kg) ont enregistré les plus fortes concentrations. Ces résultats se rapportent à ceux obtenus par Ehouman (2013) dans le département de Buyo (Côte d'Ivoire). Ce dernier a détecté dans les aubergines un large éventail de matières actives (le Diméthoate, l'Endosulfan, le Manèbe, le Profénofos, la Dieldrine, le Carbaryl, le Cyperméthrine, le Thiabendazole et le Parathion-éthyl). Ces fortes teneurs pourraient s'expliquer par l'utilisation massive des produits phytosanitaires sur le site d'étude. En effet, la présence de ces multiples résidus montre le niveau de contamination des aubergines en provenance de la commune de Daloa. La détection

du Dicofol de la famille des organochlorés dans les échantillons prélevés montre son utilisation encore dans le maraîchage malgré son interdiction par la réglementation en vigueur. Cependant, les substances actives dosées dans les échantillons d'aubergine se regroupent en quatre grandes familles avec des proportions variables de 50 %, 17 %, 17 % et 16 % respectivement pour les organophosphorés, les organochlorés, les pyréthrinoïdes de synthèse et les carbamates. Toutes ces matières actives appartiennent à la grande famille des insecticides. Ces résultats se rapportent à ceux de l'enquête où plus de 50 % des matières actives identifiées sont des insecticides.

Notre étude a également révélé la présence de huit résidus de produits phytosanitaires dans les échantillons de tomates. En effet, dans cette étude, la tomate a présenté un grand nombre de résidus de produits phytosanitaires que l'aubergine et le haricot vert. Les concentrations de ces résidus exprimées en mg/kg sont données par l'ordre décroissant suivant : Dicofol (1,04), Deltaméthrine (0,12), Métamidophos (0,04), Carbendazime (0,04), Chlorothalonil (0,02), Profenofos (0,02), Diméthoate (0,01) et Cyperméthrine (0,01). Ces valeurs sont inférieures à celles des travaux de Coly (2000), où les teneurs en résidus de Deltaméthrine et de Métamidophos dans les fruits et légumes varient respectivement entre 1,3 et 44,24 mg/kg et entre 2,59 et 38,82 mg/kg. Il en est de même pour les investigations de Diop (2005) avec des teneurs comprises entre 0,1 et 29,65 mg/kg et entre 0,5 et 22,1 mg/kg pour la Deltaméthrine dans des échantillons prélevés aux marchés de Castors et de Grand-Dakar, respectivement. Par contre, les travaux d'Akora (2016) ont révélé la présence de quatre résidus phytosanitaires dans les échantillons de tomates prélevés sur le marché de la ville de Daloa. Excepté le Chlorpyrifos, cinq (5) autres résidus de produits phytosanitaires ont été identifiés (Dicofol, Deltaméthrine, Métamidophos, Carbendazime, Chlorothalonil). Cette différence des résidus des produits phytosanitaires pourrait s'expliquer par le choix du site d'étude. Pour cette étude, les échantillons de tomates ont été prélevés dans un bas-fond situé en aval de l'EPHR de Daloa. Or, les bas-fonds représentent de véritables sources de nuisances pour les cultures qui y sont cultivées (Kambiré, 2021). Les différentes matières actives décelées dans les échantillons de tomates sont réparties dans la famille des organophosphorés (Diméthoate, Profenofos et Métamidophos), les carbamates (Carbendazime), les pyréthrinoïdes de synthèse (cyperméthrine, Deltaméthrine), les organochlorés (Dicofol, Chlorothalonil). Toutefois, le nombre de substances actives détectées dans les échantillons de tomate reste inférieur à celles dosées dans la même matrice par Diop (2013) lors de son étude sur le diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar au Sénégal. En effet, la teneur en Profenofos dans les échantillons d'aubergines (0,03 mg/kg), de tomates (0,02

mg/kg) et d'haricot vert (0,01 mg/kg) sont inférieures à la valeur (0,10 mg/kg) de la limite maximale des résidus (LMR) fixée par le *Codex Alimentarius*. Des valeurs similaires ont été obtenues par Kolia (2015) dans des échantillons de gombo (0 - 0,0386 mg/kg), d'oseille (0,0004 - 8,3083 mg/kg), et d'aubergine africaine (0 - 0,0443 mg/kg) lors de son étude sur l'analyse des résidus de pesticides dans les produits maraîchers sur le site du barrage de Loumbila au Burkina Faso : évaluation des risques pour la santé.

La distribution et l'accumulation de Diméthoate dans les échantillons d'aubergines (0,01mg/kg), tomates (0,01mg/kg) et de haricots verts (0,07 mg/kg) sont inférieures à celles (0,10 mg/kg) obtenues par Akora (2016) dans les échantillons de tomates au cours de son étude sur le niveau de contamination des tomates (*Solanum Lycopersicon*) et des choux (*Brassica oleracea l. var capitata*) provenant de Daloa par les produits phytosanitaires particulièrement les herbicides. Ces faibles valeurs se justifient d'une part par la bonne pratique agricole adoptée par les maraîchers, et d'autre part, par la durée de la période entre l'épandage et l'échantillonnage (Shoiful *et al.*, 2013).

Les résultats d'analyse de la matrice chou ont montré la présence de quatre familles de produits phytosanitaires notamment les carbamates (Mancozèbe), les organochlorés (Chlorothalonil, Dicofol), les organophosphorés (Chlorpyrifos, Diméthoate, et Métamidophos) et les pyréthrinoïdes de synthèse (Deltaméthrine, Lambdacyhalothrine). Ces substances actives diffèrent de celles (Profenofos, Dithiocarbamate, Endosulfan et Diazinon) obtenues par Ehouman (2013) dans les échantillons prélevés dans le département de Buyo au cours de ses travaux sur la contribution à l'évaluation de risques alimentaires liés à l'exposition de la population du département de Buyo (Côte d'Ivoire) aux résidus de pesticides. Cette différence au niveau des matières actives s'explique par la préférence d'un produit par rapport à un autre et l'accessibilité des produits chimiques. Les résidus de produits phytosanitaires quantifiés dans la laitue sont plus nombreux que ceux trouvés dans le chou et la tomate. A la différence de deux substances actives (le Métamidophos et le Dicofol), la quasi-totalité des substances actives (la Lambdacyhalothrine, le Carbendazime, la Cyperméthrine, le Chlorothalonil, le Diméthoate) a été dosée dans la même matrice par Kpan *et al.* (2019) au cours de leur étude sur les pratiques phytosanitaires en agriculture périurbaine et contamination des denrées par les pesticides : cas des maraîchers de Port-Bouet (Abidjan). En outre, la plus forte concentration a été enregistrée avec Lambdacyhalothrine 7,49 mg/kg contre $7,83 \pm 1,72$ mg/Kg (Kpan *et al.*, 2019). Ces fortes teneurs se justifient par l'utilisation excessive des produits phytosanitaires dans le cadre de la lutte contre les ravageurs nuisibles afin d'augmenter la productivité des légumes d'une part, et du fait de l'ignorance de certains maraîchers quant à la bonne pratique agricole d'autre part

(Ngom *et al.*, 2012). Aussi, comparée aux normes de rejet du *Codex Alimentarius*, le Lambdacyhalothrine et la Cyperméthrine ont des valeurs supérieures à la LMR de 0,3 et 0,7 mg/kg respectivement. Les échantillons de laitue prélevés ce jour semblent être qualifiés impropres à la consommation humaine. La non détermination de Profenofos, Métamidophos et Mancozèbe dans la laitue, Manèbe, Cyperméthrine et Carbendazime au niveau des échantillons de chou et des feuilles d'oignon s'explique par une bonne sensibilisation et une formation des maraîchers sur l'utilisation des produits phytosanitaires voire une application rigoureuse des bonnes pratiques agricoles.

Par ailleurs, les légumes feuilles jouent un rôle important dans les régimes alimentaires de toutes les populations du monde, particulièrement en Afrique, en Asie et en Océanie, où ils assurent la partie essentielle des besoins nutritionnels et médicaux. Les légumes sont généralement plus riches en éléments minéraux, vitamines et facteurs nutritionnels (Bailey, 2003). Ils présentent le pourcentage de contamination le plus élevé. Cette forte proportion de contamination des légumes feuilles se justifie par la sensibilité de ce type de légume face aux attaques des insectes nuisibles qui nécessitent l'usage de différentes matières actives pour contrôler ces ravageurs (Arienzo *et al.*, 2013). Cette présence de produits phytosanitaires dans les cultures maraîchères destinées à la consommation humaine représente un risque pour la santé de la population ivoirienne et en particulier celle de la commune de Daloa. Contrairement aux produits phytosanitaires, l'absence des résidus médicamenteux dans les produits maraîchers pourrait s'expliquer par leur capacité d'absorption dans le sol ou par une très faible limite de quantification.

11.4. Conclusion partielle

Cette étude avait pour objectif d'évaluer le niveau de contamination des légumes par les micropolluants organiques notamment les résidus médicamenteux et les produits phytosanitaires. En effet, les résultats des analyses ont révélé l'absence des résidus médicamenteux bien qu'étant présents au niveau des effluents hospitaliers et des sols. En outre, ils ont montré la présence de nombreux résidus de produits phytosanitaires dans les produits maraîchers appartenant à différentes familles notamment les organochlorés, les organophosphorés, les pyréthrinoides de synthèse et les carbamates. De ce fait, les teneurs des résidus des produits phytosanitaires dans les aubergines, les feuilles d'oignon, les haricots verts, les choux, les tomates et les laitues ont varié respectivement de 0,01 à 0,06 mg/kg ; de 0,01 à 0,13 mg/kg ; de 0,01 mg/kg à 0,25 mg/kg ; de 0,01 mg/kg à 0,38 mg/kg ; de 0,01 à 1,04 mg/kg et de 0,02 mg/kg à 7,49 mg/kg. Bien que ces résidus de produits phytosanitaires dans nos différentes

matrices présentent de faibles concentrations, nous notons que certaines de ces valeurs sont parfois supérieures aux normes du *Codex Alimentarius*. Il y a lieu de s'inquiéter au sujet de la santé des potentiels consommateurs que nous sommes et de la sécurité de nos produits en cas d'exportation. Sous cet angle, la production des cultures maraîchères de qualité représente un enjeu majeur de santé publique. Cependant, la consommation régulière de ces légumes durant une longue période exposerait l'homme à des risques. D'où l'intérêt d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers provenant de la zone d'étude.

CHAPITRE 12 : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIES A LA CONSOMMATION DES PRODUITS MARAÎCHERS

12.1. Caractéristiques sociodémographiques

Les résultats de l'enquête ont révélé un total de 114 consommateurs ayant répondu à nos questionnaires. L'âge des enquêtés choisis de façon aléatoire varie entre 15 et 65 ans. Le tableau XXIII présente la distribution des consommateurs selon le sexe et la tranche d'âge. Le poids moyen de ces consommateurs a été de 70 kg.

Tableau XXIII : Répartition des consommateurs de Daloa selon l'âge et le sexe

Age	(15-25 ans)	(25-35 ans)	(35-45 ans)	(45-55 ans)	(55-65 ans)	Total
Hommes	9	15	15	12	13	64
Femmes	10	15	11	8	6	50

La figure 52 présente le temps d'exposition des personnes consommant des produits maraîchers dans la population de Daloa enquêtée. Ainsi, le temps d'exposition le plus élevé a été pour les consommateurs qui mangent 2 fois par jour (midi et le soir) (31 %) et suivis de ceux qui mangent tous les deux jours (27 %). Les légumes les plus consommés par cette population se répartissent en légumes feuilles (le chou, la laitue, les feuilles d'oignon) et les légumes fruits (la tomate, l'aubergine, le haricot vert). Cela montre l'importance de ces produits maraîchers dans notre alimentation.

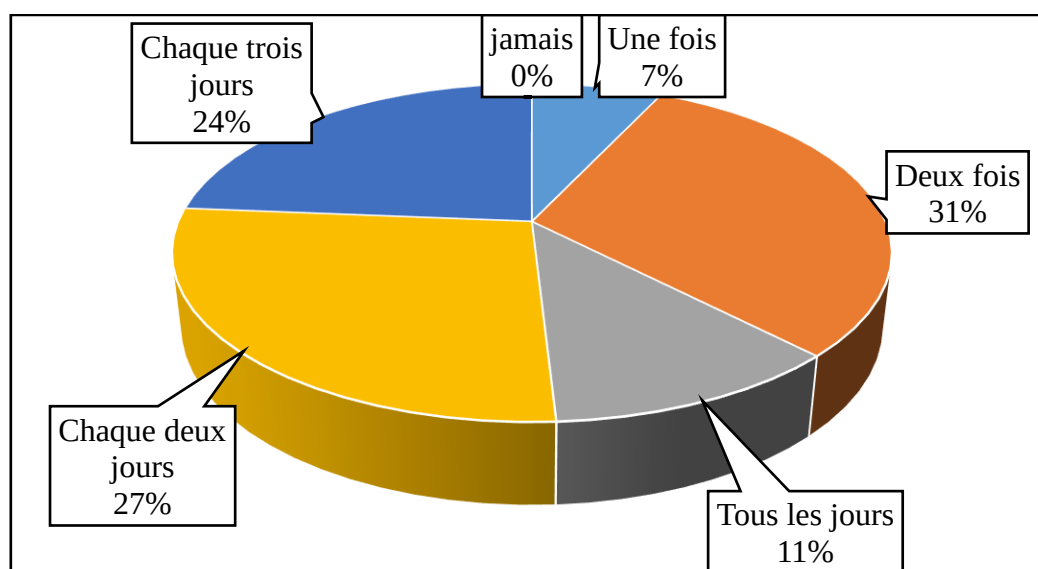


Figure 52 : Exposition des personnes consommant des légumes à Daloa

En effet, la figure 53 présente la répartition de la population selon la préférence alimentaire. L'analyse de cette figure montre que le légume le plus consommé dans les ménages est la laitue suivie de la sauce aubergine puis la sauce légume et enfin la sauce tomate

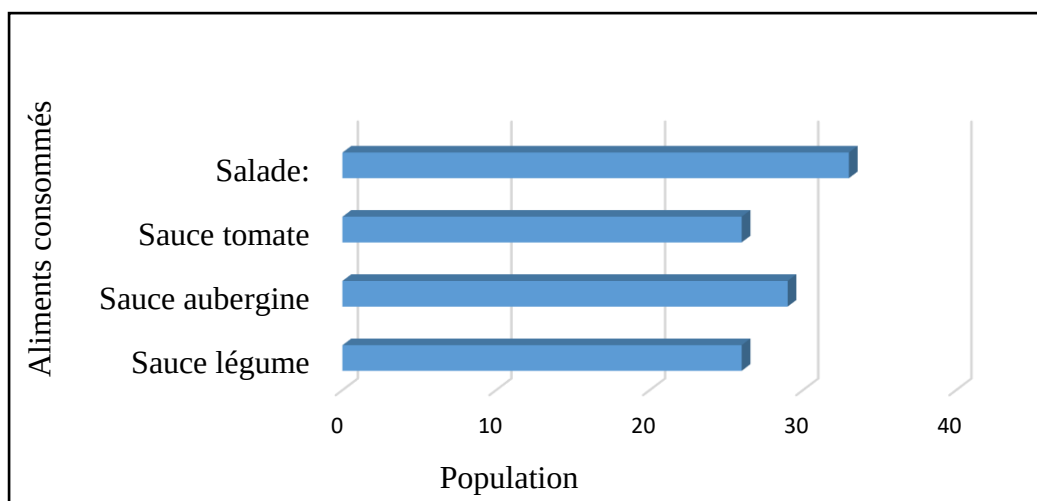


Figure 533 : Répartition de la population de Daloa selon la préférence alimentaire

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

L'analyse des produits maraîchers les plus consommés dans les ménages de Daloa a montré la présence d'une diversité de résidus phytosanitaires appartenant à différentes familles. En effet, les résidus phytosanitaires détectés ont été le Chlorpyrifos - éthyl, le Diméthoate, la Cyperméthrine, le Chlorothalonil, le Carbendazime, le Profénofos, le Métamidophos, le Lambdacyhalothrine, le Manèbe, le Dicofol, le Deltaméthrine et le Mancozèbe. Ainsi, du fait de leur toxicité élevée, certains d'entre eux tels que le Chlorothalonil et le Dicofol sont interdits par le *Codex Alimentarius*. Le tableau XXIV présente les teneurs maximales de ces résidus chimiques et leurs normes respectives selon le *Codex Alimentarius*. En effet, la laitue renfermant 10 matières actives contre 8 pour chacun des autres légumes (la tomate, le chou et les feuilles d'oignon), possède le plus de résidus de matières actives. Pourtant la laitue est régulièrement consommée d'une part dans les restaurants comme plat d'entrée lors des cérémonies de fête, des baptêmes, des anniversaires et d'autre part dans les ménages comme dessert. Par ailleurs, l'enquête menée a montré que 36 % de la population interrogée consomme plus la sauce aubergine contre 32 % qui préfère la sauce légume et la sauce tomate. Dans le cadre de cette étude sur l'évaluation des risques, nous avons choisi les feuilles d'oignon, la laitue, le chou et les tomates. Ainsi, la fréquence de consommation de ces différents légumes a permis d'apprécier le niveau d'exposition de la population.

Tableau XXIV : Concentrations moyennes, maximales des résidus des produits phytosanitaires dans les légumes de Daloa et leurs LMR

Légumes	Résidus de produits phytosanitaires	Concentration (mg/kg)		
		Moyenne	Maxi	LMR
Feuilles d'oignon	Chlorpyrifos-éthyl	0,170	0,434	0,050
	Lambdacyhalothrine	0,138	0,290	0,500
	Diméthoate	0,024	0,037	0,020
	Profénofos	0,034	0,070	0,050
	Mancozèbe	0,094	0,344	2,00
	Deltaméthrine	0,063	0,240	0,100
	Dicofol	0,075	0,164	ND
	Métamidophos	0,052	0,082	0,010
Choux	Chlorothalonil	0,09	0,145	0,010
	Chlorpyrifos-éthyl	0,116	0,252	1,00
	Lambdacyhalothrine	0,387	0,524	0,200
	Diméthoate	0,012	0,018	0,020
	Mancozèbe	0,042	0,053	2,000
	Deltaméthrine	0,154	0,712	0,100
	Dicofol	0,049	0,058	ND
	Métamidophos	0,070	0,088	0,010
Laitues	Chlorothalonil	0,058	0,088	0,300
	Chlorpyrifos-éthyl	0,292	0,720	0,050
	Cyperméthrine	0,918	1,262	0,700
	Lambdacyhalothrine	7,494	9,461	0,500
	Diméthoate	0,025	0,037	0,020
	Carbendazime	1,114	1,342	5,000
	Manèbe	0,081	0,110	0,200
	Deltaméthrine	0,123	0,356	0,200
	Dicofol	0,057	0,082	ND
	Métamidophos	0,069	0,105	0,010

Légumes	Résidus de produits phytosanitaires	Concentration (mg/kg)		
		Moyenne	Maxi	LMR
Tomates	Chlorothalonil	0,024	0,038	0,010
	Cyperméthrine	0,008	0,019	0,500
	Diméthoate	0,013	0,019	1,000
	Carbendazime	0,040	0,051	0,010
	Profenofos	0,016	0,042	2,000
	Deltaméthrine	0,123	0,215	0,300
	Dicofol	1,044	3,124	ND
	Métamidophos	0,043	0,097	0,010

LMR : Limite Maximale de Résidus

L'analyse du tableau XXIV révèle que la majorité des résidus des produits phytosanitaires ont des teneurs maximales inférieures à leurs LMR. En effet, dans les feuilles d'oignon, seulement le Métamidophos (0,082 mg/kg), le Diméthoate (0,037 mg/kg) et le Deltaméthrine (0,240 mg/kg) ont des concentrations supérieures aux normes du *Codex Alimentarius*. Dans le chou, quatre résidus à savoir le Métamidophos (0,088 mg/kg), le Lambdacyhalothrine (0,524 mg/kg), le Chlorothalonil (0,145 mg/kg) et le Deltaméthrine (0,712 mg/kg) ont des teneurs dépassant les LMR de ces différentes matières actives.

Le Lambdacyhalothrine (9,46 mg/kg), le Cyperméthrine (1,262 mg/kg), le Deltaméthrine (0,356 mg/kg) et le Chlorpyrifos-éthyl (0,72 mg/kg) détectés dans la laitue ont des concentrations au-dessus des LMR. Quant aux tomates, les teneurs dépassant les normes ont été enregistrées au niveau du Métamidophos (0,097 mg/kg), le Carbendazime (0,051 mg/kg) et le Chlorothalonil (0,038 mg/kg).

12.3. Indices de risques sanitaires et toxicité des matières actives de produits phytosanitaires dans la commune de Daloa

Les indices de risques pour la santé et celles de la toxicité des matières actives de produits phytosanitaires sont présentées par le tableau XXV. Ces substances actives présentent chacune une toxicité aiguë et une toxicité chronique. Le Chlorpyrifos-éthyl, le Manèbe et le Mancozèbe présentent des risques de toxicité chronique les plus élevés respectivement 37, 50, 57. Par contre, le plus faible risque de toxicité chronique a été enregistré au niveau de la Lambdacyhalothrine (IRT= 2). Quant au risque de toxicité aiguë, le plus élevé a été enregistré

au niveau de la Lambdacyhalothrine avec une valeur de 40 suivis du Chlorpyrifos-éthyl (22). Le Mancozèbe a enregistré le risque de toxicité aigüe le moins élevé. Les valeurs des indices de risques de toxicologiques (IRT) les plus importantes ont été obtenues chez le Chlorpyrifos-éthyl (17689) suivi de Mancozèbe (11664). Ces deux matières actives ont eu les indices de risque pour la santé (IRS) les plus élevés respectivement 3537,8 et 3499,2. Ces substances chimiques ont un potentiel de bioaccumulation élevé chez l'homme. Par contre, l'indice de risque pour la santé le plus faible a été obtenu avec le Diméthoate (145,8).

Tableau XXV : Toxicités et indices de risques pour la santé des résidus de produits phytosanitaires utilisés par les maraîchers de Daloa.

Matière active	Toxicité aigüe	Toxicité Chronique	Fper	IRT	FPf	FCP	IRS
Chlorpyrifos-éthyl	22	37	3	17689	2	1	3537,8
Cyperméthrine	16	12	3	2704	2	0,5	270,4
Lambdacyhalothrine	40	2	3	2116	2	0,5	211,6
Diméthoate	16	11	1	729	2	1	145,8
Manèbe	20	53	1	5329	2	1,5	1598,7
Deltaméthrine	20	17	3	5041	2	0,5	504,6
Mancozèbe	8	50	2	11664	2	1,5	3499,2

Fper : Facteur en lien avec la persistance ; IRT : Indice de Risque de 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.

12.4. Evaluation de l'exposition de la population aux produits phytosanitaires via la consommation des légumes

12.4.1. Charge polluante des légumes : chou, laitue, tomate et feuille d'oignon

La charge polluante est obtenue en combinant les valeurs de contamination des denrées alimentaires par les produits phytosanitaires avec celles de la consommation des aliments entrant dans le régime alimentaire (Figure 52). Cette charge est plus remarquée au niveau de la laitue avec 10,23 mg/kg contrairement aux autres matrices (tomate, chou, feuille d'oignon) avec des valeurs respectives 1,31 mg/kg ; 0,92 mg/kg et 0,65 mg/kg.

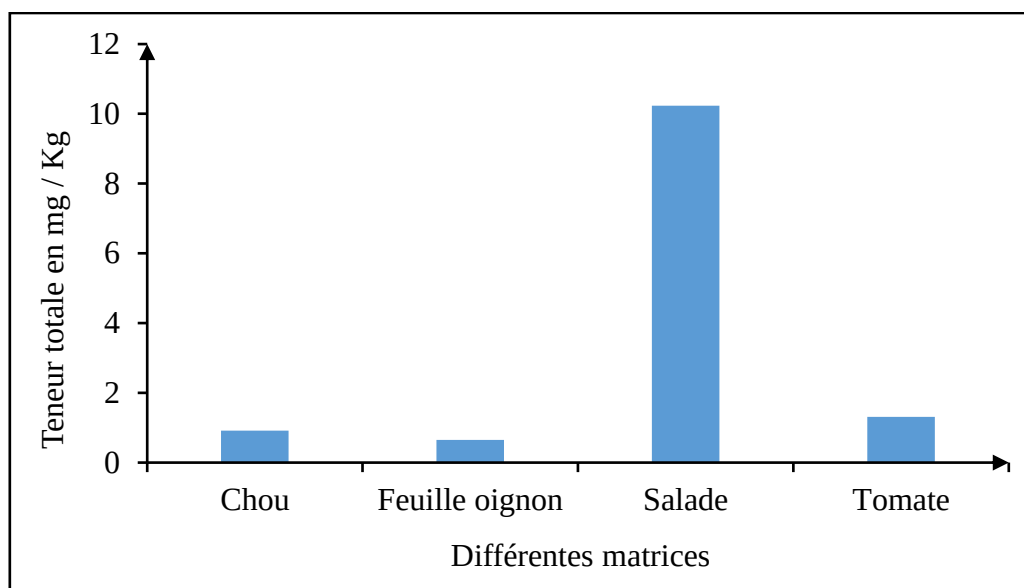


Figure 54 : Teneur totale des résidus par matrice à Daloa

12.4.2. Calcul des expositions théoriques

12.4.2.1. Calcul de l'apport journalier maximum théorique

Les résultats de l'enquête alimentaire ont permis de calculer les AJMT dans les spéculations chou, feuille oignon, laitue et tomate. Ces AJMT exprimés en mg par personne sont présentés dans le tableau XXVI. Le poids moyen de la population consommatrice de ces légumes a été de 70 kg.

Tableau XXVI : Apport journalier maximum théorique des légumes sélectionnés

Matières actives	Chou	Feuille d'oignon	Laitue	Tomate
Chlorpyrifos - éthyl	0,120	0,004	0,006	ND
Lambdacyhalothrine	0,024	0,040	0,067	ND
Diméthoate	0,002	0,001	0,002	0,165
Profenofos	ND	ND	ND	0,330
Deltaméthrine	0,012	0,008	0,027	0,049
Métamidophos	0,001	0,000	0,001	0,001
Chlorothalonil	ND	ND	0,040	0,001
Cyperméthrine	ND	ND	0,0945	0,082
Carbendazime	ND	ND	0,675	0,001
AJMT (mg/Pers)	0,159	0,054	0,915	0,631

AJMT : Apport Journalier Maximum Théorique

Il ressort de ce tableau que l'apport journalier maximum théorique est élevé dans la laitue (0,915 mg/Pers) suivi de la tomate (0,631 mg/Pers) et le chou (0,159 mg/Pers). La feuille oignon a enregistré l'apport quotidien maximum théorique le plus faible (0,054 mg/kg).

12.4.2.2. Apport journalier estimé de produit phytosanitaire ingérable

Dans le cas de notre étude le facteur d'exposition (FE) qui représente une exposition quotidienne est égal à 1. Par ailleurs, les facteurs de correction tels que le lavage, l'épluchage, la cuisson et le broyage qui affectent les niveaux de résidus de produits phytosanitaires dans les légumes ont été négligés (Claeys *et al.*, 2011). Les valeurs des apports journaliers estimables sont présentées dans le tableau XXVII.

Tableau XXVII : Apport journalier estimatif en résidus de produit phytosanitaire des légumes de Daloa

Matières actives	Chou	Feuille oignon	Laitue	Tomate	AJE total
Chlorpyrifos - éthyl	0,013	0,013	0,039	ND	0,065
Lambdacyhalothrine	0,046	0,011	1,011	ND	1,068
Diméthoate	0,001	0,001	0,003	0,002	0,007
Profenofos	ND	0,002	ND	0,002	0,002
Deltaméthrine	0,018	0,005	0,016	0,020	0,059
Métamidophos	0,008	0,041	0,009	0,007	0,065
Chlorothalonil	0,010	ND	0,007	0,003	0,020
Cyperméthrine	ND	ND	0,123	0,001	0,124
Carbendazime	ND	ND	0,150	0,006	0,156
AJE (mg/kg)	0,096	0,073	1,358	0,041	

AJE : Apport Journalier Estimé

Les apports journaliers estimables sont élevés (1,358 mg/kg) pour la laitue suivis de 0,096 mg/kg pour le chou, 0,073 mg/kg pour les feuilles d'oignon et 0,041 mg/kg pour la tomate.

12.4.2.3. Dose Journalière Admissible

Les DJA du chou, de la feuille d'oignon, de la laitue et la tomate calculées sont résumées dans le tableau XXVIII.

Tableau XXVIII : Apports quotidiens en résidus de produits phytosanitaires par chaque légume sélectionné à Daloa en mg/kg poids corporel/jour

Matières actives	DJA (mg/kg)			
	Chou	Feuille oignon	Laitue	Tomate
Chlorpyrifos - éthyl	1.10^{-4}	$1,9.10^{-4}$	6.10^{-4}	ND
Lambdacyhalothrine	6.10^{-4}	$1,5.10^{-4}$	$1,5.10^{-2}$	ND
Diméthoate	10^{-4}	10^{-4}	10^{-4}	3.10^{-5}
Profenofos	ND	10^{-4}	ND	4.10^{-5}
Deltaméthrine	2.10^{-4}	10^{-4}	2.10^{-4}	3.10^{-4}
Métamidophos	1.10^{-4}	10^{-4}	1.10^{-4}	1.10^{-4}
Chlorothalonil	1.10^{-4}	ND	1.10^{-4}	10^{-4}
Cyperméthrine	ND	ND	$1,9.10^{-3}$	2.10^{-4}
Carbendazime	ND	ND	$2,3.10^{-3}$	10^{-4}

DJA : Dose Journalière Acceptable

Il ressort de ce tableau que les apports quotidiens en résidus de produits phytosanitaires sont très faibles dans le chou, la feuille d'oignon, la laitue et la tomate. Les valeurs des doses quotidiennes oscillent entre 10^{-4} et 10^{-2} pour la laitue, 10^{-5} et 10^{-4} pour la tomate et de l'ordre de 10^{-4} pour les feuilles d'oignon et le chou.

12.4.3. Caractérisation du risque

Le tableau XXIX présente le quotient de danger, la dose journalière admissible calculée et la dose journalière admissible selon le *Codex Alimentarius* des différentes matières actives détectées dans les produits maraîchers. Il résume l'estimation du risque d'exposition de l'homme aux résidus de produits phytosanitaires ingérés.

Tableau XXIX : Caractérisation du risque d'exposition aux résidus de produits phytosanitaires ingérés par les consommateurs de Daloa.

Matières actives	AJE	DJA Codex	DJE	DJA (mg/kg)	QD
Chlorpyrifos-éthyl	0,0650	0,0100	0,0009	0,0009	0,930
Lambdacyhalothrine	1,0680	0,0025	0,0152	0,0163	0,930
Diméthoate	0,0070	0,0001	0,0001	0,0001	0,830
Profenofos	0,0020	0,0006	0,0000	0,0000	0,280
Deltaméthrine	0,0590	0,0100	0,0008	0,0008	0,940
Métamidophos	0,0650	0,0010	0,0009	0,0004	2, 240
Chlorothalonil	0,0200	0,0150	0,0002	0,0003	0, 840
Cyperméthrine	0,1240	0,0500	0,0001	0,0019	0,090
Carbendazime	0,1560	0,0200	0,0022	0,0023	0,960

AJE : Apport Journalier Estimé ; QD : Quotient de Danger ; DJA : Dose Journalière Acceptable

Les DJA calculées consignées dans le tableau XXIX sont relativement faibles. Les quotients de danger (QD) des populations enquêtées sont aussi faibles à l'exception du métamidophos qui a un QD supérieur à 1. Dans ce cas, la survenue d'effets indésirables liés aux toxiques est potentiellement possible.

12.4.4. Excès de risque individuel

L'ERI pour un an d'exposition au métamidophos est égal à $5,8 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}^{-2} \cdot \text{kg}^{-2}$. Il évolue en fonction du temps d'exposition. Ainsi, après trente ans d'exposition au métamidophos, l'ERI serait de $1,7 \cdot 10^{-1} \mu\text{g}^{-2} \cdot \text{kg}^{-2}$ qui est supérieur à la norme de l'OMS ($10^{-5} \mu\text{g}^{-2} \cdot \text{kg}^{-2}$), le risque serait significatif.

12.5. Discussion

Les résultats d'analyse montrent que les produits maraîchers de la zone d'étude dans la commune de Daloa sont contaminés par divers résidus de produits phytosanitaires (Chlorothalonil, Manèbe, Chlorpyrifos éthyl, Carbendazime, Cyperméthrine, Deltaméthrine, Lambdacyhalothrine, Dicofol, Diméthoate, Profenofos et Mancozèbe) appartenant à différentes familles chimiques. Ces résultats sont similaires avec ceux obtenus par Kpan *et al.* (2019) qui ont décelé six de ces résidus (Chlorothalonil, Manèbe, Chlorpyrifos éthyl, Carbendazime,

Cyperméthrine et Lambdacyhalothrine) dans les laitues provenant de la commune de Port-Bouët à Abidjan. La présence de ces résidus de substances chimiques dans les produits maraîchers provenant de cette zone d'étude s'expliquerait par l'usage continu de ces produits chimiques depuis la préparation de la parcelle pour les semis jusqu'à la récolte pour lutter contre les nuisibles. Aussi, est-il bon de noter que malgré leurs faibles teneurs, ces résidus constitueraient des risques pour la santé de l'Homme. En effet, les légumes feuilles notamment la laitue renferme le plus de résidus phytosanitaires avec une charge polluante de 10,23 mg/kg contrairement aux autres matrices (chou, feuille d'oignon) avec des valeurs respectives 0,92 mg/kg et 0,65 mg/kg. Par ailleurs, les valeurs les plus élevées des indices de risques ont été déterminés au niveau de certains résidus phytosanitaires notamment le Chlorpyrifos-éthyl et le Mancozèbe. En outre, ces deux matières actives présentent également des risques de toxicité chronique très importants. En effet, le Chlorpyrifos-éthyl est un insecticide de la famille des organophosphorés très toxique et dangereux. Cette substance chimique est destinée à lutter contre les parasites animaux et végétaux nuisibles aux cultures. Les risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires augmentent en fonction du temps. Les producteurs maraîchers n'ont pour souci que d'accroître leur productivité et non de réduire la survenue des risques sanitaires (Ahouangninou *et al.*, 2012). Les indices de risques sanitaires de ces résidus de produits phytosanitaires permettent une estimation des effets négatifs des matières actives sur la santé de l'Homme. Ainsi, le Mancozèbe, le Chlorpyrifos - éthyl présentent des risques les plus élevés pour la santé des producteurs et des consommateurs. Ces matières actives présentent également des risques élevés de toxicité chronique et un potentiel de bioaccumulation élevé chez les producteurs et consommateurs.

En effet, la comparaison DJA totale à celles du *Codex Alimentarius* permet de se prononcer sur l'estimation des risques d'exposition liés à la consommation du chou, de la feuille d'oignon, de la laitue et la tomate récoltés sur notre site d'étude. Excepté le Métamidophos, les quotients de danger des autres substances chimiques sont inférieurs à 1. Cela signifie la maîtrise du danger à court terme pour la consommation de ces produits maraîchers car le niveau de risque semble être acceptable. Le quotient de danger du Métamidophos étant supérieur à 1, il est probable de la survenue d'un danger chez l'être humain à long terme.

La DJE, la DJA, le quotient de danger et le potentiel risque d'exposition aux produits phytosanitaires permettent d'apprécier le danger (InVS/Afsse, 2005). Les apports par jour estimables en résidus de produits phytosanitaires sont élevés, 1,362 mg/kg pour la laitue, 0,099 mg/kg pour le chou et 0,075 mg/kg pour les feuilles d'oignon. Ainsi, les apports quotidiens en résidus de produits phytosanitaires détectés dans les légumes consommés entraînent son

accumulation dans l'organisme à long terme. Ce cumul de substances chimiques expose le consommateur à une intoxication aigüe ou chronique. Cela est confirmé par les travaux de Yao *et al.* (2016) où 1,73 % à 97,4 % des consommateurs de laitue sont exposés aux effets chroniques des produits phytosanitaires. Cette exposition aux résidus de produits phytosanitaires à travers l'alimentation a été qualifiée de contamination secondaire (Batsch, 2011). Les doses journalières d'exposition des résidus de produits phytosanitaires obtenues dans les légumes choisis sont faibles. Cela signifie que la consommation de ces produits maraîchers présente moins de danger pour le consommateur. En outre, la cuisson et le lavage sont des processus qui diminuent la concentration des matières actives dans les légumes. Par conséquent, les risques sanitaires liés à la consommation de très petites quantités de résidus de produits phytosanitaires enregistrées dans une denrée agricole, sont considérés comme très faibles (Aprifel, 2010). Par ailleurs, l'ingestion de ces éventuels résidus conduit à des voies métaboliques avec un passage hépatique quasi obligatoire qui représente une voie de détoxification majeure, inactivant le plus souvent les molécules concernées (Aprifel, 2010). L'ingestion régulière prolongée de ces très faibles doses de différents produits phytosanitaires engendrent des risques pouvant provoquer des maladies notamment l'immunodéficience, les déficits neurologiques, les troubles de la reproduction, anomalies du comportement et la cancérogenèse (Traoré *et al.*, 2008, Kouadio *et al.*, 2014). Les résidus phytosanitaires peuvent également entraîner des effets néfastes sur la santé comme des troubles de la reproduction, du développement et du système nerveux (El Mrabet, 2010).

12.6. Conclusion partielle

Cette étude a permis d'appréhender les risques pour la santé humaine liés à la consommation des produits maraîchers dans la commune de Daloa. Les quantités de produits phytosanitaires ingérables par individu et par jour sont faibles excepté le Métamidophos. Cette matière active a des teneurs dépassant parfois les normes du *Codex Alimentarius* et un QD supérieure à 1. Les autres molécules dont le QD est inférieur à 1, signifie que le niveau de contamination des produits maraîchers à Daloa est acceptable. Néanmoins, il est impératif du point de vue de la santé humaine, qu'une sensibilisation et une bonne formation soient administrées aux consommateurs et producteurs afin de réduire les risques d'exposition de la population. D'où la nécessité de l'application rigoureuse des bonnes pratiques agricoles dans les cultures maraîchères. Cette étude pourrait mettre en évidence la responsabilité et l'obligation de la législation ivoirienne dont disposent les structures d'encadrement, de mieux contrôler la présence de résidus des produits phytosanitaires de manière à protéger la population en ce qui concerne la sécurité alimentaire.

CONCLUSION

Notre étude a consisté à évaluer les risques sanitaires et la pratique du maraîchage dans un bas-fond situé en aval de l'Etablissement Public Hospitalier Régional (EPHR) de Daloa. Pour ce faire, nous avons caractérisé les eaux usées de l'EPHR puis déterminé le niveau de contamination des matrices sols ainsi que celui des cultures maraîchères et enfin nous avons évalué l'exposition de l'homme suite à la consommation des produits maraîchers.

La caractérisation des effluents de l'EPHR a mis en évidence la présence des résidus d'antibiotiques (Erythromycine, Tétracycline, Ciprofloxacine et Sulfaméthoxazole) à des concentrations moyennes respectives de 2,42 ; 2,42 ; 1,81 et 1,61 $\mu\text{g. L}^{-1}$. En outre, les teneurs de ces résidus antibiotiques issues de ces effluents hospitaliers sont au - delà du seuil de rejet. Cela constitue des risques environnementaux et un danger pour l'Homme. Face à ces éventuels risques, des échantillons de sol et des produits maraîchers ont été analysés. Les résultats de ces analyses ont révélé la présence de résidus médicamenteux et de produits phytosanitaires dans les sols à des teneurs variables. Par contre, hormis l'absence des produits pharmaceutiques, 11 résidus de produits phytosanitaires ont été détectés dans les produits maraîchers réparties en différentes familles chimiques notamment les organochlorés, les organophosphorés, les pyréthrinoïdes de synthèse et les carbamates. Leur emploi par les maraîchers n'obéit pas aux bonnes pratiques agricoles. Par ailleurs, les risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers ont été évalués. Ainsi, les apports journaliers en résidus ingérables calculés par matière active prise individuellement ont montré que les quantités de résidus ingérables estimées représentaient une très petite proportion des Doses Journalières Admissibles (DJA) des matières actives correspondantes. Ces valeurs étant très inférieures à la DJA établie par le *Codex Alimentarius*, elles sont donc acceptables. Toutefois des inquiétudes demeurent dans la mesure où les résidus mis en évidence sont pour la plupart proscrits à cause de leur dangerosité. C'est le cas du Profenofos, du Dicofol et de l'Endosulfan, Chlorothalonil qui peuvent provoquer à long terme des effets toxiques chez l'homme tels que les déficits neurologiques, les troubles de la reproduction, des anomalies du comportement et la cancérogenèse à cause de leur bioaccumulation. De plus, l'ingestion de ces produits phytosanitaires à certaines doses, peuvent engendrer des effets néfastes sur la santé environnementale et humaine entraînant entre autres des malformations congénitales, de sérieux retards de développement chez l'enfant, des cancers et la diminution de la fertilité voire la stérilité.

❖ PERSPECTIVES

Au titre des perspectives, il serait intéressant de :

- étudier les effets cumulatifs de l'exposition à plusieurs types de micropolluants (médicaments, produits phytosanitaires, Eléments Traces Métalliques (ETM)) sur la santé humaine.
- développer des méthodes de dépollution des sols et des eaux contaminées par les effluents hospitaliers et les produits phytosanitaires.
- étendre cette étude à d'autres sites maraîchers pour offrir des légumes de qualité acceptable par la population.

❖ RECOMMANDATIONS

Pour remédier à cette situation, il serait souhaitable au titre des recommandations de :

- mettre en place des systèmes de traitement des effluents hospitaliers pour réduire la contamination des sols et des eaux ;
- réhabiliter la station d'épuration de l'EPHR de Daloa pour réduire les risques ;
- renforcer la régulation et le contrôle de l'utilisation des produits phytosanitaires, en particulier dans les zones de maraîchage ;
- élaborer des programmes de sensibilisation et de formation des maraîchers sur les risques liés à l'utilisation excessive de produits phytosanitaires et sur les bonnes pratiques agricoles.

REFERENCES

- Abreu-Villaça Y. & Levin E.D. (2018). Developmental Neurobehavioral Neurotoxicity of insecticides. *Handbook Of Developmental Neurotoxicology*, Second Edition, 453-466.
- Abt E., Rodricks J.V., Levy J.I., Zeise L. & Burke T.A. (2010). Science and decisions: advancing risk Galli 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.
- Adam S., Edorh A., Totin H., Koumolou L. & Aklikokou K. (2010). Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin). *International Journal Biological Chemical Sciences*, 4 : 1170 -1179.
- Adjrah Y., Soncy K., Anani K., Blewussi K., Karou D.S., Ameyapoh Y., De Souza C. & Gbeassor M. (2013). Socio-economic profile of street food vendors and microbiological quality of ready-to-eat salads in Lomé. *International Food Research Journal*, 20(1) : 65-70.
- AFSCA (2005). Terminologie en matière d'analyse des dangers et des risques selon *le codex alimentarius* Brochure, Comité Scientifique, Agence Fédérale pour la Sécurité de la chaîne alimentaire, Bruxelles, Belgique, 46 p.
- AFSSE (2004). Observation des résidus de pesticides. Etude de faisabilité. Rapport final du 30 juin 2004. Maisons-Alfort, Paris, France, 228 p.
- AFSSE (2005). Evaluation des risques pour la santé humaine liés à une exposition au fipronil. Rapport final 3 rectifié, AFSSA, Maisons-Alfort, Paris, France, 152 p.
- AFSSET (2008). Problématique de la prise en compte systématique des ajustements temporels dans la construction des valeurs toxicologiques de référence (VTR). Rapport d'Expertise collective, Edition scientifique, Air et agents chimiques, Van-de-Marne, France, 107 p.
- Ahlem K.A.K.R.M. (2017). Mise en évidence de l'effet antibactérien des cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa* et *Oscillatoria limosa*). Mémoire de Master en Biologie, Santé et Hygiène Hospitalière, Université Guelma (Guelma, Algerie), 47 p.
- Ahouangninou C., Fayomi B.E. & Martin T. (2011). Évaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires des producteurs maraîchers dans la commune rurale de Tori-Bossito (Sud-Bénin). *Cahiers Agricultures*, 20(3) : 216-222.

- Ahouangninou C., Martin T., Edoth P., Bio-Bangana S., Samuel O., St-Laurent L., Dion S. & Fayomi B. (2012). Characterization of health and environmental risks of pesticide use in market-gardening in the rural city of Tori-Bossito in Benin, West Africa. *Journal of Environmental Protection*, 3 : 241-248.
- Ahouangninou A.C.C. (2013). Durabilité de la production maraîchère au Sud-Benin : un essai de l'approche écosystémique. Thèse de Doctorat, Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines, Option : Environnement, Santé et Développement Durable, l'Université d'Abomey-Calavi, (Abomey-Calavi, Benin), 333 p.
- Ahoudi H., Gnandi K., Tanouayi G., Ouro-Sama K., Yorke J.C., Creppy E.E. & Moesch C. (2018). Assessment of pesticides residues contents in the vegetables cultivated in urban area of Lomé (southern Togo) and their risks on public health and the environment, Togo. *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 12(5): 2172-2185.
- Akan J.C., Jafiya L., Mohammed Z. & Abdulrahman F.I. (2013). Organophosphorus pesticide residues in vegetable and soil samples from Alau Dam and Gongulong agricultural areas, Borno State, Nigeria. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 1(2): 58-64.
- Akessé D.V. (2014). Evaluation des risques alimentaires et environnementaux en liaison avec la présence des ETM dans les sols et les denrées alimentaires des zones d'Akouédo et d'Abouabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Option Chimie, Santé et Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 142 p.
- Akora T.A.H. (2016). Niveau de contamination des tomates (*Lycopersicon esculentum* P. Mill) et des choux (*brassica oleracea l. var capitata*) provenant de Daloa par les produits phytosanitaires notamment les herbicides. Mémoire de Master de Sécurité Alimentaire, Option : Gestion de la Qualité de la Production Végétale, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d'Ivoire), 36 p.
- Al Aukidy M., Verlicchi P. & Voulvoulis N. (2014). A framework for the assessment of the environmental risk posed by pharmaceuticals originating from hospital effluents. *Science of The Total Environment*, 493 : 54-64.
- Alberta E. (2014). Fruits et légumes : Ensemble d'outils destiné aux enseignants du cours FOD 2180 - Document d'appui, Calgary, Canada, 75 p.

- Al-Sayeda H. (2007). Transfert d'un insecticide systémique, l'imidaclopride, chez la tomate : implication du transport phloémien. Thèse de Doctorat, Ecole Doctorale. Qualité et Sécurité des Aliments, Institut National Polytechnique de Toulouse (Toulouse, France), 154 p.
- Ali M. (2015). Effets sanitaires aigus de l'exposition aux pesticides en milieu rural : étude dans un pays du nord : étude phytoRiv : étude dans un pays du sud : étude phytoNiger. Thèse de Doctorat, Santé publique et épidémiologie, Université de Bordeaux (Bordeaux, France), 157 p.
- Amani D. & Matoub I. (2017). Contribution à la quantification et la gestion des produits phytosanitaires chez quelques vendeurs en Kabylie « Azeffoun, Dellys et Tizirt ». Mémoire de Master en Sciences Agronomie, Université de Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou (Tizi Ouzou, Algérie), 48 p.
- Amarasiri M., Sano D. & Suzuki S. (2020). Comprendre les risques pour la santé humaine causés par les bactéries résistantes aux antibiotiques (BRA) et les gènes de résistance aux antibiotiques (GRA) dans les environnements aquatiques : connaissances actuelles et questions auxquelles il faut répondre. *Revue Critique des Sciences et Technologies Environnementales*, 50(19) : 2016-2059.
- Ameko E., Achio S., Alhassan S. & Kassim A. (2012). Microbial Safety of Raw Mixed-Vegetable Salad Sold as an Accompaniment to Street Vended Cooked Rice in Accra. *Ghana African Journal of Biotechnology*, 11: 11078-11085.
- Amoah P., Drechsel P., Abaidoo R.C. & Ntow W.J. (2006). Pesticide and pathogen contamination of vegetables in Ghana's urban markets. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(1) : 1-6.
- Amoah D.S. (2014). Microbial Risk Assessment of Mixed Vegetable Salads from Selected Canteens in the Kumasi Metropolis. PHD Thesis, Food Quality Management, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana, 93 p.
- Anderson D.I. & Hughes D. (2012). Evolution of antibiotic resistance at non-lethal drug concentrations. *Drug Resistance Updates*, 15(3) : 162-172.
- Aprifel (2010). Pesticides, risques et sécurité alimentaire. 216 p. <https://fr.scribd.com/document>. Consulté le 06 Mars 2024.

- Arendse W., Den-Brader K., Halder H.K. & Van-Der V.H. (1989). Pesticides: composition, use and hazards. Agromisa, Wageningen, Agrodok-series No. 29 Pays Bas, 54 p.
- Arias L.A., Bojaca C.R., Ahumada D.A. & Schrevens E. (2014). Monitoring of pesticide residues in tomato marketed in Bogota, Colombia. *Food Control*, 35 : 213-217
- Arienzo M., Cataldo D. & Ferrara L. (2013). Pesticide residues in fresh-cut vegetables from integrated pest management by ultra-performance liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Food Control*, 31(1) : 108-115. '
- Aronel D.H.J. & Traoré G. (1990). Cultures maraîchères en zone Soudano-sahélienne. CRAT-IRAT, INERA-CNREST. Bulletin de liaison - Direction du développement rural Ouagadougou (Burkina Faso), 79 p.
- Ashfaq M., Khan K.N., Rasool S., Mustafa G., Saif-Ur-Rehman M., Nazar M.F., Sun Q. & Yu C.P. (2016). Occurrence and ecological risk assessment of fluoroquinolone antibiotics in hospital waste of Lahore, Pakistan. *Environmental toxicology and pharmacology*, 42 : 16-22.
- Assogba-Komlan F., Anihouvi P., Achigan E., Sikirou R., Boko A. & Adje C. (2007). Pratiques culturelles et teneur en éléments antinutritionnels (nitrates et pesticides) du *Solanum macrocarpum* au Sud du Bénin. *African Journal of Food Agriculture Nutrition and Development*, 7 : 1-21.
- ATSDR (2000). Toxicological profile for endosulfan. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 323 p.
- ATSDR (2002). Toxicological profiles for aldrin/dieldrin. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 131 P. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>. Consulté le 20 février 2023.
- Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I. & Voltz M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref, Paris, France, 64 p.

- Autissier V. (1994). Jardins de villes, Jardins des champs, Maraîchage en Afrique de l'Ouest, du diagnostic à l'intervention. Groupe de Recherche et d'Echanges Technologiques, Ministère de la Coopération, Paris (France), 300 p.
- Babuponnusami A. & Muthukumar K. (2012). Advanced oxidation of phenol: a comparison between Fenton, electro Fenton, sono-electro-Fenton and photoelectro-Fenton processes. *Chemical Engineering Journal*, 183 : 1-9.
- Bacq-Calberg C., Coyette J., Hoet P. & Nguyen-Distèche M. (1995). Microbiologie. 1^{ère} édition, De Boeck et Larcier, Université Bruxelles, Belgique, p. 332-343.
- Bailey J.M. (2003). Aliments du Pacifique : Les feuilles vertes que nous mangeons. Version française du manuel de la CPS n°31, 2000. Service de publication du Secrétariat général de la Communauté du Pacifique (CPS), Graphoprint, Nouméa, Nouvelle Calédonie, 97 p.
- Bakary I & Yao K.M. (2015). Paramètres physiques et chimiques et métaux lourds des eaux de la Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) : influence de la marée et des effluents liquides urbaines. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(5) : 1321-1329.
- Baldi I., Cordier S., Coumoul X., Elbaz A., Gametpayrastre I., Lebailly P., Multigner I., Rahmani R., Spinosi J & Maele-fabry G. (2013). Pesticides : Effets sur la santé. Rapport de recherche, Institut National de la Santé et de Recherche Médicale, Edition EDP Sciences, Paris, France, 1014 p.
- Baldi G., Francesca S., Luca L., Silvia T., Pietro R., Siria T., Daniela P., Rossella M., Giuseppe M. & Massimiliano P. (2019). Comparison of Quality Traits among Breast Meat Affected by Current Muscle Abnormalities. *Food Research International*, 115 : 369-76.
- Bancal V & Tano K. (2019). Etude des modalités de réduction des pertes après récolte dans les cultures maraichères en Côte d'Ivoire. Rapport d'Expertise, PS n°010/FIRCA/DCARA/PRO2M/2018, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 91 p.
- Banjo A.D., Aina S.A. & Rije O.I. (2010). Farmers' knowledge and perception towards herbicides and pesticides usage in Fadama area of Okun- Owa, Ogun State of Nigeria. *African Journal of Basic and Applied Sciences* 2 : 188-194.
- Bao W.Y., Satuito C.G., Yang J.L. & Kitamura H. (2007). Larval settlement and metamorphosis of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in response to biofilms. *Marine Biology*, 150(4) : 565-574.

- Barcelo F. (2003). The Madrid card sorting test (MCST). A task switching paradigm to study executive attention with event-related potentials. *Brain Research. Brain Research Protocols*, 11 : 27-37.
- Bard D. (1995). Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*, 43 : 423-431.
- Barlow S.M., Greig J.B., Bridges J.W., Carere A., Carpy A.J.M., 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.
- Batsch D. (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse de Doctorat, Faculté de Pharmacie, Université Henri Poincaré-Nancy 1 (Nancy, France), 165 p.
- Baudouin K.K. (2013). Le rôle des Industries Agroalimentaires dans la croissance agricole : Cas de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, UFR Economie et Gestion de l'Espace, Université Ibn Zohr (Agadir, Maroc), 288 p.
- Baquero F., Martínez J.L. & Cantón R. (2008). Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology*, 19(3) : 260-265.
- Bajwa A.A. (2014). Sustainable weed management in conservation agriculture. *Crop Protection*, 65 : 105-113.
- Bayer inc. (2021). Monographie avec renseignements destinés aux patients 77 p. www.Bayer.ca Consulté le 14 Février 2024.
- Beier S., Klümper C., Koster S. & Mauer C. (2011). Full scale membrane bioreactor treatment of hospital wastewater as forerunner for hot-spot wastewater treatment solutions in high density urban areas. *Water Science and Technology*, 63(1) : 66-71.
- Beltran F.J., Pocostales P., Álvarez P.M. & López-Piñeiro F. (2009). Catalysts to improve the abatement of sulfamethoxazole and the resulting organic carbon in water during ozonation. *Applied Catalysis B : Environmental*, 92(3-4) : 262-270
- Bendé T.J. (2003). Production et environnement phytosanitaire des cultures légumières dans la zone urbaine de Yamoussoukro. Mémoire pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur des Techniques Agricoles, Ecole Supérieure d'Agronomie de Yamoussoukro (Yamoussoukro, Côte d'Ivoire), 63 p.

- Bester A.C., Jonathan D.L., Alejandro C., George M.C., John G.C. & Pier Paolo P. (2018). An Integrated Genome-wide CRISPRa Approach to Functionalize lncRNAs in Drug Resistance, *Cell*, 173: 649-664.
- Blanchet G., Carpentier P. & Lallement G. (1991). Vulnérabilité du système nerveux central vis -à-vis des neurotoxiques organophosphorés. *Médecine et Armées*, 19: 403-407.
- Blanchoud H., Tallec G., Barriuso E., Schott C., Laverman A., Habets F. & Chevreuil M. (2008). Projet d'étude de la contamination par les pesticides d'eaux de rivières et de nappes au niveau du bassin versant de l'Orgeval. Rapport d'activités PIREN, Seine 5 p.
- Bognini S. (2010). Cultures maraîchères et sécurité alimentaire en milieu rural. Mémoire de Master II Recherche, Université de Ouagadougou (Ouagadougou, Burkina Faso), 48 p.
- Boillot C. (2008). Évaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques. Thèse de Doctorat, Spécialité Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, École Doctorale de Chimie (Lyon, France), 299 p.
- Boillot C., Bazin C., Tissot-Guerraz F., Droguet J., Perraud M., Cetre J.C., Trepo D. & Perrodin Y. (2008). Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities. *Science of The Total Environment*, 403(1-3) : 113-129.
- Boissonnot R. (2014). Risques sanitaires et perception chez les agriculteurs utilisateurs de produits phytopharmaceutiques. Mémoire de Doctorat, Génie des procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé, Université d'Abbé Grégoire (Paris, France), 35 p.
- Bonnefoy N. (2012). Rapport d'information fait au nom de la mission commune d'information sur les pesticides et leur impact sur la santé et l'environnement. Rapport d'Information, N°42, Sénat (France), Session Ordinaire 2012-2013, 348 P. <http://www.senat.fr/notice-rapport/2012/r12-042-1-notice.html>. Consulté le 11 juillet 2024.
- Boni B. Y., Silvie P., Komlan F., Mensah A., Alabi T., Verheggen F. & Francis F. (2017). Plantes pesticides et protection des cultures maraîchères en Afrique de l'Ouest (synthèse bibliographique). *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 21 : 288-304.

- Bonvalot S., Gabalda G., Remy D., Pavez A., Diamant M. & Mothes P. (2002). Assessment of ground deformation measurements on Andean volcanoes using SAR interferometry and GPS data. Proceedings of So ISAG, Toulouse, France, 97-100.
- Bordereau-Dubois B. (2011). Récepteurs nicotiniques neuronaux d'insectes et insecticides : caractérisation de facteurs cellulaires impliqués dans la modulation de l'efficacité des néonicotinoïdes. Thèse de Doctorat, Biologie des organismes, Ecole Doctorale Végétale, Environnement, Nutrition, Agroalimentaire, Mer, Université Angers (Angers, France), 195 p.
- Bouchon C. & Lemoine S. (2003). Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport final, Université des Antilles et Guyane, Guadeloupe, France 71 p.
- Boussaid N. & Mokadem S. (2018). Recherche des bactéries Gram négatif multi-résistantes isolées des patients et de leurs environnements à l'EPH « Mohamed Boudiaf » et l'EHSE mères et enfants d'Ouargla. Mémoire Master en Microbiologie Appliquée, Université KasdiMerbah -Ouargla (Ouargla, Algérie), 73 p.
- Boussaid A., Chouaibia M., Rezigb L., Hellal R., Donsia F., Ferrara G. & Hamdib S. (2018). Physicochemical and Bioactive Properties of Six Honey Samples from Various Floral Origins from Tunisia. *Arabian Journal of Chemistry*, 11(2) : 265-274.
- Bouزيد J., Chahlaoui A., Zaid A., My Mehdi R. & Bouhlou L. (2013). Etude bactériologique et physicochimique des effluents liquides de l'hôpital Mohamed V de Meknès. *Science Lib*, 5(130803) : 1-15
- Broutin C., Commeat P.G. & Sokona K. (2005). Le maraîchage face aux contraintes et opportunités de l'expansion urbaine. Le cas de Thiès/Fandène (Sénégal), Groupe de Recherche et d'Echanges Technologiques, Enda groupe recherche action formation, document de travail n°2, Ecocité, 41 p. www.ecocite.org. Consulté le 22 Mai 2024.
- Brown K. & Jameton A. (2000). Public health implication of urban agriculture. *Journal of public health policy*, 21(4) : 20-30.
- Bryskier A. (1999). Antibiotiques agents antibactériens et antifongiques. Edition Ellipses. Paris (France), 1216 p.

- Bryskier. A. & Butzler J.P. (2003). Macrolides. *In Antibiotic and Chemotherapy: Antiinfective agents and their use in therapy* (Finch RG, Greenwood, Norrby SR, Whitley RJ, eds), Edinburgh: Churchill Livingstone, 310-325.
- Bryskier A. & Bergogne-Bérézin E. (2005). Macrolides. *In Bryskier M.D., editor. Antimicrobial agents. American Society of Microbiology*, 475-526.
- Bueno R.C.O.F., Parra J.R.P. & Bueno A.F. (2012). Trichogramma pretiosum parasitism of Pseudoplusia includens and Anticarsia gemmatilis eggs at different temperatures. *Biological Control*, 60 : 154-162.
- Calvet R., Barriuso E., Bedos C., Benoit P., Charnay M. P. & Coquet Y. (2005). Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, Paris, 637 p.
- Carraro E., Bonetta S.I., Bertino C., Lorenzi E., Bonetta S.A. & Gilli G. (2016). Hospital effluents management : chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. *Journal of Environmental Management*, 168 : 185-199.
- Cassee F.R., Groten J.P. & Van Bladeren P.J. (1998). Toxicological evaluation and risk assessment of chemical mixtures. *Critical Review in Toxicology*, 28 : 73-101.
- CEAEQ & MAPAQ (2003). Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte au feu (PAF), MA.1010-PAF 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 9 p.
- Chafia H., Abdelaziz B. & Mohammed H. (2013). Caractérisation des rejets liquides d'une unité de réparation navale à Agadir. *Revue Internationale d'Héliotechnique*, 45 : 29-36.
- Chaux C. & Fourry C. (1994). Production légumière, tome 1: Généralité. Lavoisier, Paris (France), 543 p.
- Chen G., Li M. & Liu X. (2015). Fluoroquinolone antibacterial agent contaminants in soil/groundwater: a literature review of sources, fate, and occurrence. *Water Air & Soil Pollution*, 226 : 1-11.
- Cherin P., Voronsk E., Fraoucene N. & De Jaeger C. (2012). Toxicité aiguë des pesticides chez l'homme. *Médecine et Longévité*, 4(2) : 68-74.
- Chonova T., Keck F., Labanowski J., Montuelle B., Rimet F. & Bouchez A. (2016). Separate treatment of hospital and urban wastewaters: a real scale comparison of effluents and their effect on microbial communities. *Science of the Total Environment*, 542 : 965-975.

- Chopra I. & Roberts M. (2001). Tetracycline Antibiotics: Mode of Action, Applications, Molecular Biology, and Epidemiology of Bacterial Resistance. *Microbiology Molecular Biology Review*, 65(2) : 232-260.
- 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 Journal Agriculture & Environment Sciences*, 14(5) : 421-427.
- Cidlinova A., Wittlingerova Z.M., Zimova M., Chrobáková T. & Petruželkova A. (2018). Ecotoxicity of Wastewater from Medical Facilities. *A Review Environment Sciences*, 49(1) : 26-31.
- CIRAD (2018). Bilan des filières végétales et sécurité alimentaire. Rapport annuel, Montpellier (France). <https://www.cirad.fr/publications-ressources>. Consulté le 20 Mai 2024.
- Cissé I., Tandia A.A., Fall S.T. & Diop E.H.S. (2003). Usage incontrôlé des pesticides en agriculture périurbaine : cas de la zone des Niayes au Sénégal. *Cahiers d'Etudes et de Recherches Francophones / Agricultures*, 12 (3) : 181-186.
- Claeys W.L., Schmit J.F., Bragard C., Guy Maghuin-Rogister G., Pussemier L. & Bruno Schiffers B. (2011). Exposure of several Belgian consumer groups to pesticide residues through fresh fruit and vegetable consumption. *Food Control*, 22 : 508-516.
- Clark J.M. & Symington S. (2012). Advances in the mode of action of pyrethroids. *Springer*, 314: 49-72
- Cleuvers M. (2004). Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(3) : 309-315.
- Cluzeau S., Patunelle M. C. & Lhoutellier C. (2000). Index phytosanitaire, Association de coordination Technique Agricole, ACTA, Paris (France), 644 p.
- NRC (1983). Evaluation des risques au sein du gouvernement fédéral : gestion du processus, Comité sur les moyens institutionnels d'évaluation des risques pour la santé publique, 191 p. <http://www.nap.edu/catalog/366.html>. Consulté le 22 Mars 2023.

- CNRA (2010). Le CNRA en 2010. Direction des innovations et des systèmes d'informations
- Commission Européenne, 2009. Règlement CE n°1107/2009 du Parlement Européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *Journal officiel de l'Union Européenne*, 309(1) : 1-50
- 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.
- Codex Alimentarius (2022). Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Commission du Codex Alimentarius 45^e session 21 - 25 Novembre et 12-13 Décembre 2022. Rapport de la 53^e session du Comité du Codex sur les résidus de pesticides, Rome, Italie, 126 p.
- Coly A. (2000). Recherche et dosage des pesticides organochlorés dans le lait maternel au niveau de la région de Dakar. Thèse de doctorat en pharmacie, Université Cheick Anta-Diop de Dakar (Dakar, Sénégal), 236 p.
- Come D. & Corbineau F. (1999). Classification et caractéristiques physiologiques majeures des légumes. In : Technologie des légumes, Edition Techniques & Documentation, Paris (France), 80 : 3-14
- Commission Européenne (2009). Règlement CE n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 309(1) : 1-50.
- Congo K. (2013). Risques sanitaires associés à l'utilisation de pesticides autour de petites retenues : cas du barrage de Loumbila. Mémoire de Master, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, (Ouagadougou, Burkina Faso), 68 p.
- Couvreur P., Barratt G., Fattal E., Legrand P. & Vauthier C. (2002). Nanocapsule, technologies. *Critical Reviews in Therapeutic Drug Carrier Systems*, 19 : 99-134.
- Courvalin P., Leclercq R. & Bingen E. (2006). AntibioGramme. 2^{ème} édition, Eska publisher, Paris (France), 693 p.

- Couteux A. & Lejeune V. (2006). Index Phytosanitaire, 42e édition, ACTA, Paris (France), 824 p.
- CPP (2002). Risques sanitaires liés à l'utilisation des produits phytosanitaires. Rapport du Comité de la Prevention et de la Précaution, Paris (France), 47 p.
- Crepet A. (2007). Statistique Bayésienne et Monté-Carlo de second ordre pour l'évaluation des risques microbiologiques. Le cas de *Listeria monocytogenes* dans les produits de quatrième gamme. Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Agro Paris Tech, Ecole doctorale ABIES, (Paris, France), 258 p.
- Crawford-Brown D.J. (1999). Risk Based Environmental Decisions: Methods and Culture. Kluwer Academic Publishers, Norwell, MA, 224 p.
- Cruz-Morató C., Lucas D., Llorca M., Rodriguez-Mozaz S., Gorga M., Petrovic M., Barceló D., Vicent T., Sarrà M. & Marco-Urrea E. (2014). Hospital wastewater treatment by fungal bioreactor: Removal efficiency for pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds. *Science of The Total Environment*, 493 : 365-376.
- CSP (2018). Liste des pesticides autorisés par la 43^{ème} session ordinaire du Comite Sahélien des pesticides, 48 p. <http://insah.cilss.int/index.php/2018/05/08/43ème-session-du-comite-sahelin-des-pesticides> Bamako- Mali-19-24-nov-2018/.
- Dagot C. (2018). Traitement des résidus de médicaments dans les ouvrages d'épuration des eaux. *Environment Risques of Santé*, 17(1) : 47-58.
- Dakuyo R., Konate K., Sama H., Sanou A., Kabore K., Diao M., Dibala C.I. & Dicko M.H. (2020). Assessment of onions contamination by pesticides residues and characterization of market gardeners' cultural practices in the region of Boucle du Mouhoun (Burkina Faso). *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 14(9) : 3097-3109.
- Damalas C.A. & Eleftherohorinos I.G. (2011). Pesticide Exposure, Safety Issues and Risk Assessment Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8 : 1402-1419.
- Dao C.P. (2014). Impact de la participation des femmes dans l'activité de la pêche sur l'amélioration de la sécurité alimentaire et nutritionnelle des ménages dans la vallée du Sourou. Mémoire d'ingénieur de développement rural, option Sociologie et économie

- rurales. 'Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Institut du Développement Rural (Bobo-Dioulasso, Burkina Faso), 55 p.
- Davis R., Markham A. & Balfour J.A. (1996). Ciprofloxacin: An updated review of its pharmacology, therapeutic efficacy and tolerability. *Drugs*, 51(6) : 1019-1074.
- Dawson A.H., Eddleston M., Senarathna L., Mohamed F., Gawarammana I., Bowe S.J., Manuweera G. & Buckley N.A. (2010). Acute Human Lethal Toxicity of Agricultural Pesticides: A Prospective Cohort Study. *Public Library of Science Medicine*, 7(10) : 1-11.
- Deblonde T., Dreyer M. & Hartemann P. (2012). Résidus médicamenteux et eau destinée à la consommation humaine. *Hegel*, 2(3) : 12-20.
- De Bon H., Diallo L.B., Sène J.M., Simon S. & Sow M.A. (2019). Rendements et pratiques des cultures maraîchères en agriculture biologique au Sénégal. *Cahiers Agricultures*, 28(2) : 1-9.
- Debourges D., Roblot F., Hocquemiller R. & Cavé A. (1987). Alcaloïdes des Annonacées, 77. Alcaloïdes de *Duguetia spixiana*. *Journal of Natural Products*, 50 : 664-673.
- Declert C. (1990). Manuel de phytopathologie maraîchère tropicale- Cultures de Côte d'Ivoire. Edition ORSTOM, Paris (France), 333 p.
- De Jaeger C., Voronska E., Fraoucene N. & Cherin P. (2012). Exposition chronique aux pesticides, santé et longévité. Rôle de notre alimentation. *Médecine & Longévité* 4 : 75-92.
- Delhalle L., Saegerman C., Farnir F., Korsak N. & Daube G. (2008). L'évaluation quantitative du risque microbiologique. Revue de trois modèles liés à *Salmonella* dans les aliments. *Annales de Médecine Vétérinaire*, 152 : 116-129.
- Denisse A.P. (2016). Etude du devenir et de l'impact des antibiotiques à l'échelle d'un bassin versant : application au bassin versant du Katari (Bolivie). Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement, Université Grenoble Alpes (Grenoble, France), 258 p.
- Derache R., Hill J.W. & Hill C.S. (1986). Toxicologie et sécurité des aliments. Technique et documentation, Lavoisier, Paris (France), 300-351.
- Deviller J., Farret R., Girardin P., Rivière J.L. & Soulias G. (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Techniques et documentation, Lavoisier, Paris, France, 278 p.

- Diarra M. (2013). Traitement par voie photochimique des effluents phytosanitaires issus du rinçage des fonds de cuve et des pulvérisateurs. Thèse de Doctorat en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 161 p.
- Diarra M. (2023). Degré de contamination des cultures maraichères par des résidus de pesticides : cas des Aubergines (*Solanum aethiopicum*) dans la localité de Tiébissou (centre de la Côte d'Ivoire) acte du colloque " crises secondaires en Afrique : Diagnostics, défis et stratégies pour des solutions durables, *Revue trimestrielle en Sciences sociales*. PASERES, 35 p.
- Dinh T., Moreau-Guigon E., Tournebize J., Labadie P., Alliot F. & Chevreuil M. (2010). Contamination en antibiotiques des sols agricoles par les déchets de l'assainissement urbain : évaluation des transferts potentiels vers le réseau hydrographique par le drainage agricole et les processus de ruissellement. Rapport d'activités du programme PIREN Seine 2009, (Paris, France), 10 p.
- Diop A. (2013). Diagnostic des pratiques d'utilisation et de quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal). Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, Université de Littoral Côte d'Opale (Côte d'Opale, France), 240 p.
- Diop K. (2005). Analyse par les méthodes chromatographiques et spectrophotométriques de résidus de pesticides dans des légumes, des fruits et des conserves d'ananas importés au Sénégal. Mémoire de Diplôme d'Etude Approfondie, Université Cheikh Anta Diop (Dakar, Sénégal), 98 p.
- Dirany A. (2010). Études cinétique et mécanistique d'oxydation / minéralisation des antibiotiques sulfaméthoxazole (SMX), amoxicilline (AMX) et sulfachloropyridazine (SPC) en milieux aqueux par procédés électrochimiques d'oxydation avancée. Mesure et suivi d'évolution de la toxicité lors du traitement. Thèse de Doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris Est (Paris, France), 186 p.
- Diwediga B., Hounkpe K., Wala K., Batawila K., Taton I. T. & Akpagana K. (2012). Agriculture de contre saison sur les berges de l'Oti et ses affluents. *African Crop Science Journal*, 20 : 613- 624.
- Dongmo T., Gockowski J., Hernandez S., Awono L & Moudon M. (2005). L'agriculture périurbaine à Yaoundé : ses rapports avec la réduction de la pauvreté, le développement

- économique, la conservation de la biodiversité et de l'environnement. *Tropicultura*, 23(3) : 130-135.
- 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.
- Driss B., Youssef E. G. & Ghizlane Z. (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc. *Afrique Science*, 05(2) : 199-216.
- Dubois A. (2013). Chiffres et Statistiques. Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. *Commissariat Général au Développement Durable*, 436 : 1-7.
- Duong H.A., Pham N.H., Nguyen H.T., Hoang T.T., Pham H.V., Pham V.C. & Alder A.C. (2008). Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere*, 72 (6) : 968-973.
- 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 extrapolation issues. *Food and Chemical Toxicology*, 40 : 237-282.
- Ebele A.J., Abdallah M.A.E. & Harrad S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging contaminants*, 3(1) : 1-16.
- EFSA (2021). Rapport 2019 de l'Union européenne sur les résidus de pesticides dans les aliments. *Autorité Européenne de Sécurité des Aliments Journal*, 19(4) : e06491.
- Ehouman A.G.S. (2013). Contribution à l'évaluation de risques alimentaires liés à l'exposition de la population du département de Buyo (Côte d'Ivoire) aux résidus de pesticides. Thèse de Doctorat en Sciences Technologies des Aliments, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 122 p.
- Elizabeth Y. Y. (2020). Prescription des antibiotiques dans le Service d'Accueil des Urgences du CHU Gabriel Touré. Thèse de Doctorat en Médecine, Faculté de Médecine et d'Odontostomatologie, Université des Sciences, des Techniques et des Technologies de Bamako (Bamako, Mali) 94 p

- 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 Chimie, Ecole Nationale Supérieure Agronomie d'Agadir (Agadir, Maroc), 143 p.
- El Mrabet K. (2010). 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, Chimie Analytique, Université Pierre et Marie-Curie (Paris, France), 295 p.
- El-Rachidi M. (2012). Etude cinétique et mécanistique des réactions hétérogènes du folpet et du Dimethomorphe avec l'ozone et les radicaux OH, photooxydation homogène des composés morpholiniques avec les radicaux OH. Thèse de Doctorat, Sciences Technologies Santé, Université de Reims Champagne-Ardenne (Reims, France), 195 p.
- Emmanuel E., Blanchard J-M., Keck G. & Perrodin Y. (2001). Caractérisation chimique, biologique et écotoxicologique des effluents hospitaliers. Déchets Sciences et Techniques. *Revue francophone d'Ecologie Industrielle*, 22 : 31-33.
- Emmanuel E., Keck G., Blanchard J.M., Vermande P. & Perrodin Y. (2004). Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Environment International*, 30(7) : 891-900.
- Empereur-Bissonet P. (1999). Aspect méthodologique de l'évaluation quantitative des risques pour la santé humaine liés aux pollutions chimiques de l'environnement. *Energies santé*, 10 : 562-582.
- EPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS). Volume 1 : Human Health Evaluation Manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/1-89/002
- Eskenazi B., Marks A.R., Bradman A., Fenster L., Johnson C., Barr D.B. & Jewell N.P. (2006). In utero exposure to Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) and dichlorodiphenyl -dichloroethylene (DDE) and neurodevelopment among young Mexican American children *Pediatrics*, 118(1) : 233-241

- Evens E. (2003). Evaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. Thèse de Doctorat, Sciences et Techniques du déchet, Ecole doctorale de chimie (Lyon, France), 247 p.
- FAO/OMS (1995). Evaluation des risques dus à la présence de produits chimiques dans les aliments. Archives de documents de la FAO 1995. Issu de l'Application de l'analyse des risques dans le domaine des normes alimentaires, par le Comité mixte FAO/OMS d'experts des Normes alimentaires. Rapport de la Consultation mixte d'experts, Genève (Suisse), 39 p.
- FAO/OMS (2002). Manual on development and use of FAO and WHO, pesticide specification, Rome (Italie), 338 p.
- FAO (2002). Agriculture, alimentation et nutrition en Afrique: un ouvrage de référence à l'usage des professeurs d'agriculture. FAO, Rome (Italie), 411 p.
- FAO (2006). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. FAO, Rome (Italie), 207 p.
- FAO (2008). Introduction aux concepts de la sécurité alimentaire. FAO, Rome, Italie, 4 p.
- FAO (2009). Le défi alimentaire de l'Afrique, in document de synthèse de la FAO, 1-3.
- FAO. (2010). Production agricole, cultures primaires, Banque de données statistiques. FAO Stat: <http://www.fao.org>. Consulté le 20 Mai 2023.
- FAO (2012). Pour des villes plus vertes en Afrique. Premier rapport d'étape sur l'horticulture urbaine et périurbaine. Rome, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 116 p.
- FAOSTAT. (2016). Situation de la production de tomates au Burkina Faso. <http://www.fao.org/faostat/fr/#data/QC>. Consulté le 10 Juillet 2024.
- Fauvelle V. (2012). Evaluation de la contamination en pesticides des tributaires du bassin d'Arcachon et développement d'un échantillonneur passif spécifique des herbicides anioniques. Thèse de Doctorat en Chimie Environnementale, Université de bordeaux 1 (Bordeaux, France), 259 p.
- Fick J., Söderström H., Lindberg R.H., Phan C., Tysklind M. & Larsson D.J. (2009). Contamination of surface, ground, and drinking water from pharmaceutical production. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12) : 2522-2527.

- FIRCA (2019). Etude d'identification et analyse des contraintes à la production maraîchère selon les grandes zones agro-climatiques de la Côte d'Ivoire PS n°009/FIRCA/DCARA/PRO2M/2018. Rapport d'Expertise, CIRAD, Côte d'Ivoire, 140 p.
- Flaherty C.M. & Dobson S.I. (2005). Effects of pharmaceuticals on *Daphnia* survival, growth, and reproduction. *Chemosphere*, 61(2) : 200-207.
- Fleischer G., Andoli V., Coulibay M. & Randolpht T. (1998). Analyse socio-économique de la filière des pesticides en Côte d'Ivoire. Publication du projet de politique des pesticides en collaboration avec la direction de la protection des végétaux et de la qualité du ministère de l'agriculture et des ressources animales de Côte d'Ivoire. Séries de publication N°06/F. Hanovre/Abidjan, 112 p.
- Flippin J.L., Huggett D. & Foran C.M. (2007). Changes in the timing of reproduction following chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka, *Oryzias latipes*. *Aquatic Toxicology*, 81 : 73-78.
- Fondio L., Djidji A. H., N'Gbesso M. F. & Tahouo O. (2012). L'agriculture hors-sol pour produire des légumes de qualité en zone urbaine de Côte d'Ivoire. Le Centre National de Recherche Agronomique en 2012, 51 p
- Fouad S., Chlaida M., Belhouari A., Hajjami K. & Cohen N. (2013), Qualité bactériologique et physique des eaux de l'Oued Hassar (Casablanca, Maroc): Caractérisation et analyse en Composantes principales. *Les Technologies de Laboratoire*, 7(30) : 1-9.
- Garcia F.P., Cortes A.S.Y., Oyarzun J.C.G., Hernandez C.A. & Alavarado P.V. (2012). Pesticides: classification, uses and toxicity. Measures of exposure and genotoxic risks. *Journal of Research in Environmental Science and Toxicology*, 1(11) : 279-293.
- 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 : 19-39.
- Gnagne T., Brissaud F. & Houénou P.V. (2007). Possibilités d'utilisation du pH pour le suivi de l'efficacité épuratoire des eaux usées peu alcaline fortement chargées en matières oxydables en épuration par infiltration sur sable. *Journal-Société Ouest Africaine de Chimie*, 24 : 83-90.

- Gnekpo A.B. & Ziehi A.D. (2001). Intégration irrigation- aquaculture en Côte d'Ivoire. In: proposal for African network on integrated irrigation and aquaculture. Proceedings of a workshop held in Accra (Accra, Ghana), 80 p.
- Gupta J., Siddique Y.H., Beg T., Ara G. & Afzal M. (2009). Protective role of green tea extract against genotoxic damage induced by anticancer drug and steroid compound, separately, in cultured human lymphocytes. *Pharmacologyonline*, 3 : 156-174.
- Hampoh H.A. (2016). Evaluation des risques alimentaires liés à la consommation des poissons de la lagune de Grand-Lahou (Côte d'Ivoire) exposés aux micropolluants environnementaux (PCB et HAP). Thèse Unique de Doctorat, Spécialité: Nutrition et Sécurité Alimentaire, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 150 p.
- Hamoud Y.G., John H. & Robert C. (2006). Plan national de mise en œuvre de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. République de Côte d'Ivoire, Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts, 147 p.
- Hansen S.R. (2006). Pyrethrins and pyrethroid. In: Delhay D. Effets indésirables et intoxications dus à l'utilisation de médicaments à base de permethrine chez le chat: Etude épidémiologique. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard (Lyon, France), 151 p.
- Hapeman C.J., McConnell L.L., Rice C.P., Sadeghi A.M., Schmidt W.F. & Mc Carty G.W. (2003). Current United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service research on understanding agrochemical fate and transport to prevent and mitigate adverse environmental impacts. *Pest Management Science*, 59 : 681-90
- Harence F.F. (2012). Gestion des effluents domestiques en milieu hospitalier: cas du centre national hospitalier Hubert Koutoukou maga de Cotonou (Bénin), Mémoire de Master en Ingénierie de l'Eau et de l' Environnement à l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 62 p.
- Hatcher J.M., Pennell K.D. & Miller G.W. (2008). Parkinson's disease and pesticides: a toxicological perspective. *Trends in Pharmacological Sciences*, 29(6) : 322-329.
- Heberer T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment. *A review of recent research data. Toxicology Letters*, 131(1-2) : 5-17.
- Herath C., Jayasumana C., De Silva P.M. C.S., De Silva P.H.C., Siribaddana S. & De Broe M.E. (2017). Kidney Diseases in Agricultural Communities : a case against Heat-Stress Nephropathy. *Kidney International Reports*, 3(2) : 271-280.

- Hernando M.D., Petrović M., Fernandez-Alba A.R. & Barcelo D. (2004). Analysis by liquid chromatography-electro spray ionization tandem mass spectrometry and acute toxicity evaluation for beta-blockers and lipid-regulating agents in wastewater samples. *Journal of Chromatography A*, 1046(1-2) : 133-140.
- Hernando M., Mezcua M., Fernandez-Alba A. & Barcelo D. (2006). Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 69 : 334-342.
- Hiemstra M. & De Kok A. (2007). Comprehensive multi-residue method for the target analysis of pesticides in crops using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography*, 1154(3) : 1-2.
- Hirsch R., Ternes T., Haberer K. & Kratz K.L. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 225(1-2) : 109-118.
- 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.
- Hu J.Y., Chen X., Tao G. & Kekred K. (2007). Fate of endocrine disrupting compounds in membrane bioreactor systems. *Environmental Science & Technology*, 41 : 4097-4102
- Ibrahim Y.A. (2015). A regulatory perspective on the potential carcinogenicity of glyphosate. *Journal of Toxicology and Health*, 2 : 1-11.
- ILFAU (1999). « Mémoire sur métropolisation, Agriculture urbaine et sécurisation foncière à Ouagadougou ». CTA/ETC-RUAF/CREPA, Visite d'étude et Atelier International sur la Réutilisation des Eaux Usées en Agriculture Urbaine: un défi pour les municipalités en Afrique de l'Ouest et du Centre. 3-8 Juin 2002 Ouagadougou Burkina Faso, 71-77.
- Imane S.D. (2018). Recherche et analyse des résidus de pesticides dans la tomate et la courgette cultivées dans la région de Boudouaou et Douaouda. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Ecole Nationale Supérieure Agronomique (Alger, Algérie), 166 p.
- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) (2006). Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques: Naphtalene, Document INERIS –DRC-02-25590-02DR49.doc Version N°1-3, 232 p.

- INERIS (2007). Méthodologie d'évaluation quantitative des risques sanitaires relatifs aux substances chimiques. Conventions ADEME / SYPREA / SPDE / INERIS n° 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071, version 1 du 15 octobre 2007, 45 p.
- INRS (2007). Utilisation des produits phytosanitaires en agriculture tropicale. Institut National de Recherche et de Sécurité, Brochure, Paris (France), 24 p.
- INS (2014). Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Rapport d'exécution et présentation des principaux résultats, Rapport de l'INS Côte d'Ivoire 49 p. <http://www.ins.ci/n/resultats%20globaux>. Consulté le 10 Mai 2022.
- InVS/Afsse (2005). Evaluation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires. Rapport InVS/Afsse, France, 157 p.
- Isidori M., Lavorgna M., Pardelli A., Pascarella I. & Parrella A. (2005). Toxic and genotoxic évaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of The Total Environment*, 346 (1-3) : 87-98
- Jayasumana C., Gunatilake S. & Senanayake P. (2014). Glyphosate, Hard Water and Nephrotoxic Metals: Are They the Culprits Behind the Epidemic of Chronic Kidney Disease of Unknown Etiology in Sri Lanka. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11 : 2125-2147.
- Jjemba P.K. (2006). Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63(1) : 113-130.
- Joss A., Zabczynski S., Gobel A., Hoffmann B., Löffler D., McArdell C.S., Ternes T.A., Thomsen A. & Siegrist H. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research*, 40(8) : 1686-1696.
- Jouneau S., Brinchault G. & Desrnes B. (2014). Prise en charge des exacerbations de la ville à l'hôpital. *Presse Médicale Elsevier*, 43(12) : 1359-1367.
- Juc L. (2007). Etude des risques liés à l'utilisation des pesticides organochlorés et impact sur l'environnement et la santé humaine. Thèse de Doctorat, Sciences de la Terre, Université Claude Bernard, Lyon 1 (Lyon, France), 228 p.
- Judd M. (2002). Classification and system in flowering plants. In: Historical Background. plant systematic: A Phylogenetic Approach. Sinauer (Eds.), Sunderland (Etats-Unis), 41-53.

- Kambiré O.C.S. (2021). Niveau de contamination des cultures maraichères par les pesticides dans la zone péri-urbaine de Daloa (Côte d'Ivoire): cas des carottes et choux. Mémoire de Master de Physique Chimie, Option : Chimie Environnementale, Université Jean Lorougnon Guédé, (Daloa, Côte d'Ivoire), 36 p.
- Kanama K.M., Daso A.P., Mpenyana-Monyatsi L. & Coetzee M.A. (2018). Assessment of pharmaceuticals, personal care products, and hormones in wastewater treatment plants receiving inflows from health facilities in North West Province, South Africa. *Journal of toxicology*, 2018 : 1-15.
- Kanda M., Djaneye-Boundou G., Wala K., Gnandi K., Batawila K., Sami A. & Akpagana K. (2013). Application des pesticides en agriculture maraîchère au Togo. *VertigO*, 13(1) : 4-8.
- Kankonde M. & Tollens E. (2001). Sécurité alimentaire au Congo-Kinshasa: production, consommation et survie. L'Harmattan, Paris, France, 478 p.
- Kapoor U., Srivastava M.K., Srivastava A.K., Patel D.K., Garg V. & Srivastava I.P. (2013). Analysis of imidacloprid residues in fruits, vegetables, cereals, fruit juices, and baby foods, and daily intake estimation in and around Lucknow, India. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(3) : 723-727.
- Katié A.L., Bakayoko-L.R. & Kacou D.H. (1996). Les médicaments en utilisation courante en pratique odontologique au centre de consultation de traitements Odonto - Stomatologiques d'Abidjan. *Revue Internationale du Collège d'Odonto-Stomatologie Africain et de Chirurgie Maxillo-Faciale* 3(1) : 47-49.
- Keck G. & Vernus E. (2000). Déchets et risques pour la santé. *Techniques de l'Ingénieur, traité Environnement*, G 2450, 17 p.
- Kengne N.I.M. (2000) Evaluation d'une station d'épuration des eaux usées domestiques par lagunage macrophytes à Yaoundé: Performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae. Thèse de Doctorat de 3e Cycle, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I (Yaoundé, Cameroun), 153 p.
- Khan M.T., Shah I.A., Ihsanullah I., Naushad Mu., Ali S., Shah S.H.A. & Mohammad A.W. (2021). Hospital wastewater as a source of environmental contamination: An overview of management practices, environmental risks, and treatment processes. *Journal of Water Process Engineering*, 41 : 101-990.

- Kiba D.1. (2012). Diversité des modes de gestion de la fertilité des sols et leurs effets sur la qualité des sols et la production des cultures en zones urbaine, péri-urbaine et rurale au Burkina Faso. Doctorat Unique en Développement Rural, Option: Systèmes de Production Végétale. Spécialité: Sciences du Sol, Institut du Développement Rural, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso (Bobo-Dioulasso, Burkina Faso), 153 p.
- Kim E.S. & Hooper D.C. (2014). Clinical Importance and Epidemiology of Quinolone Resistance. *Infection & Chemotherapy*, 46(4) : 226-238.
- Kishida K. (2007). Restricted-access media liquid chromatography for determination of sulfamonomethoxine, sulfadimethoxine, and their N4-acetyl metabolites in eggs. *Food Chemistry*, 101(1) : 281-285.
- Kishimba M. (2005). International workshop on pesticides and other organic pollutants in Africa-Monitoring and mitigation, Ouagadougou, Burkina-Faso, 24-29.
- Kitagawa Y., Okihashi M., Takatori S., Okamoto Y., Fukui N., Murata H., Sumimoto T. & Obana H. (2009). Multi-residue method for the determination of pesticide residues in processed foods by GC / MS / MS. *Shokuhin Eiseigaku Zasshi*, 50(5) : 243-252.
- Kodešová R., Grabic R., Kočárek M., Klement, A., Golovko, O., Fér, M., Nikodem, A., Jakšík, O. (2015). Pharmaceuticals' sorptions relative to properties of thirteen different soils. *Science of the Total Environment*;. 511: 435-443
- Koffi J.P.K., N'go A.Y., Koné D., Kouassi K.H. & Issiaka H. (2015). Mapping of pollution risk of surface waters by runoff from watershed: case of Aghien Lagoon (South of Cote d'Ivoire). *Journal of Water Resource and Protection*, 7 : 1457-1466.
- Kok N., Taper H. & Delzenne N. (1998) Oligofructose modulates lipid metabolism alterations induced by a fat-rich diet in rats. *Journal of Applied Toxicology*, 18 : 47-53.
- Kolia P.Y.M. (2015). Analyse des résidus de pesticides dans les produits maraichers sur le site du barrage de Loumbila au Burkina Faso: Évaluation des risques pour la santé. Memoire de Master en Ingenierie de l'Eau et de l'Environnement option : eau et assainissement, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 51 p.
- Kolpin D.W., Furlong E.T., Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D. & Barber L.B. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams,

- 1999-2000: A national reconnaissance. *Environment Sciences & Technology*, 36(6) : 1202-1211.
- Koné D. (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes (Pistia stratiotes) en Afrique de l'Ouest et du centre: Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de Doctorat, Sciences et Ingénierie de l'Environnement, Ecole Polytechnique de Lausanne (Lausanne, Suisse), 194 p.
- Kouablé B. B., Akamou F. & Coulibaly E. (2003). Catalogue phytosanitaire de Côte d'Ivoire. Ministère d'Etat, Ministère de l'Agriculture, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 44 p.
- Kouadio D. L., Traore K.S., Bekro Y.A., Véronique M., Dembele A., Mamadou K., Mazellier P., Legube B. & Houenou P. (2009). Contamination des Eaux de Surface par les Produits Pharmaceutiques en Zones Urbaines de Côte d'Ivoire: Cas du District d'Abidjan. *European Journal of Scientific Research*, 27(1) : 140-151.
- Kouadio D.L. (2011). Contamination des eaux par quelques antibiotiques et anti-inflammatoires non-stéroïdiens et traitement photochimique: Cas de la commune de Yopougon. Thèse de Doctorat en Chimie Environnementale et Santé Humaine, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 158 p.
- Kouadio D.L., Ehouman S., Soro B., Diarra M., Doumbia M., Meite L., Mamadou K., Dembele A. & Traore S. (2014). Contamination du lait caillé et de l'oeuf consommé en Côte d'Ivoire par des pesticides organochlorés. *Afrique Science*, 10(4) : 61-69.
- Kouakou K.J., Bekro Y.A., Sika A.E., Baize D., Dogbo D.O., Bounakhla M., Zahry F. & Macaigne P. (2008). Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraîchers de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *European Journal of Sciences Research*, 21(3) : 471- 487.
- Kouakou K.J., Yao K.B., Sika A. E., Gogbeu S.J., Koné L.S.P. & Dogbo D.O. (2019). Caractérisation de l'activité de maraîchage dans la commune de Port-Bouët (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 41(1) : 6747-6756.
- Kpan K.G.K., Tiho S., Ehouman M.N., Touré M. & Dembélé A. (2017). Évaluation de la toxicité d'un herbicide à base de 2,4-D sur le ver de terre *Eudrilus eugeniae* Kinberg, 1867 (*Oligochaeta*, *Eudrilidae*). *Revue Marocaine des Sciences Agronomique et Vétérinaire*, 5(3) : 304-312.

- Kpan K.K.G., Ehouman N.M., Touré M., Yao B.L., Tiho S., Traoré K.S. & Dembélé A. (2018). Toxicité d'un herbicide à base de glyphosate sur le ver de terre *Eudrilus Eugeniae* KINBERG, 1867 (Oligochaeta, Eudrilidae). *European Journal of Scientific Research*, 150(3) : 285-298.
- Kpan K.G.K., Yao L.B., Diemeleou C.A., N'guettia R.K., Traore S.K. & 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(1) : 6847-6863.
- Kra O., Kassi D. A, Abat T., Bissagnene E. & Kadio A. (2007). Place des antiinfectieux dans la prise en charge des patients à l'hôpital militaire d'Abidjan (HMA). *Le pharmacien d'Afrique* 204: 7-10.
- Kroes R., Iler 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.
- Kumar K., Gupta S. C. & Baidoo S. K. (2005). Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. *Journal Environmental Quality*, 34 : 2082-2085
- Kumari B., Madan V.K. & Kathpal T.S. (2008). Status of insecticide contamination of soil and water in Haryana, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136 : 239-244.
- Kümmerer K., Helmers E., Hubner P., Mascart G., Milandri M., Reinthaler F. & Zwakenberg M. (1999). European hospitals as a source for platinum in the environment in comparison with other sources. *The Science of the total environment*, 225(1-2) : 155-165.
- Kümmerer K. & Helmers E. (2000). Hospital Effluents as a Source of Gadolinium in the Aquatic *Environmental Sciences & Technology*, 34(4) : 573-577.
- Kümmerer K. (2001). Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources. *A review*, *Chemosphere*, 45(6-7) : 957-969.
- Kümmerer K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use - present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(8) : 2354-2366.

- Lajeunesse A., Gagnon C., Gagné F., Louis S., Čejka P. & Sauvé S. (2011). Distribution of antidepressants and their metabolites in brook trout exposed to municipal wastewaters before and after ozone treatment - Evidence of biological effects. *Chemosphere*, 83(4) : 564-571.
- Langford K.H. & Thomas K.V..(2009). Determination of pharmaceutical compounds in hospital effluents and their contribution to wastewater treatment works. *Environment International*, 35 : 766-770.
- Lapworth D.J., Baran N., Stuart M. & Quartier R.S. (2012). Contaminants organiques émergents dans les eaux souterraines : un examen des sources, du devenir et de la présence. *Environmental Pollution*, 163 : 287-303.
- Laxminarayan R., Duse A., Wattal C., Zaidi A.K.M., Wertheim H.F.L., Sumpradit N., Vlieghe E., Hara G.L., Gould I.M., Goossens H., Greko C., So A.D., Bigdeli M., Tomson G., Woodhouse W., Ombaka E., Peralta A.Q., Qamar F.N., Mir F. & Kariuki S. (2013). Résistance aux antibiotiques : la nécessité de solutions mondiales, 13(12) : 1057-1098.
- Leal S., Vrij A., Mann S. & Fisher R. (2010). Detecting true and false opinions: The Devil's Advocate approach as a lie detection aid. *Acta Psychologica*, 134(3) : 323-329.
- Leaute F. (2008). Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau. Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie (Paris, France), 255 p.
- Lecomte J.F., Shaw P., Liland A., Markkanen M., Egidi P., Andresz S., Mrdakovic-Popic J., Liu F., da Costa Lauria D. & Okyar H.B. (2019). ICRP publication 142 : radiological protection from naturally occurring radioactive material (NORM) in industrial processes. *Annals of the ICRP*, 48(4) : 5-67.
- Ledrans M. (2008). L'épidémiologie : un outil pour la veille et la décision en santé environnementale. *Environnement, Risques & Santé*, 1 : 21-26.
- Lee S.E., Kim J.S., Kennedy I.R., Park J.W., Kwon G.S., Koh S.C. & Kim J.E. (2003). Biotransformation of an Organochlorine insecticide, Endosulfan, by *Anabaena* Species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51 : 1336-1340.

- León D.E., Zúñiga-Benítez H., Peñuela G.A. & Mansilla H.D. (2017). Photocatalytic removal of the antibiotic cefotaxime on TiO₂ and ZnO suspensions under simulated sunlight radiation. *Water, Air & Soil Pollution*, 228(9) : 1-12
- 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, Université des Sciences Agricoles, (Vienne, Autriche), 163 p.
- Lima M.J., Silva C.G., Silva A.M.T., Lopes J.C.B., Dias M.M. & Faria J.L. (2017). Homogeneous and heterogeneous photo-Fenton degradation of antibiotics using an innovative static mixer photoreactor. *Chemical Engineering Journal*, 310 : 342-351.
- Lindqvist N., Tuhkanen T. & Kronberg L. (2005). Occurrence of acidic pharmaceuticals in raw and treated sewages and in receiving waters. *Water Research*, 39(11) : 2219-2228.
- Louchahi M. (2015). Enquête sur les conditions d'utilisation des pesticides en agriculteurs dans la région centre de l'Algérois et la perception des agriculteurs des risques associés à leur utilisation. Mémoire de Magister, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie (Alger,Algérie), 103 p.
- Madjigoto R., Ndjekornom O. & Kiari F.H. (2018). La diffusion des cultures maraichères dans le lac Fitri. : l'étude des îles et villages Moudou, Doumourou, Maafé et Yao au Tchad. Rapport de recherche du Laboratoire des langues-Cultures, d'Analyse du Discours et des Pratiques Enseignantes (LACDIPE) de l'Université Abdou Moumouni de Niamey, 322 p.
- Madjouma K., Gbandi D.B., Kpérkouma W., Kissao G., Komlan B., Ambaliou S. & Akpagana K. (2013). Pesticides Application in Market- Gardening in Togo. *Vertigo*, (13) : 1492-8442
- Malintan N.T. & Mohd M.A. (2006). Determination of sulfonamides in selected Malaysian swine wastewater by high-performance liquid chromatography. *Journal of Chromatography*, 1127 (1-2) : 154-160.
- Maman N.S.A., Abdourahmane T.D.B., Yadjji G., Adamou Didier T., Nomaou D.L. & Karimou J.M.A. (2018). Diagnostic de l'utilisation des pesticides dans les cuvettes de Gouré. *Revue International de Géologie, de Géographie et d'Ecologie Tropicales*, 42(2) : 343-350.

- Mangin L. (2016). Antibiotiques et résistance : enquête sur les connaissances et les comportements du grand public. Thèse de Doctorat en Pharmacie, Université de Lorraine (Lorraine, France), 125 p.
- Manirakiza P., Akinbamijo O., Covaci A., Pitonzo R. & Schepens P. (2003). Assessment of organochlorine pesticide residues in West African City Farms: Banjul and Dakar case study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2) : 171-179.
- 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 Agro ressources, Université de Toulouse (Toulouse, France), 207 p.
- Mbaye A. & Moustier P. (2000). Market-oriented urban agricultural production in Dakar. In : Bakker N.; Dubbeling M.; Gundel S.; Sabel-Koschella U. & De Zeeuw H. Growing cities, Growing food: urban agriculture on the policy agenda. A reader on urban agriculture. DSE/ETC, Feldafing, Allemagne, 235-257.
- Mc Ardell C.S., Molnar E., Suter M.J.F. & Giger W. (2003). Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environmental Science & Technology*, 37(24) : 5479-5486.
- Menegaux F., Baruchel A., Bertrand Y., Lescoeur B., Leverger G. & Nelken B. (2006). Household exposure to pesticides and risk of childhood acute leukaemia. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 63 : 131-134.
- Mesnager R., Defarge N., Spiroux de Vendômois J. & Séralini G. E. (2014). Major Pesticides Are More Toxic to Human Cells Than Their Declared Active Principles. *BioMed Research International*, 2014 : 179691.
- Millemann Y., Ferran A. & Hugnet C. (2022). Pour limiter l'exposition de l'environnement aux antibiotiques lors de traitements en médecine vétérinaires. *Dépêche vétérinaire*, 196 : 25-30
- Milin S. (2012). Comparaison de deux méthodes spectrophotométriques de dosage de l'acide phosphorique. Application à des sols et des végétaux. *Le Cahier des Techniques de l'Institut National de Recherche Agronomique*, 3(77) : 1-12.

- Mireille K.A. (2014). De l'Erythromycine aux kétolides : aspects pharmacochimiques. Thèse en Pharmacie, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 168 p.
- Mitscher L. (2005). Bacterial Topoisomerase Inhibitors: Quinolone and Pyridone Antibacterial Agents. *Chemical Reviews*, 105 : 559-592.
- Mondedji A.D., Nyamador W.S., Amevoin K., Adeoti R., Abbévi A.G., Koffivi K.G. & Glitho I.A. (2015). Analyse de quelques aspects du système de production légumière et perception des producteurs de l'utilisation d'extraits botaniques dans la gestion des insectes ravageurs des cultures maraichères au Sud du Togo. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 9(1) : 98-107.
- Moreau-Guigon E., Tamtam F., Dinh T.Q., Eurin J., Labadie P., Fabrice A.F., Chevreuil M., Lavison G., Candido P., Augustin V. & Tournebize J. (2011). Sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine. PIREN-Seine. Phase V, Rapport de synthèse 2007-2010, 21 p.
- Moustier P. & Fall S.A. (2004). Les dynamiques de l'agriculture urbaine: caractérisation et évaluation. In: Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone : Enjeux, concepts et méthodes, Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Montpellier, France, 23-43.
- Mulot J.U., Karolak S., Fontova A. & Levi Y. (2010). Modeling of hospital wastewater pollution by pharmaceuticals: first results of Mediflux study carried out in three French hospitals. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 62 : 2912-2919.
- Murray P.R., Rosenthal K.S. & Pfaller M.A. (2013). Medical microbiology. 7eme Edition, Elsevier & Saunders, (Pennsylvanie, États-Unis), 888 p.
- Mwevura H., Othman O.C. & Mhehe G.L. (2002). Organochlorine pesticide residues in sediments and biota from the coastal area of Dares Salaam city, Tanzania. *Pollution Bulletin*, 45 : 262-267.
- Ndjeikornom O. (2015). La diffusion des cultures maraichères dans le lac Fitri: l'étude des îles et villages Moudou, Doumourou, Maafé et Yao. Mémoire de Master 2 en Gestion des Territoires et Développement, Géographie, Université de N'Djamena (N'Djamena, Tchad), 166 p.

- N'Dah E. (2012). Plan de gestion des pestes et pesticides. Projet d'Appui au Secteur de l'agriculture de Côte d'Ivoire (PSAC). Rapport final 1, Côte d'Ivoire, 55 p.
- N'Guettia K.R. (2017). Traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques. Thèse Unique en Chimie de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 147 p.
- Nacro H.B., Sawadogo L. & Sanon D. (2006). Etude exploratoire sur l'agriculture urbaine dans la ville de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). Institut Africain de Gestion Urbaine, Centre d'Information sur l'Agriculture et la Sécurité Alimentaire, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 104 p.
- Naika S., De Jeude J.V.L., De Goffau., Hilmi M. & Van Dam B. (2005). La culture de la tomate, production, transformation et commercialisation, cinquième édition révisée, *Agrodok*, 17 CTA, Digigrafi, Wageningen, Pays-Bas, 106 p.
- Naré R.W.A., Savadogo P.W., Gnankambary Z., Nacro H.B. & Sedogo M. (2015). Analyzing risks related to the use of pesticides in vegetable gardens in Burkina Faso. *Agriculture, Forestry and Fisheries*, 4(4) : 165-172.
- Ngom S., Traore S., Thiam M.B. & Anastasie M. (2012). Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. *Synthèse Revue des Sciences et de la Technologie*, 25 : 119-130.
- Nicolas B. (2009). Résilience d'un territoire face au chômage: les réseaux d'entreprises innovantes sur Montpellier. *Nouvelles perspectives en sciences sociales*, 5(1) : 97-115.
- Ntow W.J., Gijzen H.J., Kelderman P. & Drechsel P. (2006). Farmer perceptions and pesticide use practices in vegetable production in Ghana. *Pest Management Science*, 62(4) : 356-365.
- Norton S.B., Rodier D.J., Gentile J.H., Van der schalie W.H., Wood W.P. & Slimak M.W.A. (1992). Framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environmental Health Perspectives*, 99 : 351-368.
- Norton L.R., Fried G. & Reboud X. (2008). Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128(1-2) : 68-76.

- Odhiambo J.A.O., Gbewonyo W.S.K. & Obeng-Ofori D. (2014). Insecticide use pattern and residue levels in cabbage (*Brassica oleracea* var *capitata* L) within selected farms in Southern Ghana. *Journal of Energy and Natural Resources Manage*, 1(1) : 44-55.
- Ohui D. (2014). Risques environnementaux et sanitaires associés à l'utilisation des pesticides autour des petites retenues d'eau: cas du bassin versant de Nariarle, Mémoire de Master en Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Option Eau et Environnement, Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 98 p.
- Olanrewaju B., Moustier P., Mougeot L.J.A. & Abdou F. (2004). Développement durable d'une agriculture urbaine en Afrique francophone; enjeux concepts et méthodes. CIRAD / CRDI Dakar (Sénégal), 176 p.
- Oliveira T.S., Al Aukidy M. & Verlicchi P. (2017). Occurrence of common pollutants and pharmaceuticals in hospital effluents. In: Hospital Wastewaters. *Springer* (Eds.), 17-32.
- OMS (2004). Safety evaluation of certain food additives and contaminants. 64st report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants. Geneva, Switzerland: WHO. 176 p.
- OMS & FAO (2009). Organisation Mondiale de la Santé et Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et l'Organisation mondiale de la Santé. Environmental Health Criteria; 240, Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food. http://whqlibdoc.who.int/ehc/WHO_EHC_240_6_eng_Chapter3.pdf. Consulté le 18 Février 2023.
- Ona-Nguema G., Ardo S., Nélieu S., Delarue G., Brest J., Pironine E. & Morin G. (2015). Dégradation oxydative de l'acide nalidixique par la nano-magnétite via des réactions médiées par Fe²⁺/O₂. *Sciences et Technologies de l'Environnement*, 45(7) : 4506-4514.
- ONEMA (2009). Contamination des eaux par les résidus médicamenteux. 2 p. <https://www.onema.fr>. Consulté le 09 Mai 2024.
- Oppenheimer D.M. & Frank M.F. (2007) A rose in any other font would not smell as sweet: effects of perceptual fluency on categorization. *Cognition*, 106 : 1178-1194
- Orias F. & Perrodin Y. (2014). Pharmaceutical résidus in hospital effluents: a risk for ecosystems. *Actualité Chimique*, 381 : 18-24.

- ORSB (2001). Effets chroniques des pesticides sur la santé : état actuel des connaissances. Rapport de l'Observatoire Régional de Santé de Bretagne, Bretagne, 90 p.
- Ort C., Lawrence M.G., Reungoat J., Eaglesham G., Carter, S. & Keller J. (2010). Determining the fraction of pharmaceutical residues in wastewater originating from a hospital. *Water Research*, 44(2) : 605-615.
- Ort C., Lawrence M.G., Reungoat J. & Mueller J.F. (2010). Sampling for pharmaceuticals and personal care products in Wastewater Systems: Comparison of Different Sampling Modes and Optimization Strategies. *Environmental Science & Technology*, 44(16) : 6289-6296.
- Ort C., Lawrence M.G., Rieckermann J. & Joss A. (2010). Sampling for pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and illicit drugs in wastewater systems: Are your conclusions valid? A critical review. *Environmental Science & Technology*, 44 : 6024-6035.
- Otal L. (2007). La cuisine de la tomate, Bordeaux, Sud-Ouest, collection « Couleur cuisine », Bordeaux, France, 63 p.
- Ouattara A. (2004). Les enjeux de la dynamique des extensions périurbaines à Ouagadougou. (Burkina Faso), INSS/CNRST Ouagadougou, Burkina Faso. http://ceped.cirad.fr/Cdrom/dynamiques_périurbaines/html/Ouagadougou.htm, Consulté, le 14 Juin 2023.
- Ouattara A. (2008). Des pesticides qui tuent les utilisateurs: production et risques sanitaires. L'Harmatan, Agriculture et Développement Urbain en Afrique Subsaharienne: Environnement et enjeux sanitaires, Paris (France), PP. 161-168.
- Ouédraogo A. (2008). Facteurs de vulnérabilité et stratégies d'adaptation aux risques des maraîchers urbains et périurbains dans les villes d'Ouahigouya et de Koudougou. Mémoire d'Ingénieur de Développement Rural, option Sociologie et Economie Rurales, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Institut du Développement Rural (Bobo-Dioulasso, Burkina Faso), 59 p.
- Pandeya K. B., Tripathi I.P., Mishra M.K., Dwivedi N., Pardhi Y., Kamal A., Gupta P., Dwivedi N. & Mishra C. (2013). A Critical Review on Traditional Herbal Drugs : An Emerging Alternative Drug for Diabetes. *International Journal of Organic Chemistry*, 3(1) : 1-22.

- Pasquini L. (2013). Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration. Thèse de Doctorat en Géosciences, Université de Lorraine (Lorraine, France), 298 p.
- Paterson D.L. (2000). Recommendation for treatment of severe infections caused by *Enterobacteriaceae* producing extended-spectrum β -lactamases (ESBLs). *Clinical Microbiology and Infection*, 6 (9) : 460-463.
- PAZH (2000). La pollution dans les zones humides du Sud-Bénin : état actuel, impacts, stratégies de suivi et de lutte. Rapport de consultation, Cotonou, Bénin, 257 p.
- Petrovic M. & Barcelo D. (2007). Analysis, Fate and Removal of Pharmaceuticals in the Water Cycle. Rapport Chimie analytique de Wilson et Wilson, 1ere Edition, Amsterdam, Boston, Elsevier, Volume 50, 564 p.
- Perrodin Y., Christine B., Sylvie B., Alain D., Jean-Luc B.K., Cécile C.O., Audrey R. & Elodie B. (2013). A priori assessment of ecotoxicological risks linked to building a hospital. *Chemosphere*, 90(3) : 1037-1046.
- Radwan M., Barakat., Fadel A.M. & Mohammad I.A.M. (2006). Biological Control of *Sclerotium rolfsii* by Using Indigenous *Trichoderma* spp. Isolates from Palestine *Hebron University Research Journal*. 2(2) : 27-47.
- Ramade F. (2005). Eléments d'Ecologie- Ecologie appliquée. Edition Dunod, Paris, France, 63 p.
- Ramoul A. (2014). Sensibilité aux antibiotiques et profil moléculaire des bactéries responsables d'infections respiratoires basses. Thèse de Doctorat en Microbiologie Appliquée, Université Badji Mokhtar-Annaba (Annaba, Algérie), 133 p.
- Raunet M. (1985). Les bas-fonds en Afrique et à Madagascar. Géomorphologie-géochimie-pédologie-hydrologie. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 52 : 25-62.
- Ray P.D., Huang B.W. & Tsuji Y. (2012). Homéostasie des espèces réactives de l'oxygène (ROS) et régulation redox dans la signalisation cellulaire. *Review Cell Signal*, 24(5) : 981-990.
- Reckhaus P. (1997). Maladies et ravageurs des cultures maraichères. A l'exemple de Madagascar., ISBN/ISSN/EAN : 978-3-8236-1274-2, Margraf, Weikersheim (Allemagne), 402 p.

- Regnault-Roger C. (2005). Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. 2^e Edition, Lavoisier, Techniques et Documentation, Paris (France), 1075 p.
- Reggani & Bahadi. (2020). Etude de la diversité des plantes cultivées dans certaines palmeraies de la wilaya d'Adrar. Mémoire de Master, Spécialité: Systèmes de production Agro-écologiques, Université d'Adrar (Adrar, Algérie), 48 p.
- Renaud J. (2003). Cartographie des sols de la région de Dong Cao, Création d'un SIG et modelisation de l'érosion sur les bassins versants à fortes pentes. Memoire de 3eme année, Institut Universitaire Professionnalisé Montagne, Université de Savoie (Grenoble, France), 259 p.
- Renwick A.G., Barlow S.M., Hertz-Picciotto I., Boobis A.R., Dybing E., Edler L., Eisenbrand G., Greig J.B., Kleiner J. & Lambe J. (2003). Risk characterization of chemicals in food and diet. *Food and Chemical Toxicology*, 41 : 1211-1271.
- Rivière J.L. (1998). Évaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.C.O.R.D., Lavoisier, Techniques et Documentation, Paris (France), 230 p.
- Rocher F. (2004). Lutte chimique contre les champignons pathogènes des plantes : évaluation de la systémie phloémienne de nouvelles molécules à effets fongicides et d'activateurs de réactions de défense. Thèse de Doctorat en Sciences Fondamentales et Appliquées. Université de Poitiers (Poitiers, France), 163 p.
- Roditakis E., Vasakis E., Grispu M., Stavrakaki M., Nauen R. & Gravouil M. (2015). First report of *Tuta absoluta* resistance to diamide insecticides. *Journal of Pest Science*, 88: 9-16
- Salima I. (2012). État de la contamination des eaux du département de la Dordogne par les résidus de médicaments. These de Doctorat en Chimie analytique et Environnement; Université de Bordeaux 1 (Bordeaux, France), 262 p.
- Samuel O., Dion S., St Laurent L. & April M.H. (2007). Indicateur de risque des Pesticides du Québec- IRPeQ Santé et Environnement du 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, 52 p.
- Sanco D.G. (2001). Review report for the active substance lambda-cyhalothrin finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 19 October 2000 in view of the

- inclusion of lambda-cyhalothri in Annex I of Directive 91/414/EEC. European Commission Directorate General Health & Consumer protection, 18 p.
- Sanderson H. (2003). Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening. *Toxicology Letters*, 144(3) : 383-395
- Sanford J.P., Gilbert D.N. & Moellering R.C. (1998). The sanford guide to antimicrobial therapy. In: Virginie. Antimicrobial Therapy. (Eds.), 55 p.
- Sangaré A., Koffi E., Akamou F. & Fall C.A. (2009), État des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture: Second rapport national, Côte d'Ivoire, 65 p.
- Sani A.Z. (2019). Contribution des cultures maraîchères dans le renforcement de la résilience sociale: Cas de la commune de Malbaza dans la Région de Tahoua. Mémoire de Licence en Sciences Agronomiques, Université Djibo Amani de Tahoua (Tahoua, Niger), 43 p.
- Sarmah A.K., Meyer. M.T. & Boxall A.B. (2006). A global perspective on the use sales exposure pathways occurrence fate and effects of veterinary antibiotics in the environment. *Chemosphere* 65 : 725-759.
- Santos L.H.M.L.M., Ara'ujo A.N., Fachini A.A., Pena A., Delerue-Matos C. & Montenegro M.C.B.S.M. (2010). Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3) : 45-95.
- Santos Santos L.V., De S., Meireles A.M. & Lange L.C. (2015). Degradation of antibiotics norfloxacin by Fenton, UV and UV/H₂O₂. *Journal of Environmental Management*, 154 : 8-12.
- Savadogo P.W., Traoré O., Topan. M., Tapsoba K.H., Sedogo P.M. & Bonzi - coulibly L.Y. (2006). Variation de la teneur en résidus de pesticides dans les sols de la zone cotonnière du Burkina Faso. *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1 : 29-39.
- Scheyer A. (2004). Développement d'une méthode d'analyse par cpg/ms/ms de 27 pesticides identifiés dans les phases gazeuse, particulaire et liquide de l'atmosphère. Doctorat en Chimie, Université Louis Pasteur (Strasbourg, France), 273 p.
- Schlundt J. (2002). New directions in foodborne disease prevention. *International Journal of Food Microbiology*, 78 : 3-17.

- Sedrati A. (2014). Etude de l'antibiorésistance des souches bactériennes à l'origine des infections infantiles à l'EPH d'Ouargla. Mémoire de Master 2, Microbiologie Appliquée, Université KasdiMerbah-Ouargla (Ouargla, Algérie), 44 p.
- Sefounon R. & Ahoyo A.T. (2018). Connaissances et pratiques sur l'utilisation des antibiotiques dans la zone sanitaire Dassa Glazoué. Mémoire de Master en Bio hygiène et Sécurité Sanitaire, Université d'Abomey-Calavi (Abomey, Benin), 47 p.
- Seifrtová M., Nováková L., Lino C., Pena A. & Solich P. (2009). An overview of analytical methodologies for the determination of antibiotics in environmental waters. *Analytica chimica acta*, 649(2) : 158-179.
- Serna-Galvis E.A., Silva-Agredo J., Botero-Coy A.M., Moncayo-Lasso A., Hernández F. & Torres-Palma R.A. (2019). Effective elimination of fifteen relevant pharmaceuticals in hospital wastewater from Colombia by combination of a biological system with a sonochemical process. *Science of The Total Environment*, 670 : 623-632.
- Shoiful A., Fujita H., Watanabe I & Honda K. (2013). Concentrations of organochlorine pesticides (OCPs) residues in foodstuffs collected from traditional markets in Indonesia. *Chemosphere*, 90(5) : 1742-1750.
- Simeu K. & Fofiri F.E.J. (2008). Le maraîchage à Ngaoundéré, Contraintes de production et risques sanitaires. Agriculture et Développement Urbain en Afrique Subsaharienne : Environnement et enjeux sanitaires, Harmatan, Paris, France, 161-168.
- Simon H. (1994). La protection des cultures, agriculture d'aujourd'hui. Edition Lavoisier / Techniques et Documentation, Sciences et Techniques d'application, Paris, France 352 p.
- Skiredj A., Elattir B., Cblaina N. & Cblycba A. (2002). Endurcissement des plantes de tomates industrielles au Loukkos. *Actes de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II*, 21(3) : 169-176.
- Smith M. (2002). Food Safety in Europe (FOSIE): Risk assessment of chemicals in food and diet : overall introduction. *Food and Chemical Toxicology*, 40 : 141-144.
- SNDCV (2014). Stratégie Nationale de Développement des Cultures Vivrières autres que le riz. Rapport final, Tome 1, Document principal, Grand-Bassam, Côte d'Ivoire, 84 p.
- Snedeker M. (2001). Pesticides and breast cancer risk; a review of DDT, DDE, and dieldrin. *Review for Environment Health Perspectives* 109(1) : 35-47.

- Son D., Somda I., Legreve A. & Schiffers B. (2017). Pratiques phytosanitaires des producteurs de tomates du Burkina Faso et risques pour la santé et l'environnement. *Cahiers Agricultures*, 26(2) : 1-7.
- Sopéfia F., Maqueda C. & Morillo E. (2009). Controlled release formulations of herbicides based on micro-encapsulation. *Ciencia investigation Agraria*, 1(35) : 27-42.
- Soro G., Koffi N.M., Koné B., Kouakou Y. E.M., Bra K.R., Soro P. D. & Soro N. (2018). Utilisation de produits phytosanitaires dans le maraîchage autour du barrage d'alimentation en eau potable de la ville de Korhogo (Nord de la Côte d'Ivoire) : Risques pour la santé publique. *Environnement Risques & Santé*, 17 : 155-163.
- Syed F., Awasthi K.K., Chandravanshi L.P., Verma R., Rajawat N.K., Khanna V.K., Johna P.J. & Soni I. (2018). Bifenthrin-induced neurotoxicity in rats: involvement of oxidative stress. *Toxicology Research*, 7 : 48-58.
- Tan B.L.L., Hawker D.W., Müller J.F., Leusch F.D.L., Tremblay L.A. & Chapman H.F. (2007). Modelling of the fate of selected endocrine disruptors in a municipal wastewater treatment plant in South East Queensland, Australia. *Chemosphere*, 69(4) : 644-654.
- Tarnagda B., Tankoano A., Tapsoba F., Sourabié P.B., Abdoullahi H.O., Djbrine A.O., Drabo K.M., Traoré Y. & Savadogo A. (2017). Évaluation des pratiques agricoles des légumes feuilles: le cas des utilisations des pesticides et des intrants chimiques sur les sites maraîchers de Ouagadougou, Burkina Faso. *Journal of Applied Biosciences*, 117 : 11658-11668.
- Taylor M.A., Coop R.L., Wall R.L. (2007). Veterinary parasitology, third edition Blackwell scientific publications, 2007, 874p
- Taylor P. & Reeder R. (2020). Antibiotic use on crops in low and middleincome countries based on recommandations made by agricultural advisors. *CABI Agriculture and Bioscience*, 1 : 1-14
- Testud F. & Grillet J. P. (2007). Insecticides Organophosphorés, carbamates, pyréthrinoïdes de synthèse et divers. *Pathologie professionnelle et de l'environnement*, 2(2) : 1-24.
- Tjørnelund J. & Hansen S.H. (1996). Determination of impurities in tetracycline hydrochloride by non-aqueous capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography*, 737(2) : 291-300.

- Thomas K.V., Dye C., Schlabach M. & Langford K. H. (2007). Source to sink tracking of selected human pharmaceuticals from two Oslo city hospitals and a wastewater treatment works. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(12) : 1410-1430.
- Toé A., Kinane M., Kone 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 Animales*, 2 : 275-278.
- Toé A. (2010). Etude pilote des intoxications dues aux pesticides agricoles au Burkina Faso. Rapport Final, FAO, Rome (Italie), 94 p.
- Tondera K., Blecken G.T., Tournebize J., Viklander M., Österlund H., Andersson W.A. & Tanner C.C. (2018). Emerging contaminants: Occurrence, treatment efficiency and accumulation under varying flows. In: Ecotechnologies for the treatment of variable stormwater and wastewater flows, *Springer*, 93-109.
- Torres-Sánchez L., Schnaas L., Rothenberg S.J. & Cebrián M.E., Osorio-Valencia E., Hernández M.D.C., García-Hernández R.M. & López-Carrillo L. (2013). Prenatal p, p'-DDE exposure and neurodevelopment among children 3.5-5 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 121(2) : 263-268.
- Toumi H. (2013). Ecotoxicité de la deltaméthrine et du malathion sur différentes souches de " *Daphnia magna*" (Crustacea, Cladocera): apport de la protéomique dans la recherche de nouvelles cibles cellulaires. Thèse de Doctorat, Biochimie, Biologie Moléculaire, Université de Lorraine (Lorraine, France), 158 p.
- Touré A., Garat A., Diop C., Cabral M., Epote M.J., Leroy E., Fall M., Diouf A., Dehon B. & Allorge D. (2016). Présence de métaux lourds et de résidus médicamenteux dans les effluents des établissements de santé de Dakar (Sénégal). *International Journal of Biological and Chemical Science*, 10(3) : 1422-1432.
- 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.

- Traoré S., Kone M., Dembele A., Lafrance P., Mazellier P. & Houenou P. (2006). Contamination de l'eau souterraine par les pesticides en régions agricoles en Côte d'Ivoire (Centre, Sud et Sud-Ouest). *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1 : 1-9.
- 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. *Afrique Science*, 4(1) : 87-98.
- Tron I., Piquet O. & Cohuet S. (2001). Effets chroniques des pesticides sur la santé : état actuel des connaissances. Observatoire Régional de Santé de Bretagne, France, 90 p.
- Tu M. & Randall J.M. (2003). Adjuvants: Weed control methods handbook, the nature conservancy, chapitre 8: Edition: Digital commons, Utah State University, Logan, USA, 25 p.
- Tychon B. & Ambouta K.J. M. (2009). Gestion interdisciplinaire du problème de l'ensablement des cuvettes en milieu sahélien Nigérien. *Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Ecologie Tropicales*, 33 : 1-10.
- UNESCO (2009). L'eau dans le monde qui change. Troisième rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau
http://webworld.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/pdf/Overview_web_Fr.pdf.
 Consulté le 12 Mars 2024.
- UMVF (2014). Croissance des bactéries, Collégiale des enseignants de bactériologie-virologie-hygiène, 13 p.
- Upadhyay R. & Tripathi K.D. (2017). How Can We Assess the Nutritional Status of an Individual? *Journal of Nutrition & Food Sciences*, 7 : 640.
- US-EPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual. Interim Final, Washington, D.C. 20450, 291 p.
- US-EPA (1992). Guidelines for Exposure Assessment. *Federal Register*, 57 (104) : 22888-22938
- USEPA (1999). Preliminary data summary of urban storm water best management practices. Washington, US Environmental Protection Agency, 135 p.

- Van Bambeke F., Verhaegen J., Tyteca D., Auckenthaler., Tulkens R.M. (2000). Erythromycine et Neomacrolides actuels, usages cliniques et perspectives. *Louvain Medical*. 119: 259-286
- Van Boeckel T.P., Gandra S., Ashok A., Caudron Q., Grenfell B.T. & Levin S.A (2014). Global antibiotic consumption 2000 to 2010: an analysis of national pharmaceutical sales data. *Lancet Infect Dis*. 14(8) : 742-750.
- Van T.T.H., Yidana Z., Smooker P.M. & Coloe P.J. (2020). Antibiotic use in food animals worldwide, with a focus on Africa: Pluses and minuses. *Journal of Global Antimicrobial Resistance*, 20 : 170-177.
- Verlicchi P., Galletti A. & Masotti L. (2010). Management of hospital wastewaters: the case of the effluent of a large hospital situated in a small town. *Water Science and Technology*, 61(10) : 2507-2519.
- Verlicchi P., Aukidy A.L., Zambello M.E., Verlicchi P.A.L., Aukidy M. & Zambello E. (2012) Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment. *A review Science of The Total Environment*, 429 : 123-155.
- Verlicchi P. (2018). Hospital Wastewaters. *Cham: Springer International Publishing*, 60 : 231-238.
- Waksman S.A. (1981). Mycologia: What is an antibiotic or an antibiotic substance? *Mycological Society of America*, 39(5) : 565-569.
- Walsh (2003). Résilience familiale: un cadre pour la pratique clinique. *PublMed*, 42(1) : 1-18.
- Ware G.W. & Whitacre D.M. (2004). The Pesticide Book, Sixth Edition. Meister Pro Information Resources, Willoughby, Ohio, 418 p.
- WHO. (2011). Generic risk assessment model for indoor and outdoor space spraying of insecticides, Geneva, Switzerland, 51 p.
- Wielens B.R., Ibáñez M., Cuervo L.E., Wilde M.L., Flores D.R.T., Hernández F. & Sirtori C. (2020). Investigation of pharmaceuticals and their metabolites in Brazilian hospital wastewater by LC-QTOF MS screening combined with a preliminary exposure and in silico risk assessment. *Science of The Total Environment*, 699 : 134-218.

- Wiest L., Chonova T., Bergé A., Baudot R., Bessueille-Barbier F., Ayouni-Derouiche L. & Vulliet E. (2017). Two-year survey of specific hospital wastewater treatment and its impact on pharmaceutical discharges. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10) : 9207- 9218.
- Wilson M. & Aqeel Ashraf M. (2018). Study of fate and transport of emergent contaminants at waste water treatment plant. *Environmental Contaminants Reviews*, 1: 1-12.
- Yadav R.S., Sampath R.R. & Sharma V.P. (2001). Deltamethrin treated bednets for control of malaria transmitted by *Anopheles culicifacies* (Diptera: Culicidae) in India. *Journal of Medical Entomology*, 38: 613-622.
- Yahiatene S. & Tahirim E. (2010), Réflexion sur la caractérisation physico-chimique des effluents liquides rejetés dans la grande Sebkha d'Oran. Licence en bâtiment, Université d'Oran, Algerie, 3 p.7
- Yala D., Merad A.S., Mohamedi D. & Ouar Korich M.N. (2001). Classification et mode d'action des antibiotiques. *Médecine du Maghreb*, 91 : 45-49.
- Yalcouye E.Y. (2020). Prescription des antibiotiques dans le Service d'Accueil des Urgences du CHU Gabriel Touré. Thèse de Doctorat en Médecine, Université des Sciences, des Techniques et des Technologies de Bamako, (Bamako, Mali) 94 p.
- Yan S., Zhang X.L., Tyagi R.D. & Drogui P. (2020). Guidelines for hospital wastewater discharge. In: *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, Elsevier, Québec, Canada, 571-597.
- Yao B.L., Kpan K.K.G., Messoum F.G., Dembélé A. & Traoré K.S. (2016). Évaluation du risque phytosanitaire lié à la consommation de la laitue (*Lactuca sativa*) cultivée dans la commune de Port-Bouët (Abidjan). *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaire*, 4(3) : 22-30.
- Yarou B.B., Silvie P., Assogba-Komlan.F., Mensah A., Alabi T., Verheggen F. & Francis F. (2017). Plantes pesticides et protection des cultures maraichères en Afrique de l'Ouest (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 21(4) : 288-304.

- Yehouenou E.A.P., Soton A., Azocli D., Acakpo H., Boco M., Fourn L., Houinsa D., Keke J.C. & Fayomi B. (2010). Contamination du sol, de l'eau et des produits maraîchers par des substances toxiques et des métaux lourds sur le site de Houéyiho (Cotonou) en République du Bénin. *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 4(6) : 2160-2168.
- Yolou I., Yabi I., Kombieni F., Tovihoudji G.P., Yabi J.A., Paraïso A. & Afouda F. (2015). Maraîchage en milieu urbain à Parakou au Nord-Bénin et sa rentabilité économique, *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 19(2) : 290-302.
- Zabeirou H., Tankari D.B.A., Abdou G.F., Guero Y., Haougui A. & Basso A. (2020). Évaluation de la contamination des eaux souterraines par les résidus de pesticides dans les jardins maraichers, département de Madaoua-Niger (*extraits*). *International Journal of Development Research* 10(09) : 40642-40649.
- 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.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Fiche d'enquête sanitaire**Questionnaire destiné aux agents de santé****Numéro :****Date :/...../.....****Nom et prénoms de l'enquêté :****Sexe :** M F **Profession :** Infirmier ; Infirmière ; Sage-femme ; Médecin ;
Autres**Situation matrimoniale :** Marié (e) Célibataire Divorcé(e) veuf (ve)**Service :** Médecine ; Urgence ; Pédiatrie ; Diabétologie ; Chirurgie ; Ophtalmologie ; ORL ;
CTS ; Laboratoire ; Gynécologie obstétrique ; Cardiologie ; autres

1-Depuis combien de temps pratiquez-vous la profession ?

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

2- Combien de personnes consultez-vous par jour ?

Moins de 25 ; de 25 à 50 ; de 50 à 75 ; de 75 à 100 ; 100 et plus

3- Quels sont les médicaments que vous prescrivez à vos patients ?

antibiotiques ; anti-inflammatoires ; analgésiques ; anti-cancéreux ; autres

4- Quelles sont les maladies traitées ?

Paludisme ; fièvre typhoïde ; rougeole ; appendicite ; tuberculose ; SIDA ; toux ; bilharziose ;
choléra ; maux de tête ; maux de ventre ; autres

5- Quelle est la dose prescrite?

1 boîte ; 2 à 5 boîtes ; 5 boîtes et plus

6- Quelle est durée de traitement ?

Moins d'une semaine ; 2 semaines ; 3 semaines et plus

7- Quels sont les effets secondaires signalés ?

Démangeaisons ; Insomnie ; Manque d'appétit ; Vertiges ; Autres

8-Quels sont les types de produits d'entretien que vous utilisez ? Détergents ; désinfectants ;

I. Antibiotiques les plus utilisés.

N°	Nom commercial	Principe actif ou molécules	Nom de la maladie traitée	Dose prescrite	Durée de traitement	Effets secondaires
1						
2						
3						
4						
5						

II. Anti-inflammatoires les plus utilisés.

N°	Nom commercial	Principe actif ou molécules	Nom de la maladie traitée	Dose prescrite	Durée de traitement	Effets secondaires
1						
2						
3						
4						
5						

III. Détergents et désinfectants les plus utilisés.

Détergents			
N°	Nom commercial	Principe actif ou molécules	Usage
1			
2			
3			
4			
Désinfectants			
1			
2			
3			
4			

ANNEXE 2 : 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 (spéculations) 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 préciser :.....

.....

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 3 : 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 4 : Calcul d'indice de risque pour la santé

Le calcul de l'indice de risque pour la santé (IRPS) 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 aigüe des matières actives

Toxicité aigüe	Gravité de l'effet et points alloués			
	8	4	2	1
	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 50 oral (mg/kg)	$\leq 0,5$	> 0,5 - 1		> 5
Irritation cutanée	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légèrement	Très peu ou pas
Irritation oculaire	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légèrement	
Sensibilisation	oui	Possible		Non

Tableau : Critères de toxicité chronique 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 évident	Perturbateur endocrinien Potentiel		Données inexistantes ou insuffisantes	Effets endocrinien 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	Aucun effet rapporté
Développement	Effets confirmés chez l'humain	Effets suspectés chez l'humain	Effets confirmés chez l'animal	Effets suspectés chez l'animal	Données inexistantes ou insuffisantes	Aucun effet rapporté

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 ≥ 30 - 60 jours ou $100 \leq \text{BCF} < 1000$	2,5
Demi-vie au sol ≥ 15 - 30 jours ou BCP < 100	2,0
Aucune donnée pour les critères	1,5
Demi-vie au sol < 15 jours et aucune bioaccumulation ou donnée BCF	1,0

$$\text{BCF} = 10^{\log(\text{BCF})} \quad \log(\text{BCF}) = (0,79 \times \log P_{\text{oc}}) - 0,4$$

BCP = Facteur de bioaccumulation,

P_{oc} = 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 Concentré émulsifiable ou émulsion dispersables dans l'eau (WG), Granulés (EG), Liquide (LI), Poudre (DU), Poudre mouillables (WG), Granulés solubles (SG), mouillable (WP), Poudre soluble (SP), Générateur à décharge lente (SR), Particules (PT), Produit sous pression (PP), Solution Organisme vivant ((LO), Pastille (PE), Pâte (PA), (SN), Suspension (SU) Pâte granulée (DF), Solide (SO), Suspension en microcapsules (MS), Tissu imprégné (IF)	

- *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 THÈSE

Publication 1 :

KONE Mengoro ; DIARRA Moussa ; N'GUETTIA Kossonou Roland ; Soro Donafologo Baba ; KOUADIO David Léonce ; MEITE Ladji ; DIBI Brou ; TRAORE Karim Sory (2024). Characterization of the Effluents of the Regional Hospital of Daloa (Center-West, Ivory Coast). *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 14 (2) : 048-057.
[DOI: 10.24214/jcbps.B.14.2.04857]

Publication 2:

KONE Mengoro, DIARRA Moussa, N'GUETTIA Kossonou Roland, SORO Donafologo Baba, MEITE Ladji, DEMBELE Ardjouma, TRAORE Karim Sory and DIBI Brou (2024). Contamination des sols par des micropolluants organiques dans une zone maraîchère en aval du Centre Hospitalier Régional de Daloa (Côte d'Ivoire) *International Journal of Innovation and Applied Studies* ISSN 2028-9324, 43(1) : 39-47

© 2024 Innovative Space of Scientific Research Journals <http://www.ijias.issr-journals.org/>

Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences



An International Peer Review E-3 Journal of Sciences

Available online at www.jcbps.org

Section B: Biological Sciences

CODEN (USA): JCBPAT

Research Article

Characterization of the Effluents of The Regional Hospital of Daloa (Center-West, Ivory Coast)

KONE Mengoro¹; DIARRA Moussa¹; N'GUETTIA Kossonou Roland²; Soro Donafologo Baba²; KOUADIO David Léonce¹; MEITE Ladji²; DIBI Brou¹; TRAORE Karim Sory².

¹Université Jean Lorougnon Guédé, Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, UFR Environnement, BP : 150 Daloa, République de Côte d'Ivoire

²Université Nangui, Abrogoua, Laboratoire des Sciences de l'Environnement, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, code postale 02 BP : 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

Received: 28 January 2024; **Revised:** 16 March 2024; **Accepted:** 22 March 2024

Abstract: Health care activities in health care facilities generate a large volume of effluent containing various micropollutants that would constitute a potential danger to health and the environment. This is a major concern for the preservation of natural resources. The objective of this study is to characterize the pollution load of antibiotic residues (erythromycin, tetracycline, sulfamethoxazole, ciprofloxacin) from the liquid effluents of the Daloa Regional Hospital Centre. Composite samples were taken from three points over nine campaigns. These samples were analysed using HPLC. The results showed that the 4 molecules of the study were found in these wastewaters at variable levels. Furthermore, a comparison of these levels with the discharge standards revealed that the levels of erythromycin (2.42 $\mu\text{g. L}^{-1}$); tetracycline (2.42 $\mu\text{g. L}^{-1}$); Sulfamethoxazole (1.61 $\mu\text{g. L}^{-1}$) and ciprofloxacin (1.81 $\mu\text{g. L}^{-1}$) were respectively higher than the PNECs of erythromycin (1.00 $\mu\text{g. L}^{-1}$), tetracycline (0.115 $\mu\text{g. L}^{-1}$), Sulfamethoxazole and ciprofloxacin (0.1-1 $\mu\text{g. L}^{-1}$).

Keywords: Hospital effluent, erythromycin, ciprofloxacin, tetracycline, Sulfamethoxazole

1. INTRODUCTION

Water is a blue gold that plays a vital role in the survival of living beings and contributes to the economic development of any country ^[1]. As the demand for water as a whole increase, the amount of wastewater produced, and its overall pollution load, is constantly increasing worldwide ^[2]. This is the case for health facilities, which generate large volumes of liquid effluents containing various toxic or persistent substances such as pharmaceuticals, radionuclides, solvents and medical disinfectants in a wide range of concentrations ^[3-5]. Despite the risks associated with hospital effluents a World Health Organization (WHO) study revealed that 18-64% of health facilities in less developed countries partially dispose of their healthcare waste ^[6]. This is the case for health facilities in Côte d'Ivoire. Indeed, previous work by Kouadio ^[7] at the University Hospital Center (UHC) of Yopougon and by N'Guettia ^[8] at the University Hospital Center (UHC) of Treichville, showed the presence of antibiotic and anti-inflammatory residues and antibiotic and anticancer residues in hospital effluents respectively. As for the Regional Hospital Center of Daloa (RHC), the situation is very worrying due to the obstruction of the wastewater evacuation channels and the malfunctioning of the wastewater treatment plant (STEP). As a result, the effluents from the RHC are discharged into the environment without any treatment, reaching the lowlands through rainwater drainage. This lowland water is used for many human activities (watering of vegetable plants, watering of animals and fish farming etc.). They may contain significant residues of pharmaceuticals including antibiotics that can have adverse effects on the environment, human health and aquatic species ^[8]. This constitutes a danger for human health and the environment. Therefore, it would be important to characterize the effluents from the Daloa RHC. It is with this in mind that the general objective of our work is to characterize the pollutant load of antibiotic residues from the liquid effluents of the Daloa RHC. Specifically, the aim is to (i) Identify the antibiotics in the effluents of the RHC of Daloa; (ii) Quantify the concentrations of antibiotic residues in these wastewaters; (iii) Compare their concentrations to the standards of discharge into the environment.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Material

2.1.1. Presentation of the study area: This study was conducted at the Daloa Regional Hospital (Figure 1).

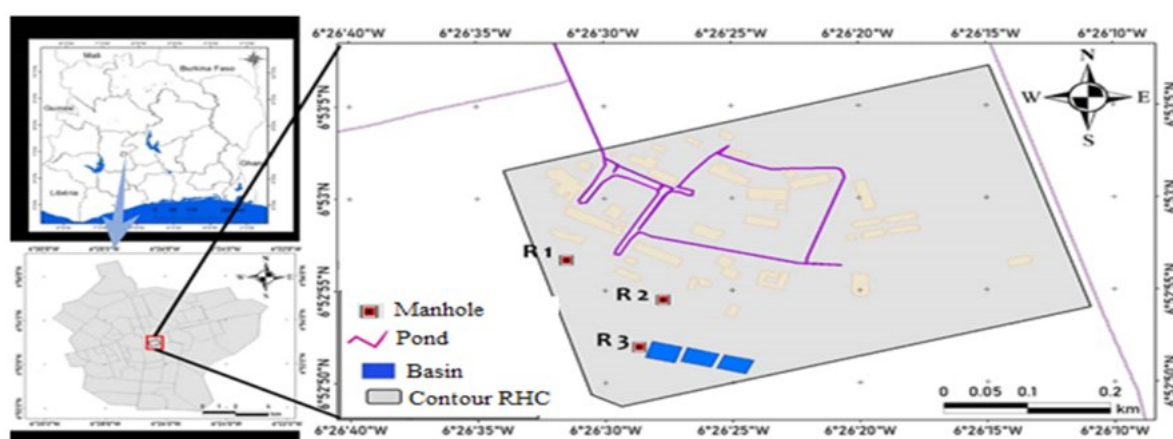


Figure 1 : Study area map (RHC Daloa)

It is the most important health facility in the Haut Sassandra region. It covers an area of 27 hectares and has a capacity of 190 beds distributed among medical and medico-technical services (medicine, paediatrics, surgery, otorhinolaryngology, psychiatry, dental practice, ophthalmology, gynecology-obstetrics, diabetes micro-clinic, cervical cancer screening, family planning, cardiology unit, analysis laboratory, anti-menial

dispensary, pharmacy, radiology and emergency). In addition, the RHC has a lagoon-based WWTP in an advanced state of disrepair consisting of three (3) basins

2.1.2. Hospital effluent sampling sites

The choice of sampling points on the wastewater evacuation network was made according to the specificity of the molecules sought. Three sampling points (P1, P2 and P3) were identified. Point P1, located upstream, is a manhole in the wastewater evacuation network that receives effluents from the analysis laboratory, radiology, emergency and surgery departments. Point P2, located in the middle of the canal, is a second manhole in the drainage network receiving wastewater generated by the diabetology, gynecology-hospitalization, paediatrics, ophthalmology and general medicine departments. Point P3 located downstream is a meeting point for effluents discharged from manholes 1 and 2 due to the obstruction of the drainage network.

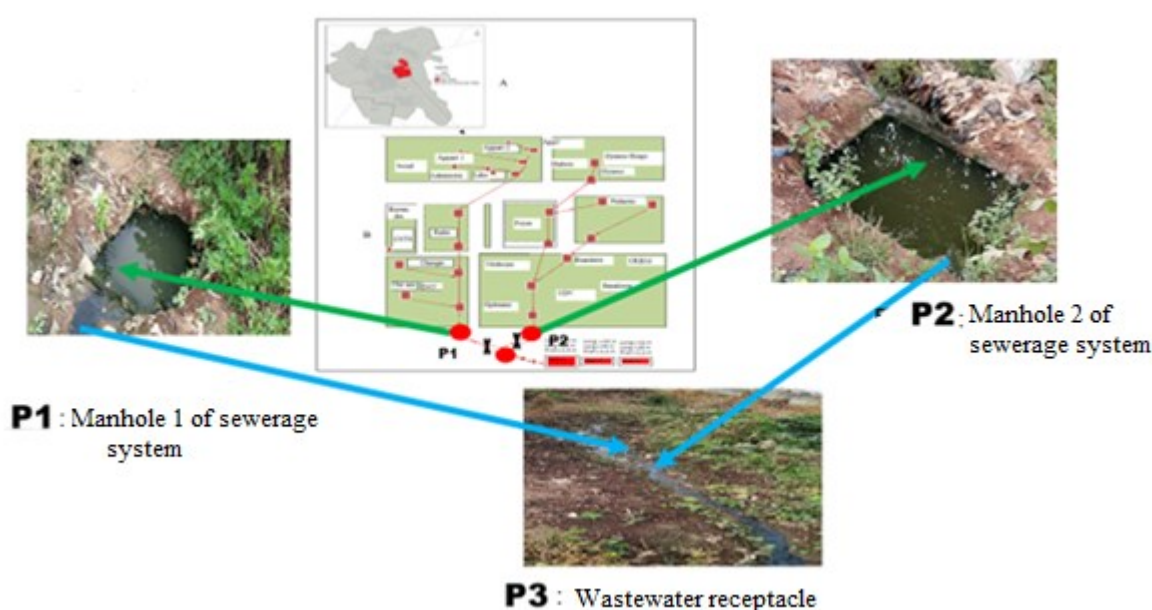


Figure 2: Hospital effluent sampling sites Daloa

2.1.3. Glassware and equipment: The equipment used consists of glassware (beakers, test tubes, volumetric flasks and amber vials for sample collection), reagents for the various experimental protocols, a solid phase extraction system for extraction, cleaning and concentration of analytes and a high-performance liquid chromatograph for identification and quantification of antibiotic residues.

2.2. Methods

2.2.1. Survey: This survey focused on the antibiotic molecules most commonly used at the Daloa Regional Hospital. Survey forms were distributed to health workers on duty in different departments (surgery, laboratory, radiology, general medicine, paediatrics, ear, nose and throat, gynecology, hospitalization and others) in order to fill in the information on each molecule used.

2.2.2. Sampling: The objective of the sampling was to search for antibiotics in the effluent of the CHR of Daloa. It was a one-off search providing only instantaneous information. Nine (9) sampling campaigns were carried out. Sampling was carried out between 9:00 a.m. and 5:00 p.m., the period corresponding to the highest flow rates in hospitals ^[9]. Samples of the RHC effluents were taken each week at the sites (P1: upstream, P2: in the middle of the canal and P3: downstream of the canal) at a rate of two composite samples per sampling point. This gives a total of 216 composite samples over the 9 campaigns. These samples were

placed in 500-mL amber bottles that had been calcined at 550°C to destroy all forms of organic matter. 1 mL of 1 M orthophosphoric acid was added to the samples to prevent the complexation of certain antibiotics with Ca^{2+} and Mg^{2+} ions. These vials were tightly sealed and stored in a cooler. They were then transported to the laboratory. All samples, once in the laboratory, were stored at -18°C until analysis.

2.2.3. Analyses: The analysis of the composite samples was carried out at different stages. Firstly, the preparation of the samples, which consisted of filtration through a Wathman type filter with a diameter of 0.45µm, then their extraction and finally the purification of the extracts. The purified extracts were introduced into HPLC columns coupled to a UV spectrophotometer in order to identify and quantify the antibiotic residues.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Survey

The results of the survey showed the rate of prescriptions and administration of the most used antibiotics (figure 3).

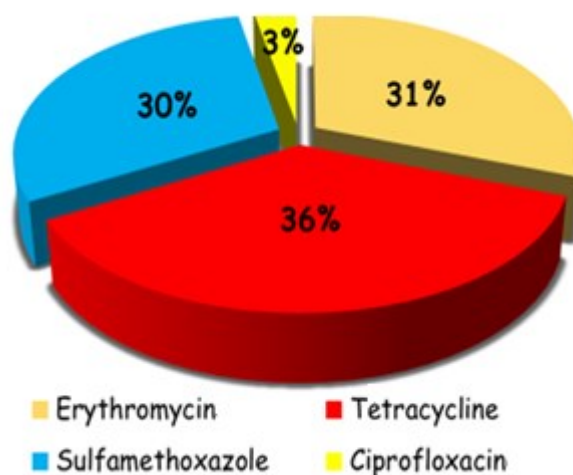


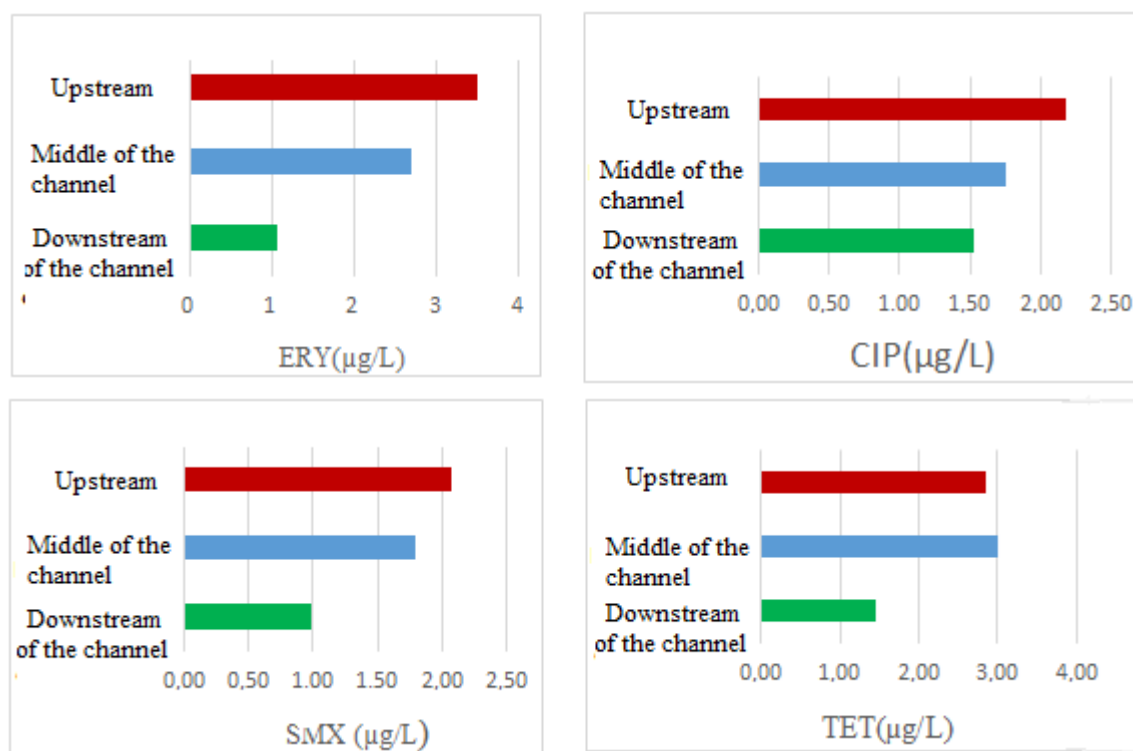
Figure 3: Distribution of antibiotics

The most prescribed and administered to patients in the different care services of the Daloa CHR were 31% for erythromycin and 30% for sulfamethoxazole. The highest rate was recorded with tetracycline (36%). Ciprofloxacin had the lowest rate (3%). These results are similar to those of Katié *and al.*^[10], who in their work showed that in Côte d'Ivoire, the rate of consumption of antibiotics is 45%. Furthermore, the study by Hirsch *and al.*^[11] also showed that the systematic prescription of antibiotics in Abidjan was 11.77% which is lower than the national rate. However, with regard to tetracyclines, which belong to the large family of cyclines that includes doxycycline and minocycline, metacycline seems to be the most widely used, with 45% of prescriptions for first-line anti-infectious therapy for all infectious diseases combined. These results are in agreement with the work conducted by Ashfaq *and al.*^[12] As for erythromycin of the macrolide family with 35% of prescriptions or administration of identified antibiotics, it is effective in the treatment of several infections such as sinusitis, bronchitis and also skin infections^[12].

Sulfamethoxazole, a member of the sulfonamide family, is used to treat respiratory infections, with a prescription rate of 15% of antibiotics used in health care services. As for ciprofloxacin belonging to the fluoroquinolone family, it is the least used (5%) compared to sulfamethoxazole, erythromycin and tetracycline during this survey. Furthermore, except for ciprofloxacin, these results are consistent with work

conducted at Treichville University Hospital by N'Guettia^[8]. However, it is used in the treatment of certain infections such as sexually transmitted diseases, urinary tract infections ^[13,14]).

3.1.1. Distribution of Antibiotic Residues at Sampling Sites: The spatial distribution of antibiotics at the different sampling points shown in Figure 4 confirms that all targeted antibiotic molecules were found in the RHC effluent samples. The spatial distribution of antibiotics at the different sampling points shown in Figure 4 confirms that all targeted antibiotic molecules were found in the RHC effluent samples



ERY: Erythromycin; CIP: Ciprofloxacin; SMX: Sulfamethoxazole; TET: Tetracycline

Figure 4: Distribution of antibiotic residues in sampling points.

The concentrations of antibiotics measured in the effluents of the Daloa Regional Hospital showed that erythromycin is the most present in the wastewater from the various care services, with a higher content than tetracycline, ciprofloxacin and sulfamethoxazole. However, the levels of drug residues decrease progressively from upstream to downstream for each molecule except for tetracycline in the middle of the channel. This decrease would be due to the adsorption (infiltration in the soil, plants, etc.) of antibiotic residues on matrices along the channel ^[15].

3.1.2. Monthly trends in drug residue levels: Figure 5 (A) presents the monthly evolution of antibiotic residue levels in the effluent of the Daloa RHC upstream. Monthly concentrations upstream of the canal were 4.90 µg. L⁻¹; 4.00 µg. L⁻¹; 4.00 µg. L⁻¹ and 3.19 µg. L⁻¹ for erythromycin, ciprofloxacin, sulfamethoxazole and tetracycline respectively. These values were the most remarkable in this study. The detection of these four antibiotic molecules indicates the importance of their prescription and administration to patients for the treatment of different pathologies in this health facility. These results are in agreement with those of the work carried out by Kouadio *et al.*^[16].

Indeed, they showed the presence of antibiotics in the wastewater of the Yopougon University Hospital. Moreover, this can be explained by the fact that antibiotics are nowadays much needed in the healing of diseases. Hence their high intake in our hospitals. This abusive use of antibiotics is one of the major causes

of surface water contamination, especially when these effluents from health facilities do not undergo prior treatment before being discharged into the environment ^[17]. One of the main environmental problems posed by hospital effluents is their discharge, in the same way as conventional urban effluents, into municipal sewerage systems without prior treatment ^[18].

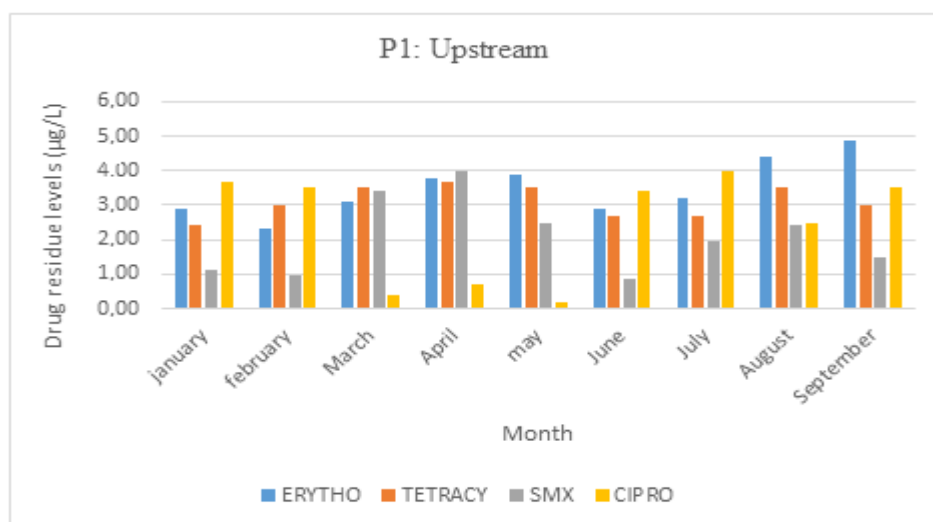


Figure 5 (A): Monthly evolution of antibiotic residue levels in the effluent of the Daloa RHC upstream.

From these results, it appears that from January to February, a slight increase in ciprofloxacin content was observed with values ranging from $2.10 \mu\text{g. L}^{-1}$ to $2.80 \mu\text{g. L}^{-1}$. On the other hand, the lowest concentrations of ciprofloxacin were recorded from March to May. As for the months of June to July, an increase in the ciprofloxacin content with a maximum of $4.00 \mu\text{g. L}^{-1}$ was recorded. After July, a slight decrease in concentration was observed. This sawtooth evolution of the concentration of ciprofloxacin residues could be explained in part by the frequency of prescription of the latter. In addition, the content of sulfamethoxazole is approximately equal in January, February and June with respective concentrations of $1.10 \mu\text{g. L}^{-1}$; $0.97 \mu\text{g. L}^{-1}$; $0.87 \mu\text{g. L}^{-1}$. On the other hand, for the months of March, April, May, July, August and September, the concentrations were higher than $1.42 \mu\text{g. L}^{-1}$ with a maximum value of $4.00 \mu\text{g. L}^{-1}$ in April.

For tetracycline, the lowest concentration ($1.92 \mu\text{g. L}^{-1}$) was recorded in August, while the highest concentrations were observed in April and May with concentrations of $3.69 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $3.53 \mu\text{g. L}^{-1}$ respectively. As for erythromycin, the concentrations in January, March, June and July were approximately equal with respective values of $2.90 \mu\text{g. L}^{-1}$; $3.10 \mu\text{g. L}^{-1}$; $2.90 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $3.20 \mu\text{g. L}^{-1}$. The lowest concentration was recorded in February ($2.30 \mu\text{g. L}^{-1}$). The high concentrations were obtained in August and September of $4.40 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $4.90 \mu\text{g. L}^{-1}$.

3.1.3. In the middle of the channel : Figure 5 (B) presents the evolution of antibiotic residues measured in the wastewater of the Daloa RHC in the middle of the canal. The lowest values were recorded in March, April and May $0.24 \mu\text{g. L}^{-1}$; $0.40 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $0.22 \mu\text{g. L}^{-1}$ respectively with the minimum in May. As for the highest concentrations, they were recorded in August and September of $3.40 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $3.31 \mu\text{g. L}^{-1}$ respectively (ciprofloxacin). The highest concentrations were recorded in February ($0.70 \mu\text{g. L}^{-1}$) and June ($0.62 \mu\text{g. L}^{-1}$). The highest values were recorded in April with a content of $3.40 \mu\text{g. L}^{-1}$ (sulfamethoxazole). For erythromycin, the lowest concentration was recorded in June ($2.00 \mu\text{g. L}^{-1}$). As for the highest content, it was obtained in August ($3.70 \mu\text{g. L}^{-1}$). With tetracycline, the highest content was recorded in August ($3.50 \mu\text{g. L}^{-1}$). The lowest value was recorded in January ($2.02 \mu\text{g. L}^{-1}$).

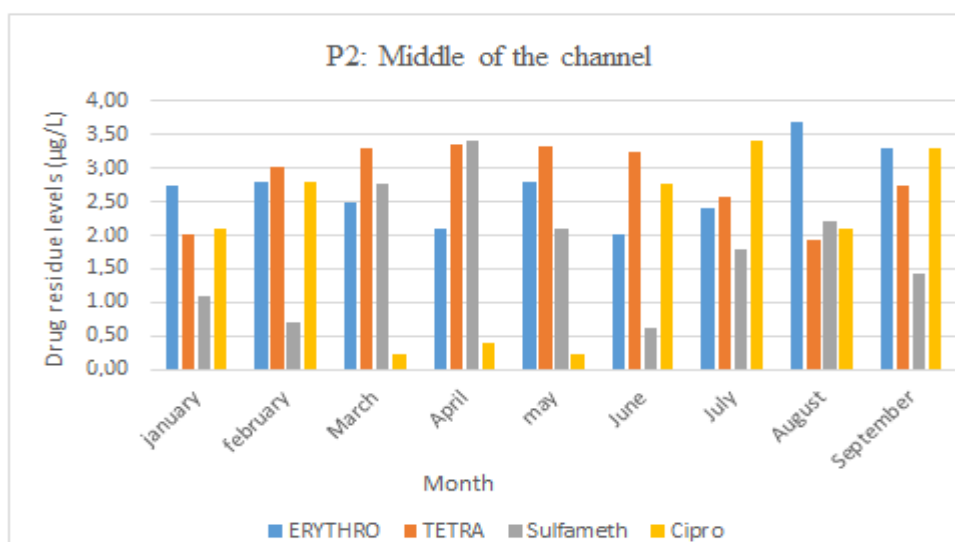


Figure 5 (B): Monthly evolution of antibiotic residue levels in the effluent of the Daloa RHC in the middle of the canal

➤ **Downstream of the discharge channel:** Figure 5 (C) shows the variation in antibiotic residue concentrations downstream of the wastewater canal of the Daloa RHC.

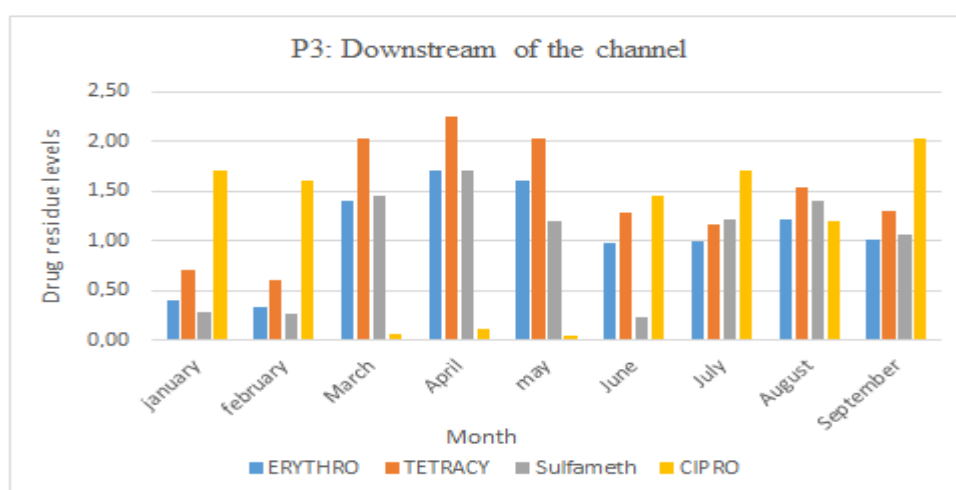


Figure 5 (C): Monthly evolution of antibiotic residue levels in the effluent of the Daloa RHC in the middle of the canal

The high concentrations were obtained in January and February: $3.67 \mu\text{g. L}^{-1}$ and $3.53 \mu\text{g. L}^{-1}$ respectively. In May, the ciprofloxacin molecule was in trace form. With sulfamethoxazole, the lowest value was recorded in June ($0.24 \mu\text{g. L}^{-1}$) while the highest content was recorded in April with $1.70 \mu\text{g. L}^{-1}$. Erythromycin reached its lowest concentration in February ($0.37 \mu\text{g. L}^{-1}$) and its highest concentration in April ($1.70 \mu\text{g. L}^{-1}$). As for tetracycline, the low concentration was recorded in February at $0.61 \mu\text{g. L}^{-1}$ and the high value was obtained in April at $2.34 \mu\text{g. L}^{-1}$.

3.1.4. Comparison of RHC drug residue levels to NECPs: Table I presents the concentrations of antibiotic residues (erythromycin, tetracycline, sulfamethoxazole, and ciprofloxacin) measured in the effluents of the RHC in Daloa in relation to the discharge threshold (PNEC). It appears from this table that

the content of ciprofloxacin, tetracycline, sulfamethoxazole and erythromycin have values above their discharge threshold.

Table I: Comparison of drug residue concentrations to PNECs

Residues	Contents ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	PNEC ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Comparison of the contents
Erythromycin	2,42	1 (Lihong <i>et al.</i> , 2021) ^[19]	[ERY] > PNEC
Tetracycline	2,42	0,115 (Schafhauser <i>et al.</i> , 2018) ^[20]	[TET] > PNEC
Sulfamethoxazole	1.61	0.1 - 1	[SMX] > PNEC
Ciprofloxacin	1.81	0.1 - 1	[CIP] > PNEC

The PNEC is the highest concentration of the chemical that does not pose a risk to the environment. PNEC values for pharmaceutical molecules were developed by Sanderson ^[21]. The comparison of drug residue levels to discharge thresholds revealed that the concentrations of erythromycin ($2.42 \mu\text{g. L}^{-1}$); tetracycline ($2.42 \mu\text{g. L}^{-1}$); ciprofloxacin ($1.81 \mu\text{g. L}^{-1}$) and sulfamethoxazole ($1.61 \mu\text{g. L}^{-1}$) were respectively higher than the release values or PNECs of erythromycin ($1 \mu\text{g. L}^{-1}$); tetracycline ($0.115 \mu\text{g. L}^{-1}$); ciprofloxacin and sulfamethoxazole ($0.1 - 1 \mu\text{g. L}^{-1}$).

These results are consistent with those of the study conducted by N'Guettia ^[8] on the treatment of effluents from health facilities by photochemical processes at the Treichville University Hospital in Côte d'Ivoire. He showed that the concentrations of ciprofloxacin ($21.39 \mu\text{g. L}^{-1}$) and sulfamethoxazole ($2.33 \mu\text{g. L}^{-1}$) were higher than the discharge values. According to Beltrán *et al* ^[22], antibiotics such as sulfamethoxazole persist in the environment for long periods of time due to its slow biodegradability.

The high values could cause various toxicological effects, directly or indirectly on the environment and human health ^[23]. As for tetracycline ($2.42 \mu\text{g. L}^{-1}$) from the effluents of the Daloa Regional Hospital, its content is lower than that ($3.00 \mu\text{g. L}^{-1}$) obtained by Kouadio *and al.*^[16] during the determination of antibiotics (tetracycline) in the wastewater of the Yopougon University Hospital. This shows the level of toxicity of the effluents of the Daloa University Hospital and the risk of exposure of the population and the environment.

CONCLUSION

The Daloa Regional Hospital generates a large volume of liquid effluent. The present study on the characterization of the effluents of the Regional Hospital Centre (RHC) of Daloa has shown the presence of a significant quantity of antibiotic residues in the wastewater from the RHC's care services. However, it should be noted that these liquid effluents are still poorly known and are discharged into the aquatic environment without treatment due to the obstruction of the drainage network and the malfunctioning of the treatment and purification plant (STEP). Indeed, these continuously discharged wastewaters, whose antibiotic residue content exceeds the discharge threshold (PNEC), constitute a threat to the environment and to humans due to the risk of contamination. It is therefore important to extend the research to other target

molecules that could be found in the effluents of the Daloa RHC. In addition, it would be interesting to rehabilitate the wastewater treatment plant of the RHC of Daloa

REFERENCES

1. N. Subba Rao, C.H. Srihari, B. D. Spandana, M. Sravanthi, T. Kamalesh, V. A. Jayadeep, Comprehensive understanding of groundwater quality and hydro geochemistry for the sustainable development of suburban area of Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. *Hum Ecol Risk Assess.* 2019, 25 (1–2) : 52–80. 10.1080/10807039.2019.157140.
2. United Nations, World report on the development of water resources. Wastewater- An untapped resource. UNESCO: Paris, 2017, 12p.
3. T. Chonova, F. Keck, J. Labanowski, B. Montuelle, F. Rimet & A. Bouchez, Separate treatment of hospital and urban wastewaters : a real scale comparison of effluents and their effect on microbial communities. *Science of the Total Environment*, 2016, 542: 965–975.
4. L.H. Santos, M. Gros, S. Rodriguez-Mozaz, C. Delerue-Matos, A. Pena, D. Barcelo, M.C. Montenegro, Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: identification of ecologically relevant pharmaceuticals. *Sci. Total. Environ.*, 2013, 461: 302–316. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.077>
5. P. Verlicchi, M. Al Aukidy & E. Zambello, Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment — A review. *Science of The Total Environment*, 2012, 429 : 123 – 155.
6. N. Sedrati & I. Sebti, Etat des lieux de la gestion des déchets hospitaliers au niveau de l'hôpital d'EL KHROUB de la wilaya de Constantine, 2017, 103p.
7. D. L. Kouadio, Contamination of water by some antibiotics and non-steroidal anti-inflammatory drugs and photochemical treatment: Case of the commune of Yopougon Doctoral thesis, Nangui Abrogoua University, Côte d'Ivoire, 2011, 158p.
8. K. R. N'Guettia, Treatment of effluents from health facilities by photochemical processes Single thesis, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 2017, 147p.
9. C. Boillot, C. Bazin, F. Tissot-Guerraz, J. Droguet, M. Perraud, J. C. Cetre, Y. Perrodin, Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities. *Science of The Total Environment*, 2008, 403 (1 - 3) : 113 - 129.
10. A. Katie, L. R. Bakayoko, D. H. Kacou, Medications commonly used in dental practice at the C.C.T.O.S. from Abidjan. *Rev. Collar. Odonto-Stomatol Afr. Chir. Maxillo-Fac.* 1996, 3(1): 47-49.
11. R. Hirsch, T. Ternes, K. Haberer & K. L. Kratz, Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 1999, 225(1–2): 109–118.
12. M. Ashfaq, K. N. Khan, S. Rasool, G. Mustafa, M. Saif-Ur-Rehman, M. F. Nazar, Q. Sun & C. P. Yu, Occurrence and ecological risk assessment of fluoroquinolone antibiotics in hospital waste of Lahore, Pakistan. *Environmental toxicology and pharmacology*, 2016, 42 : 16–22.
13. R. Davis, A. Markham & J. A. Balfour, Ciprofloxacin: An updated review of its pharmacology, therapeutic efficacy and tolerability. *Drugs*, 1996, 51(6): 1019–1074.

14. J. P. Sanford, D. N. Gilbert & R. C. Moellering, The sanford guide to antimicrobial therapy. *In* : Virginie. Antimicrobial Therapy. (Eds.),1998, 55 p.
15. Y. Perrodin, B. Christine, B. Sylvie, D. Alain, B. K. Jean-Luc, C. O. Cécile, R. Audrey & B. Elodie, A priori assessment of ecotoxicological risks linked to building a hospital. Traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques. *Chemosphere*,2013, 90(3) : 1037–1046.
16. D. L. Kouadio, K. S. Traore, Y. A. Bekro, M. Veronique, A. Dembele, K. Mamadou, P. Mazellier, B. Legube & P. Houenou, Contamination of Surface water by Pharmaceutical products in Urban Areas of Ivory Coast: Case of Abidjan District. *European Journal of Scientific Research*, 2009, 27(1) : 140–151.
17. R. Sefounon, & A. T. Ahoyo, Knowledge and practices on the use of antibiotics in the Dassa Glazoue health zone. Master's thesis in Bio hygiene and Health Security (BSS). University of Abomey-Calavi, Abomey (Benin), 2018. 47 p.
18. T. Deblonde; M. Dreyer, P. Hartemann, Drug residues and water intended for human consumption, *Hegel*, 2012, 2 (3): 12-20.
19. C. Lihong, L. Qiang, X. Xinxin, M. Tian, Z. Yu, W. Zhanjiang & C. Ying, Predicted Non-effect Concentration and Risk Assessment of Typical Tetracycline Antibiotics. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2021, 2921(5) : 334–346.
20. B. H. Schafhauser, L. A. Kristofco, C. M. R. of Oliveira & B. W. Brooks, Global review and analysis of erythromycin in the environment: Occurrence, bioaccumulation and antibiotic resistance hazards. *Environmental Pollution*, 2018, 238 : 440–451
21. H. Sanderson, Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening. *Toxicology Letters*, 2003. 144(3): 383-395
22. F. J. Beltrán, P. Pocostales, P. M. Álvarez, F. López-Piñeiro, Catalysts to improve the abatement of sulfamethoxazole and the resulting organic carbon in water during ozonation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2009. 92(3-4): 262- 270
23. A. Dirany, Kinetic and mechanistic study of oxidation/mineralization of the antibiotics sulfamethoxazole (SMX), amoxicillin (AMX) and sulfachloropyridazine (SPC) in an aqueous medium by advanced oxidation electrochemical processes. Measurement and monitoring of the evolution of toxicity during treatment, Paris Est University thesis, 2010. 186p.

Corresponding author: KONE Mengoro,

Université Jean Lorougnon Guédé, Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, UFR
Environnement, BP : 150 Daloa, République de Côte d'Ivoire

Online publication Date: 23.03.2024

Contamination des sols par des micropolluants organiques dans une zone maraîchère en aval du Centre Hospitalier Régional de Daloa (Côte d'Ivoire)

[Soil contamination by organic micropollutants in a market gardening area downstream of the Daloa Regional Hospital (Ivory Coast)]

KONE Mengoro¹, DIARRA Moussa^{1,2}, N'GUETTIA Kossonou Roland², SORO Donafologo Baba², MEITE Ladji², DEMBELE Ardjoura², TRAORE Karim Sory², and DIBI Brou¹

¹Université Jean Lorougnon GUEDE, Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, UFR Environnement, BP: 150 Daloa, Côte d'Ivoire

²Université NANGUI Abrogoua, Laboratoire des Sciences de l'Environnement, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, code postale 02 BP: 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

Copyright © 2024 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: In order to protect and improve market garden crops, market gardeners use large quantities of plant protection products and water in the production area. This has an impact on soil quality. The aim of this study was to determine the level of soil pollution downstream of the Daloa Regional Hospital. Twenty-four soil samples were taken from six sites in the study area. These samples were analysed by liquid/liquid chromatography coupled with mass spectrophotometry.

The results of the analyses revealed the presence of seven medicinal residues, including five antibiotics (Ciprofloxacin, Erythromycin, Tetracycline, Sulfamethoxazole and Norfloxacin), a beta-blocker (Propranolol) and an anti-inflammatory (Salicylic Acid). The average concentrations of these antibiotic residues ranged from 3.41 to 50.34 µg/kg; the anti-inflammatory and the beta-blocker recorded values of 112.67 µg/kg and 17.35 µg/kg respectively. Eleven residues of active ingredients, including Chlorothalonil, Cypermethrin, Metamidophos, Endrin, Deltamethrin, Dimethomorph, Profenofos, Beta-endosulfan, Etoenprox, Furathiocarb and Carbendazim, were quantified at levels ranging from 0.04 to 39.62 µg/kg. These active ingredients belong to five families of plant protection products: organochlorines, organophosphates, carbamates, thiocarbamates and synthetic pyrethroids. The constant discharge of these medicinal and phytosanitary residues contaminates the soil and poses a threat to humans and their environment.

KEYWORDS: soil; lowland; contamination; residues; phytosanitary; medicinal.

RESUME: Soucieux de protéger et d'améliorer les cultures maraîchères, les maraîchers utilisent une importante quantité de produits phytosanitaires et des eaux dans la zone de production. Cela influence la qualité des sols. L'objectif de cette étude est de déterminer le niveau de pollution du sol situé en aval du CHR de Daloa. Ainsi, Vingt - quatre échantillons de sol ont été prélevés sur six sites de la zone d'étude. Ces échantillons ont été analysés par chromatographie Liquide / Liquide couplée à une spectrophotométrie de masse. Les résultats des analyses ont révélé d'une part, la présence de sept résidus médicamenteux dont cinq antibiotiques (la Ciprofloxacine, l'Erythromycine, la Tétracycline, la Sulfaméthoxazole et la Norfloxacine), un Béta-bloquant (le Propranolol) et un anti-inflammatoire (Acide Salicylique). Les concentrations moyennes de ces résidus d'antibiotiques ont varié de 3,41 à 50,34 µg / Kg; l'anti-inflammatoire et le bêtabloquant ont enregistré les valeurs respectives 112,67 µg / Kg et 17,35 µg / Kg. D'autre part, onze résidus de matières actives notamment le Chlorothalonil, la Cyperméthrine, le Métamidophos, l'Endrine, le Deltaméthrine, le Dimethomorphe, le Profenofos, le Béta-endosulfan, l'Etoenprox, le Furathiocarbe et le Carbendazime ont été quantifiés à des teneurs allant de 0,04 à 39,62 µg / Kg. Ces matières actives appartiennent à cinq familles de produits phytosanitaires à savoir les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates,

les Thiocarbamates et les pyréthrinoïdes de synthèse. Le rejet en permanence de ces résidus médicamenteux et phytosanitaires contamine le sol et constitue une menace pour l'homme et son environnement.

MOTS-CLEFS: sol; bas-fond; contamination; résidus; phytosanitaires; médicamenteux.

1 INTRODUCTION

La croissance démographique mondiale engendre une diminution des terres cultivables favorisant une utilisation excessive des produits phytosanitaires pour une augmentation des rendements agricoles afin de satisfaire les besoins alimentaires [1]. Ainsi, on assiste à une intensification du maraîchage dans les bas-fonds en milieu urbain. Cette activité génératrice de revenus, participe activement à l'équilibre et à la dynamique des villes en fournissant en toutes saisons aux citoyens, des légumes frais munis de leurs qualités nutritionnelle et organoleptique ([2], [3], [4]). En effet, les producteurs travaillent sur des sites soumis à plusieurs contraintes sanitaires [5]. La plupart des sites de production se trouvent dans des endroits où débouchent des canalisations chargées d'effluents. Pourtant, cette agriculture urbaine est exigeante à propos de la gestion de la fertilité du sol et de l'approvisionnement en eau afin d'assurer une production horticole intensive toute l'année. Pour cela, l'emploi permanent d'engrais, de produits phytosanitaires et l'usage des eaux usées, sont des pratiques largement répandues dans le maraîchage urbain ([6], [7]). Les eaux usées des hôpitaux représentent un apport essentiel de composés actifs pharmaceutiques résiduels dans l'environnement [8]. Face à cette situation, les collectivités se sont dotées de stations d'épuration d'eaux usées pour la dépollution des eaux usées domestiques avant leur rejet dans le milieu récepteur [9].

Malheureusement, en Côte d'Ivoire, la situation est inquiétante car la plupart des réseaux d'évacuation des eaux usées raccordées à des stations d'épurations sont aujourd'hui non fonctionnels et les eaux usées brutes produites sont évacuées vers les bas-fonds ([10], [11], [12], [13]) sans aucun traitement préalable. C'est le cas du Centre Hospitalier Régional (CHR) de Daloa, situé en amont d'un bas-fond. De ce fait, les eaux usées du CHR de Daloa sont directement déversées dans l'environnement immédiat atteignant les bas-fonds par le biais du drainage des eaux pluviales. Toutefois, de nombreux micropolluants se retrouvent dans le milieu naturel sans que leur impact sur ce dernier ne soit véritablement connu. Les problèmes relatifs à la gestion de ces micropolluants et des substances à risque font ainsi parti des grandes préoccupations actuelles ([14], [15], [16]). Cependant, le risque lié à ce rejet d'eaux usées et l'emploi non rationnel des produits phytosanitaires est l'accumulation des micropolluants organiques dans le sol voire dans les plantes, conduisant ainsi à l'intoxication de l'homme à travers la chaîne alimentaire [17]. La consommation des produits maraîchers contaminés par les micropolluants organiques constituerait un risque sanitaire publique. L'objectif de cette étude est de déterminer le niveau de contamination du sol par les micropolluants organiques afin d'apprécier les menaces pour l'homme et son environnement.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Daloa est une ville située au centre ouest de la Côte d'Ivoire dans la région du Haut- Sassandra entre 6°53 de latitude nord et 6°27 de longitude ouest. Elle abrite le Centre Hospitalier Régional (CHR) qui s'étend sur une superficie de vingt - sept (27) hectares. Le CHR est limité à l'Est par le quartier Evêché, à l'Ouest par des habitations, au Nord par les Lycées Modernes 2 et 4 et au Sud par un bas-fond. La présente étude a été réalisée autour du CHR (Figure1).

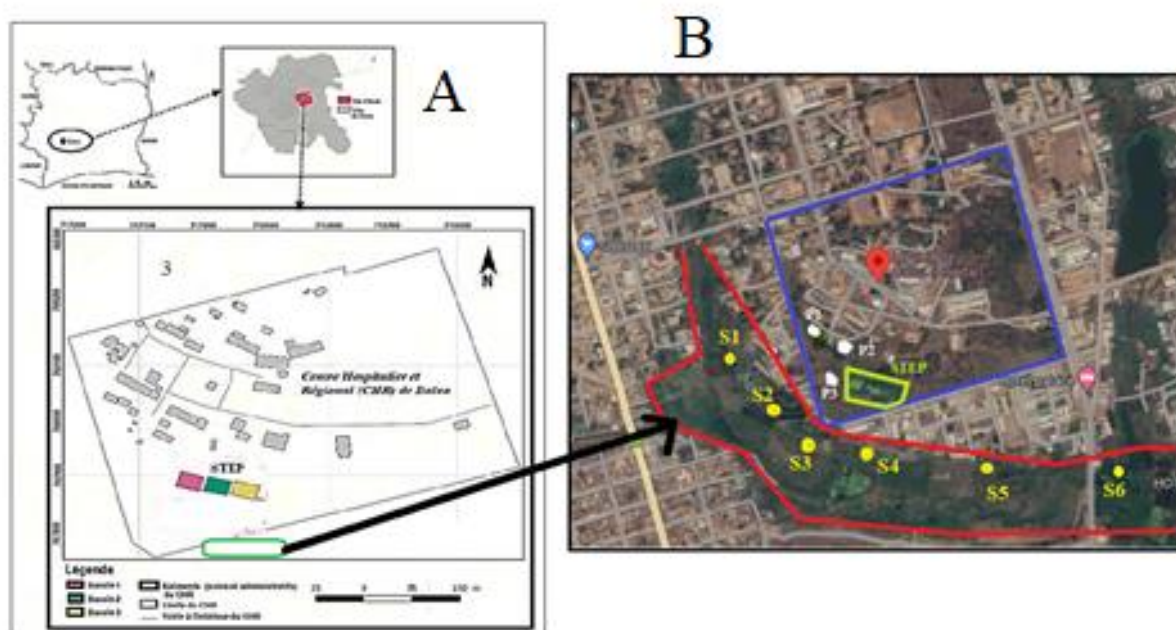


Fig. 1. Présentation de la zone d'étude et sites de prélèvement: (A): Zone d'étude; B: site de prélèvement

Tableau 1. Coordonnées des sites de prélèvement

SITES	COORDONNEES		
	X	Y	Z
Site 1	0782493	0761455	253
Site 2	0782503	0761385	247
Site 3	0782386	0761388	248
Site 4	0782415	0761523	250
Site 5	0782658	0761264	251
Site 6	0782781	0761173	247

2.2 MÉTHODOLOGIE

2.2.1 ECHANTILLONNAGE

4 échantillons des sols ont été prélevés à l'aide d'une pioche jusqu'à une profondeur de 10 à 20 cm par sites préalablement identifiés. Soit au total, 24 échantillons sur les sites distants de plusieurs mètres des uns des autres. Six (06) échantillons composites ont été constitués. En effet, l'un des sites est situé près des rives longeant le ruissellement des effluents hospitaliers et cinq autres au milieu des différentes cultures maraichères recevant les eaux usées pour leur arrosage. Ensuite, les échantillons prélevés sont conditionnés dans des sacs plastiques hermétiques en fonction des analyses prévues, puis ils sont placés à 4 °C dans une glacière avant leur envoi sous 24 h au laboratoire.

2.2.2 TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

Les six échantillons composites de sols prélevés ont été séchés au laboratoire à la température ambiante à l'abri des sources de pollution. Après séchage, ceux-ci ont été passés à travers un tamis de maille inférieur à 100 µm afin d'uniformiser les grains. Chaque échantillon a été subdivisé en 3 parties. Une partie a été utilisée pour la détermination du taux de matière organique. Une autre a servi aux mesures de pH à l'eau et au KCl. Et la troisième quant à elle a été utilisée pour la procédure de lixiviation dans les différents solvants d'extraction.

$$\% \text{ matière organique} = \frac{(m_1 - m_2)}{m_1} \times 100$$

Ainsi, dans un creuset, 20 g environ de sol tamisé à 2 mm sont pesés et mis au four à 525 °C jusqu'à la calcination.

- Détermination du taux de matière organique des sols

La méthode de la perte au feu a été appliquée [18]. Selon la norme NF ISO 10694 (2000). Elle consiste à peser un échantillon de sol séché préalablement avant sa calcination totale, puis à peser la masse de cet échantillon après calcination. Le taux de matière organique est déterminé à partir de la masse (m_1) de l'échantillon prélevé (sol sec) et celle déterminée après passage au four (m_2).

- Matières sèches et volatiles

Les teneurs en matières sèches (MS) et volatiles (MV) des sédiments accumulés dans le bassin de retenue sont évaluées respectivement par séchage de l'échantillon pendant 24 h à 105 °C (norme NF EN12880) puis par calcination à 550 °C pendant 2 h (NF EN 12879). La matière volatile est alors assimilée à la fraction organique volatile.

2.2.3 ANALYSE DES ÉCHANTILLONS

20 g du broyat de l'échantillon de sol et 100 mL d'une solution de dichlorométhane (grade CLHP) ont été mélangés. Cette mixture a été homogénéisée sur un agitateur pendant 5 heures. Ensuite, le mélange a été centrifugé à 5000 rpm pendant 20 minutes, puis le surnageant a été filtré sur du papier filtre whatman et concentré à 10 mL à l'aide d'un évaporateur rotatif (Buchi Suisse). L'extrait concentré (10 mL) a été filtré sur un filtre à disque dont le diamètre des pores était de 0,2 µm. L'identification et la quantification ont été faites par Chromatographie Liquide de Haute Performance.

3 RÉSULTATS & DISCUSSION

3.1 TENEURS DES RESIDUS MEDICAMENTEUX DANS LES SOLS

Le tableau II présente les résultats d'analyse des échantillons de sol prélevés. Il révèle la présence de sept (07) résidus médicamenteux. Ces résidus sont repartis en trois groupes notamment les antibiotiques (la Ciprofloxacine, l'Erythromycine, la Tétracycline, la Sulfaméthoxazole, la Norfloxacine), les antihypertenseurs (le Propanolol) et anti-inflammatoires (Acide Salicylique). Ces antibiotiques sont regroupés en différentes familles thérapeutiques: les macrolides (Erythromycine); les sulfamides (Sulfaméthoxazole); les tétracyclines (Tétracycline); les fluoroquinolones (Ciprofloxacine et Norfloxacine). Les concentrations moyennes des résidus d'antibiotiques obtenues ont varié de 3,41 à 50,34 µg / Kg. Quant aux autres résidus, l'acide salicyclique a enregistré la valeur la plus élevée (112,67 µg / Kg).

Tableau 2. Concentrations moyennes (µg / Kg), minimales et maximales des résidus médicamenteux dans les sols

	Antibiotiques					Anti-inflammatoires	Béta-bloquants
	Cipro	Sulfa	Tetra	Ery	Nor	Acide sali	Prop
Moyenne	21,08	32,44	28,46	27,97	56,15	112,67	17,35
Min	4,62	3,41	10,43	12,92	1,28	76,58	5,17
Max	25,67	50,34	39,52	33,62	115,95	432,78	25,56
Médiane	13,08	23,44	20,46	19,97	44,15	98,67	9,35

Min: minimale, Max: maximale, Cipro: Ciprofloxacine, Sulfa: Sulfaméthoxazole; Tétra: tétracycline; Ery: Erythromycine; Nor: norfloxacine; Prop: Propanolol; Sali: Salicyclique

3.2 TENEURS DES RESIDUS DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES SOLS

Les résultats d'analyse des différents échantillons prélevés sur le site d'étude ont révélé également la présence de onze (11) résidus de produits phytosanitaires (Figure 2). Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées au niveau de l'Endrine (39,62 µg / Kg) contre le Métamidophos qui a enregistré la teneur la plus basse (0,04 µg / Kg). Le Chlorothalonil et la Cyperméthrine ont enregistré la même concentration (0,39 µg / Kg). Les matières actives détectées sont réparties en cinq familles: les organochlorés (l'Endrine, le Chlorothalonil, le Béta-endosulfan), les organophosphorés, (Métamidophos,

Profenofos, le Dimethomorphe), les carbamates (Carbendazime) les Thiocarbamates (le Furathiocarbe, l'Etoenprox) et les pyréthriinoïdes de synthèse (la Cyperméthrine, le Deltaméthrine).

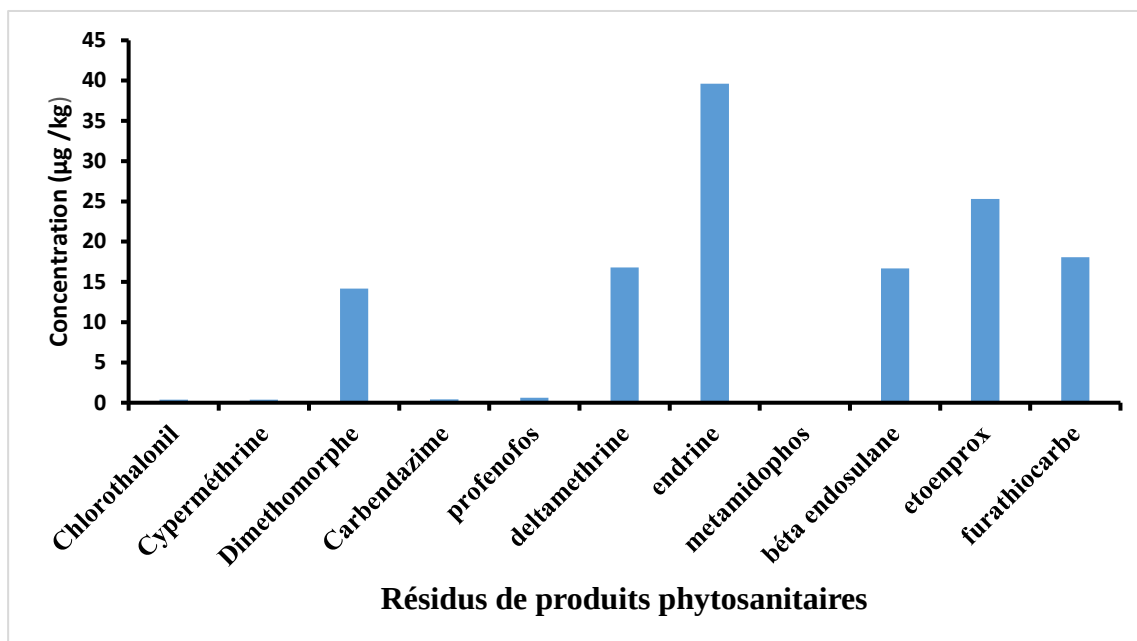


Fig. 2. Concentrations moyennes des résidus phytosanitaires détectés dans les sols

3.3 DISCUSSION

L'usage des antibiotiques est très important dans la gestion des maladies infectieuses chez l'homme et les animaux ([19], [20]). Les antibiotiques sont fréquemment retrouvés dans les différents compartiments environnementaux (sols, sédiments, eaux de surface, eaux souterraines), soit après excrétion directe dans le milieu extérieur (pâtures), soit après épandage (fumier, lisier, boues d'épuration) [21]. Cette étude a révélé la présence des résidus médicamenteux dans le sol. La présence de ces substances chimiques pourrait s'expliquer en partie par l'importance des prescriptions lors des traitements des pathologies. Selon [22], un des facteurs favorisant la résistance des résidus de ces molécules est la surconsommation d'antibiotiques dans les pays à faible et moyen revenu. En outre, [23], dans leurs travaux ont montré la contamination du sol et les eaux de surface par les métaux lourds et résidus médicamenteux après l'administration de molécules pharmaceutiques aux patients. Dès lors, les activités qui relèvent du domaine de la santé sont génératrices de pollution et de transfert de toxiques vers les milieux naturels [24].

Par ailleurs, [25] ont montré dans leurs travaux que les stations d'épuration n'éliminent en moyenne que 50 à 60 % des résidus médicamenteux. Pour ces auteurs, l'efficacité d'une STEP est, d'une part, fonction des molécules, de la taille de la STEP et des procédés mis en œuvre, et d'autre part des mécanismes (physiques, métaboliques) mis en jeu: oxydation, biodégradation, biotransformation, réduction, sorption, transformation de la molécule mère en molécules-filles (métabolites) ou de phénomène de déconjugaison des molécules au sein de la chaîne de traitement. Toutefois, les résultats obtenus montrent une accumulation et une persistance des résidus médicamenteux dans le sol. C'est le cas de l'acide salicyclique détecté à une teneur moyenne de 112,78 µg / Kg de la famille des anti-inflammatoires. Quant aux antibiotiques détectés, leurs valeurs sont supérieures à celles obtenues par [26]. Pour ces auteurs, la valorisation de déchets en amendement de sols agricoles peut aboutir à une contamination des sols. Plusieurs rapports font état de la contamination de l'environnement par des antibiotiques [27]. En outre, la teneur de l'Erythromycine a été de 27,97 µg / Kg. Cette teneur est supérieure à celle (14 ±1 µg / Kg) obtenue par [28] lors de leur étude sur les sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine.

Les résultats obtenus sont supérieurs à ceux de [29] qui a détecté le sulfaméthoxazole, l'acide salicyclique, l'ibuprofène, la ciprofloxacine à des concentrations comprises entre 1 et 100 mg / L. En outre, les investigations de [30] ont permis de quantifier de faibles concentrations oscillant entre 0,0016 et 373 mg/L, 0,01 et 32 mg/L respectivement pour les analgésiques et les antibiotiques contrairement à nos résultats. En effet, la présence des résidus pharmaceutiques au niveau des sols peut se justifier par l'état de délabrement avancé de la station de traitement et d'épuration et l'obstruction du système

d'assainissement par endroit. Cette situation est à l'origine du rejet des effluents hospitaliers sans aucun traitement. Ainsi, ces effluents rejetés sont drainés par les eaux de ruissellement contaminant le périmètre environnant. Or, l'exposition permanente de l'environnement à ces résidus est suspectée de favoriser le développement de souches bactériennes anti-bio résistantes susceptibles ensuite d'infecter les animaux et l'homme, ce qui constitue un risque théorique pour la santé [31].

En ce qui concerne les produits phytosanitaires, les agriculteurs ont recours à leur usage systématique afin de limiter les dégâts ([32], [33], [34]). Certains de ces produits contiennent souvent des substances actives prohibées et non homologués pour le type de culture ([35], [34], [36]). Ainsi, le sol reçoit de façon directe ou indirecte la majeure partie des produits répandus. De ce fait, les résultats d'analyses ont permis la détection de onze (11) matières actives quantifiées dans les échantillons de sol provenant de la zone d'étude à des teneurs oscillant entre 0,04 et 39,62 $\mu\text{g} / \text{Kg}$. Ces résultats sont inférieurs à ceux compris entre 3 et 678 $\mu\text{g} / \text{kg}$ obtenus [37] lors de leurs travaux sur l'évaluation de la contamination des eaux souterraines par les résidus de pesticides dans les jardins maraîchers dans le département de Madaoua au Niger. La teneur de bêta-endosulfan (16, 69 $\mu\text{g} / \text{Kg}$) concorde avec celle obtenue par [38] au cours de leur étude montrant une contamination des sols de Boni, de Kaïbo, de Farako-Bâ, de Dankuy, Fankuy par l'endosulfan. Aussi, des concentrations très élevées allant de 25 à 457 $\mu\text{g} / \text{kg}$ ont été quantifiées au niveau de l'endosulfan dans des sols en Tanzanie [39] et au Burkina [40]. Pour ces auteurs, ces fortes concentrations peuvent se justifier par une accumulation de ces résidus chimiques au niveau de ces cultures suite à des traitements. Les organochlorés semblent être les plus présents au niveau des sols. La prédominance des organochlorés s'explique par leur forte utilisation de la part des producteurs maraîchers. Ces organochlorés sont caractérisés, de façon générale, par une importante capacité d'adsorption sur les particules et une persistance qui leur permet de rester longtemps dans le sol [41]. Par ailleurs, l'endosulfan et l'hexachlorocyclohexane tous deux de la famille des organochlorés ont été détectés à certains endroits de la Côte d'Ivoire à des teneurs atteignant 25,63 $\mu\text{g} / \text{L}$ [42]. Du fait de leur toxicité, divers produits phytosanitaires organochlorés sont soumis à une réglementation dans de nombreux pays [1]. Leur présence dans l'environnement suscite de nombreuses inquiétudes. Pourtant, les résidus de Chlorothalonil, bêta-endosulfan, endrine retrouvés au niveau du sol autour du CHR ont pour la plupart de fortes concentrations. En effet, les produits phytosanitaires peuvent s'accumuler dans les sols à des teneurs très élevées [43]. Leur présence s'explique par leur utilisation excessive par les producteurs maraîchers de Daloa dans le but d'éliminer les insectes nuisibles aux cultures malgré leur interdiction afin d'améliorer leur rendement. A cela, s'ajoute le transport des résidus de ces matières actives par le biais des eaux de ruissellement. Cette contamination des sols par les produits phytosanitaires met en péril la faune du sol, en particulier les décomposeurs, et détériore la qualité des eaux fluviales et souterraines. De plus, la disparition des vers de terre et des bactéries du sol ralentit la minéralisation et appauvrit d'avantage le sol [44].

En plus de la famille des organochlorés, les analyses ont détecté d'autres familles de produits phytosanitaires: les organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinoides et les Thiocarbamates en de faibles concentrations. Ces résultats corroborent avec ceux trouvés par l'équipe [44] dans leur étude sur les pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara au Bénin. Cette observation est similaire à celle faite par [37]. En effet, les pyréthrinoides sont caractérisés par une persistance faible à modérée, une toxicité relativement faible, leur susceptibilité à la photolyse et leur capacité à s'adsorber aux colloïdes du sol sous forme de résidus non extractibles [45]. Des résidus phytosanitaires notamment le Chlorpyrifos, le Diméthoate et le malathion ont été détectés dans les sols en Inde, au Nigéria, au Burkina Faso et au Costa Rica ([38], [46], [47]). Pourtant, le sol constitue une interface entre l'air et l'eau et représente un important réservoir de la biodiversité. Cependant, la contamination du sol influence l'action des bactéries et vers de terre et peut même entraîner leur disparition. Cela détériore la fertilité des sols et la qualité des eaux pluviales et souterraines [45].

4 CONCLUSION

Les sols prélevés à Daloa renferment sept résidus médicamenteux à des teneurs comprises entre 17,35 et 112,67 $\mu\text{g} / \text{kg}$ de diverses familles thérapeutiques et onze résidus de matières actives des produits phytosanitaires avec des teneurs oscillant de 0,04 à 39,62 $\mu\text{g} / \text{kg}$. Ces multiples résidus à des teneurs variables contaminent notre environnement et particulièrement le sol où diverses activités anthropiques sont pratiquées. Cela constitue une menace pour la santé humaine et l'écosystème aquatique. Ainsi, cette présence remarquée des micropolluants organiques n'impacte - t- elle pas la qualité des produits maraîchers destinés à la consommation de l'homme.

REFERENCES

- [1] FAO. Agriculture, alimentation et nutrition en Afrique: un ouvrage de référence à l'usage des professeurs d'agriculture. FAO, Rome Italie, 411 p. 2002.
- [2] A. M. Jouve, M. Padilla. Les agricultures périurbaines méditerranéennes à l'épreuve de la multifonctionnalité: comment fournir aux villes une nourriture et des paysages de qualité ? *Cahiers Agricultures*, 16, 311–317. 2007.
- [3] Y. E. Kouakou, B. Koné, B. Bonfoh, S. M. Kientga, Y. A. N'Go, I. Savane, G. Cissé. L'étalement urbain au péril des activités agro-pastorales à Abidjan. *Vertigo la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors-Série 3*, 10 (2): 9p. 2010.
- [4] A. Olahan. Agriculture urbaine et stratégies de survie des ménages pauvres dans le complexe spatial du district d'Abidjan. *Vertigo, Vertigo. La Revue Électronique en Sciences de l'environnement*, 10 (2): 24 p. 2010.
- [5] R. Koffi-Nevry, B. J. Assi-Clair, E. F. Assemand, S. W. Affou, M. Koussemon. Origine des témoins de contamination fécale de l'eau d'arrosage de la laitue (*Lactuca sativa*) cultivée dans la zone périurbaine d'Abidjan. *Journal of Applied Biosciences*, 52: 3669–3675. 2012.
- [6] T. J. Bendé. Production et environnement phytosanitaire des cultures légumières dans la zone urbaine de Yamoussoukro. Mémoire pour l'obtention du Diplôme d'Ingénieur des Techniques Agricoles, Ecole Supérieure d'Agronomie de Yamoussoukro (Côte d'Ivoire). 63 p. 2003.
- [7] P. Amoah, P. Drechsel, R. C. Abaidoo, W. J. Ntow. Pesticide and pathogen contamination of vegetables in Ghana's urban markets. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50 (1): 1–6. 2006.
- [8] E. A. Serna-Galvis, E. Velez-Péla, Osorio-Vargas, Y. M. Guacca-Gonzalez, R. A. Torres-Palma. Inactivation of Carbapenem-resistant *klebsiella pneumoniae* by photo-Fenton: Residual effect gene evolution and modifications with citric acid and persulfate. *Science Direct*. 161: 354-363. 2019.
- [9] N. Maximilien, L. Julien, B. Paul, H. Dimitri, W. Adrien. Identification et quantification de 81 résidus médicamenteux au sein d'une zone de rejet végétalisée: rétention différenciée des compartiments eau-sol-plantes. *Revue des Sciences de l'Eau* 30 (1): 49-55. 2017.
- [10] N. I. M. Kengne. Evaluation d'une station d'épuration des eaux usées domestiques par lagunage macrophytes à Yaoundé: Performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae. Thèse de troisième cycle Université de Yaoundé I (Cameroun). 153p. 2000.
- [11] T. Koné, M. Koné, D. Koné, S. Traoré, J. Y. Kouadio. Multiplication rapide du bananier plantain (*Musa spp.* AAB) in situ: Une alternative pour la production en masse de rejets. *Agronomie Africaine* 23 (1): 21-31. 2011.
- [12] D. L. Kouadio, K. S. Traore, Y. A. Bekro, M. Véronique, A. Dembele, K. Mamadou, P. Mazellier, B. Legube, P. Houenou. Contamination des Eaux de Surface par les Produits Pharmaceutiques en Zones Urbaines de Côte D'ivoire: Cas du District D'Abidjan. *European Journal of Scientific Research*, 27 (1): 140 – 151. 2009.
- [13] K. R. N'Guettia. Traitement d'effluents des formations de santé par des procédés photochimiques. Thèse Unique, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire, 147 p. 2017.
- [14] N. J. Ayscough, J. Fawell, G. Franklin, W. Young. Review of Human Pharmaceuticals in the Environment. Research and Development. Technical Report P390. *Environment Agency*. Bristol, UK: 106 p. 2000.
- [15] L. J. Schulman, E. V. Sargent, B. D. Naumann, E. C. Faria, D. G. Dolan, J. P. Wargo. A Human Health Risk Assessment of Pharmaceuticals in the Aquatic Environment. *Hum Ecol. Risk Assess.*, 8: 657-680. 2002.
- [16] J. Garric, B. Ferrari. Pharmaceuticals in aquatic ecosystems. Levels of exposure and biological effects. *A review. Journal of Water Science*, 18 (3): 307-330. 2005.
- [17] K. E. Agbossou, M. S. Sanny, B. Zokpodo, B. Ahamide, H. J. Guedegbe. Evaluation qualitative de quelques légumes sur le périmètre maraîcher de Houéyiho, à Cotonou au sud-Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*. 42: 1- 12. 2003.
- [18] CEAEQ, MAPAQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec). Détermination de la matière organique par incinération: méthode de perte au feu (PAF), MA.1010-PAF 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec. 9 p. 2003.
- [19] K. Kumar, S. C. Gupta, S. K. Baidoo. Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. *Journal Environmental Quality*, 34: 2082-2085. 2005.
- [20] P. Taylor, R. Reeder. Antibiotic use on crops in low and middleincome countries based on recommandations made by agricultural advisors *CABI Agriculture and Bioscience*, 1: 1-14. 2020.
- [21] Y. Millemann, A. Ferran, C. Hugnet. Pour limiter l'exposition de l'environnement aux antibiotiques lors de traitements en médecine vétérinaires. *Dépêche vét.*, 196: 25 – 30. 2022.
- [22] T. P. Van Boeckel, S. Gandra, A. Ashok, Q. Caudron, B. T. Grenfell, S. A. Levin. Global antibiotic consumption 2000 to 2010: an analysis of national pharmaceutical sales data. *Lancet Infect Dis*; 14 (8): 742-750. 2014.

- [23] A. Toure, A. Garat, C. DIOP, M. Cabral, M. J. Epote, E. Leroy, M. Fall, A. Diouf, B. Dehon, D. Allorge. Présence de métaux lourds et de résidus médicamenteux dans les effluents des établissements de santé de Dakar (Sénégal), *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 10 (3): 1422-1432. 2016.
- [24] J. P. K. Koffi, A. Y. N'go, D. Koné, K. H. Kouassi, H. Issiaka. Mapping of pollution risk of surface waters by runoff from watershed: case of Aghien Lagoon (South of Code d'Ivoire). *Journal of Water Resource and Protection*, 7: 1457-1466. 2015.
- [25] N. Lindqvist, T. Tuhkanen, L. Kronberg. Occurrence of acidic pharmaceuticals in raw and treated sewages and in receiving waters. *Water Res* 39: 2219-28. 2005.
- [26] T. Dinh, E. Moreau-Guigon, J. Tournebize, P. Labadie, F. Alliot, M. Chevreuil. Contamination en antibiotiques des sols agricoles par les déchets de l'assainissement urbain: évaluation des transferts potentiels vers le réseau hydrographique par le drainage agricole et les processus de ruissellement. *Rapport d'activité du programme PIREN Seine 2009, Paris*, 10 p. 2010.
- [27] EFSA (European Food Safety Authority). Technical report on the outcome of the targeted and the public consultations. EFSA Supporting publications; <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2021>.
- [28] E. Moreau-Guigon, F. Tamtam, T. Q. Dinh, J. Eurin1a, P. Labadie, F. Alliot, M. Chevreuil1a, G. Lavison, P. Candido, V. Augustin, J. Tournebize. Sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine. Rapport de synthèse 2007-2010. 21p. 2011.
- [29] C. Dagot. Traitement des résidus de médicaments dans les ouvrages d'épuration des eaux. *Environ Risque Sante*, 17 (S1): 47-58. 2018.
- [30] P. Verlicchi, A. L. Aukidy, M. E. Zambello, P. A. L. Verlicchi, M. Aukidy, E. Zambello Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk alter a secondary treatment. *A review. Sci Total Environ.* 429: 123-155. 2012.
- [31] ONEMA. Contamination des eaux par les résidus médicamenteux. 2P. 2009. <https://www.onema.fr>.
- [32] M. Kanda, G. Djaneye-Boundjou, K. Wala, K. Gnandi, K. Batawila, A. Sanni, K. Akpagana. Application des pesticides en agriculture maraîchère au Togo. Vertigo. *La revue électronique en sciences de l'environnement* 13 (1): 1-17. 2013.
- [33] A. D. Mondedji, W. S. Nyamador, K. Amevoin, R. Adeoti, G. Abbévi Abbey, G. Koffivi Ketoh, I. A. Glitho. Analyse de quelques aspects du système de production légumière et perception des producteurs de l'utilisation d'extraits botaniques dans la gestion des insectes ravageurs des cultures maraîchères au Sud du Togo. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 9 (1), 98- 107. 2015.
- [34] B. B. Yarou, P. Silvie, F. Assogba-Komlan, A. Mensah, T. Alabi, F. Verheggen, F. Francis. Plantes pesticides et protection des cultures maraîchères en Afrique de l'Ouest (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 21 (4): 288 -304. 2017.
- [35] Commission Européenne. Règlement CE n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *Journal Officiel de l'Union Européenne*, 309 (1), 1-50.2009.
- [36] CSP. Liste des pesticides autorisés par la 43^{ème} session ordinaire du Comité Sahélien des pesticides (Novembre 2018). [http://insah.cilss.int/index.php/2018/05/08/43^{ème} -session-du-comite-sahelin-des-pesticides](http://insah.cilss.int/index.php/2018/05/08/43ème-session-du-comite-sahelin-des-pesticides) Bamako- Mali-19-24-nov-2018/. 2018.
- [37] H. Zabeirou, D. B. A. Tankari, G. F. Abdou, Y. Guero, A. Haougui, A. Basso. Évaluation de la contamination des eaux souterraines par les résidus de pesticides dans les jardins maraîchers, département de Madaoua – Niger (*extraits*). *International Journal of Development Research* 10 (09): 40642-40649. 2020.
- [38] P. W. Savadogo, T. M. Traoré, K. H. Tapsoba, P. M. Sedogo, L. Y. Bonzi – coulibly. « Variation de la teneur en résidus de pesticides dans les sols de la zone cotonnière du Burkina Faso » *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*. 1: 29-39. 2006.
- [39] H. Mwewura, O. C. Othman, G. L. Mhehe. Organochlorine pesticide residues in sediments and biota from the coastal area of Dares Salaam city, Tanzania. *Pollut. Bull.*, 45: 262-267. 2002.
- [40] M. Kishimba. International workshop on pesticides and other organic pollutants in Africa-monitoring and mitigation, Ouagadougou, Burkina-Faso. 24-29. 2005.
- [41] A. Diop. Diagnostic des pratiques d'utilisation et de quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal). Thèse de doctorat en Chimie Analytique, Université de Littoral Côte d'Opale (Côte d'Opale, France), 240 p. 2013.
- [42] S. Traore, M. Kone, A. Dembele, P. Lafrance, P. Mazellier, P. Houenou. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides en régions agricoles en Côte d'Ivoire (centre, sud et sud-ouest). *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1: 1 – 9. 2006.
- [43] J. Gupta, Y. H. Siddique, T. Beg, G. Ara, M. Afzal. Protective role of green tea extract against genotoxic damage induced by anticancer drug and steroid compound, separately, in cultured human lymphocytes. *Pharmacologyonline* 3: 156-174. 2009.

- [44] S. Adam, A. Edorh, H. Totin, L. Koumolou, K. Aklikokou. Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 4, 1170–1179. 2010.
- [45] C. Bouchon, S. Lemoine. Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. *Documentation ifrecor*, 71p. 2003. <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1426>.
- [46] B. Kumari, V. K. Madan, T. S. Kathpal. « Status of insecticide contamination of soil and water in Haryana, India » *Environ Monit Assess.* 136: 239-244. 2008.
- [47] J. C. Akan, L. Jafiya, Z. Mohammed, F. I. Abdulrahman. Organophosphorus pesticide residues in vegetable and soil samples from Alau Dam and Gongulong agricultural areas, Borno State, Nigeria. *Int. J. Environ. Monit. Anal.* 1 (2): 58-64. 2013.

Résumé

Le maraîchage à Daloa est plus pratiqué dans les bas-fonds, réceptacles des eaux (usées et pluviales) et lieux de prolifération des bioagresseurs. Pour faire face à ces nuisibles et améliorer leur rendement agricole, les maraîchers utilisent les produits phytosanitaires. L'objectif de cette étude a été d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation des légumes d'une zone maraîchère située en aval de l'Etablissement Public Hospitalier Régional (EPHR) de Daloa. En effet, des effluents de l'EPHR ont été caractérisés et les produits phytosanitaires les plus utilisés ont été répertoriés. La méconnaissance des bonnes pratiques agricoles expose la population. Le niveau de contamination des sols et des produits maraîchers par les micropolluants organiques a été déterminé par la chromatographie liquide haute performance. Des teneurs d'antibiotiques supérieures au seuil de rejet pour l'Erythromycine, la Sulfaméthoxazole, la Tétracycline et la Ciprofloxacine ont été détectés. En outre, les résultats des analyses ont montré la présence de sept résidus médicamenteux de diverses familles thérapeutiques dont les concentrations sont comprises entre 17,35 µg/kg et 112,67 µg/kg au niveau du sol et onze résidus de matières actives des produits phytosanitaires avec des teneurs variant de 0,04 à 39,62 µg/kg et 0,008 à 7,494 mg/kg respectivement pour le sol et les produits maraîchers. Les doses journalières admissibles sont inférieures à celles du *Codex Alimentarius* et le quotient de danger est inférieur à 1. Le niveau de risque est acceptable pour l'homme à court terme. Néanmoins, le rejet en permanence de ces micropolluants constitue une menace pour la santé humaine et l'environnement.

Mots clés : Résidus médicamenteux, résidus de produits phytosanitaires, cultures maraîchères, risques sanitaires

Abstract

Market gardening in Daloa is more practiced in lowlands, receptacles of water (wastewater and rainwater) and places of proliferation of bioaggressors. To deal with these pests and improve their agricultural yield, market gardeners use phytosanitary products. The objective of this study was to assess the health risks associated with the consumption of vegetables from a market gardening area located downstream of the Regional Public Hospital Establishment (EPHR) in Daloa. Effluents from the EPHR were characterized and the most commonly used phytosanitary products were listed. Lack of knowledge of good agricultural practices exposes the population. The level of contamination of soils and market garden produce by organic micropollutants was determined by high-performance liquid chromatography. Antibiotic levels above the discharge threshold for Erythromycin, Sulfamethoxazole, Tetracycline and Ciprofloxacin were detected. In addition, the results of the analyses showed the presence of seven drug residues from various therapeutic families with concentrations ranging from 17.35 µg/kg to 112.67 µg/kg in the soil and eleven residues of active ingredients from phytosanitary products with contents ranging from 0.04 to 39.62 µg/kg and 0.008 to 7.494 mg/kg respectively for the soil and market garden products. The acceptable daily intakes are lower than those of the *Codex Alimentarius* and the hazard quotient is less than 1. The risk level is acceptable for humans in the short term. However, the continuous release of these micropollutants constitutes a threat to human health and the environment.

Key words : Drug residues, residues of phytosanitary products, market garden crops, health risks