



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2022 - 2023

N° D'ORDRE : 074

CANDIDAT

Nom : DJEDJE

Prénom : Gokou Jean Marie

THESE DE DOCTORAT

Mention : Géosciences et Environnement

**Spécialité : Hydrobiologie, Ecotoxicologie des
milieux aquatiques**

**Evaluation de la contamination des poissons
(*Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803) et
Oreochromis niloticus (Linné, 1758)) par les
pesticides utilisés aux alentours du fleuve
Sassandra à Guessabo (Côte d'Ivoire)**

JURY

**Président : M. GOORE Bi Gnamien Willy Taunin, Professeur
Titulaire, Université FELIX HOUPHOUËT-BOIGNY**

**Directeur : Mme TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Professeur
Titulaire, Université JEAN LOROUGNON GUEDE**

**Rapporteur : Mme COULIBALY Safiatou, Maître de Recherche,
CENTRE DE RECHERCHES OCEANOLOGIQUES**

**Examineur : M. DIARRA Moussa, Maître de Conférences,
Université JEAN LOROUGNON GUEDE**

**Examineur : M. BOUSSOU Koffi Charles, Maître de
Conférences, Université JEAN LOROUGNON GUEDE**

**Soutenue publiquement
le : 22 juin 2023**

TABLE DES MATIERES

DEDICACES	IX
REMERCIEMENTS	X
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTES DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES ANNEXES	XX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : GENERALITES	6
1.1. PRESENTATION DE LA ZONE D’ETUDE	7
1.1.1. Description du bassin versant du fleuve Sassandra.....	7
1.1.2. Activités anthropiques sur le bassin du fleuve Sassandra	8
1.1.3. Présentation de la localité de Guessabo	8
1.1.4. Activités socio-économiques de la population de la zone.....	9
1.1.4.1. Spéculations agricoles à Guessabo	9
1.1.4.2. Données sur la pêche à Guessabo.....	10
1.1.5. Climat de la localité de Guessabo	11
1.1.6. Relief et végétation de la localité de Guessabo.....	12
1.1.7. Géologie et hydrogéologie de la localité de Guessabo	13
1.2. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES CARACTERISTIQUES DU FLEUVE SASSANDRA DES ETUDES ANTERIEURES.....	13
1.2.1. Potentiel d’hydrogène	13
1.2.2. Température	14
1.2.3. Conductivité	14
1.2.4. Oxygène dissous.....	15
1.2.5. Transparence	15
1.3. GENERALITES SUR LES PESTICIDES.....	16

1.3.1. Définition	16
1.3.1.1. Pesticides.....	16
1.3.1.2. Résidus de pesticides	16
1.3.2. Structure chimique des pesticides	16
1. 3.2.1. Fongicides.....	17
1. 3.2.2. Insecticides	18
1.3.2.2.1. Organochlorés	18
1.3.2.2.2. Organophosphorés	18
1.3.2.2.3. Carbamates insecticides	19
1.3.2.2.4. Néonicotinoïdes	19
1.3.2.2.5. Pyréthriñoïdes	19
1.3.2.3. Herbicides	19
1.3.2.3.1. Dérivés minéraux	20
1.3.2.3.2. Dérivés organiques.....	20
1.3.2.4. Autres familles de pesticides	21
1.3.2.5. Formulation des pesticides	22
1.3.2.5.1. Principe de la formulation.....	22
1.3.2.5.2. Matière active.....	22
1.3.2.5.3. Autres composantes de la formulation ou adjuvants	22
1.3.2.5.4. Différents types de formulations des pesticides.....	23
1.3.3. Propriétés physico-chimiques des molécules étudiées.....	23
1.3.3.1. Imidaclopride.....	23
1.3.3.2. Acétamipride	24
1.3.3.3. Deltaméthrine	24
1.3.3.4. Cyperméthrine	25
1.3.3.5. Lambdacyhalothrine	25
1.3.3.6. 2,4 -Dichlorophenoxyacétique.....	25

1.3.3.7. Glyphosate	26
1.3.4. Modes d'action des pesticides	26
1.3.5. Mécanismes de transfert de pesticides dans l'environnement	26
1.3.5.1. Volatilisation	27
1.3.5.2. Ruissellement.....	27
1.3.5.3. Infiltration.....	27
1.3.5.4. Drainage souterrain.....	27
1.3.6. Problèmes liés à l'utilisation des pesticides	27
1.3.6.1. Ecotoxicités des pesticides	27
1.3.6.2. Effets toxiques des pesticides sur l'environnement.....	28
1.3.6.3. Effets toxiques des pesticides sur la santé humaine	28
1.3.6.4. Effets toxiques des pesticides sur les poissons.....	29
1.3.7. Bioaccumulation et bioconcentration des pesticides.....	30
1.3.8. Risques éventuels à l'utilisation de pesticides et ingestion de poissons contaminés	30
1.3.8.1. Risques sanitaires et environnementaux	30
1.3.8.2. Risques à l'ingestion des poissons contaminés et les quotients de danger	31
1.3.9. Histopathologie	32
1.4. GENERALITES SUR LES POISSONS	32
1.4.1. Données sur la pêche.....	32
1.4.2. Généralités sur les poissons étudiés	33
1.4.2.1. <i>Oreochromis niloticus</i> (Linné, 1758).....	33
1.4.2.1.1. Position systématique	33
1.4.2.1.2. Biologie et écologie de <i>Oreochromis niloticus</i>	33
1.4.2.1.3. Caractéristiques morphologiques de <i>Oreochromis niloticus</i>	33
1.4.2.1.4. Habitude alimentaire de <i>Oreochromis niloticus</i>	34
1.4.2.1.5. Reproduction de <i>Oreochromis niloticus</i>	34
1.4.2.2. <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> (Lacépède, 1803)	35

1.4.2.2.1. Position systématique	35
1.4.2.2.3. Caractéristiques morphologiques du <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	35
1.4.2.2.2 Biologie et écologie de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	36
1.4.2.2.4. Habitude alimentaire de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	36
1.4.2.2.5. Reproduction de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	37
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	38
2.1. MATERIEL.....	39
2.1.1. Matériel de collecte de données enquêtes	39
2.1.2. Matériel biologique	39
2.1.3. Matériel technique.....	39
2.1.3.1. Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons de poissons.....	39
2.1.3.2. Matériel de pesée des échantillons de poissons et des organes	40
2.1.3.1. Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau	40
2.1.3.2. Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau et de sédiments	41
2.1.3.3. Matériel de mesure de la concentration des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons	42
2.1.3.4. Matériel d'analyse histologique.....	43
2.2. METHODES	44
2.2.1. Enquêtes sur les pratiques agricoles.....	45
2.2.1.1. Enquêtes auprès des commerçants de pesticides	45
2.2.1.2. Enquêtes auprès des agriculteurs	45
2.2.1.3. Enquêtes auprès des pêcheurs et de la police de pêche	45
2.2.2. Echantillonnages	46
2.2.2.1. Choix des stations de prélèvements sur le plan du fleuve	46
2.2.2.2. Mesure des paramètres physico-chimiques	47
2.2.2.3. Prélèvement et conservation des échantillons	48
2.2.2.3.1. Echantillons d'eau.....	48

2.2.2.3.2. Echantillons de sédiments	48
2.2.2.3.3. Echantillons de poissons	48
2.2.3. Analyses au laboratoire	49
2.2.3.1. Détermination des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons.....	49
2.2.3.1.1. Détermination des résidus de pesticides dans l'eau.....	49
2.2.3.1.1.1. Préparation des échantillons	49
2.2.3.1.1.2. Extraction des résidus de pesticides.....	49
2.2.3.1.2. Détermination des résidus de pesticides dans les sédiments	50
2.2.3.1.2.1. Préparation des échantillons	50
2.2.3.1.2.2. Extraction des résidus de pesticides.....	50
2.2.3.1.3 Détermination des résidus de pesticides dans les organes de poissons	51
2.2.3.1.3.1. Préparation des échantillons	51
2.2.3.1.3.2. Extraction des résidus de pesticides des organes de poissons	51
2.2.3.1.4. Quantification de résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons	52
2.2.3.1.5. Limite de détection - limite de quantification	53
2.2.3.2. Méthodes d'analyse histologique	54
2.2.3.2.1. Prélèvement et fixation des échantillons tissulaires.....	54
2.2.3.2.2. Inclusion des échantillons	54
2.2.3.2.3. Coupes des échantillons	55
2.2.3.2.4. Coloration sur les lames	55
2.2.3.2.5. Montage des lames.....	55
2.2.4. Traitement des données	55
2.2.4.1. Coefficient d'échange eau-sédiment	55
2.2.4.2. Facteur de bioconcentration.....	56
2.2.4.3. Facteur de bioaccumulation.....	56
2.2.4.4. Expressions des risques des résidus de pesticides à Guessabo.....	56
2.2.4.4.1. Indices de risques	56

2.2.4.4.1.1. Indices de risques pour la santé	57
2.2.4.4.1.2. Indices de risques pour l'environnement	57
2.2.4.4.2. Dose journalière d'exposition et du quotient de danger	58
2.2.4.5 Expression du taux de prévalence des anomalies en histopathologie	59
2.2.4.6. Analyses statistiques.....	60
2.2.4.6.1. Analyse à un facteur.....	60
2.2.4.6.2. Analyses de corrélation.....	60
2.2.4.6.2. Boîtes à moustaches	61
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	62
3.1. RESULTATS	63
3.1.1 Pratiques phytosanitaires à Guessabo.....	63
3.1.1.1 Pratiques des commerçants de pesticides	63
3.1.1.1.1. Profils sociodémographiques des commerçants de pesticides.....	63
3.1.1.1.2. Niveau d'étude, expérience professionnelle et formation des commerçants de pesticides.....	63
3.1.1.1.3. Gestion des pesticides dans les magasins de vente.....	64
3.1.1.1.3.1. Situation géographique des magasins	64
3.1.1.1.3.2. Gestion des pesticides dans les magasins	65
3.1.1.1.4. Caractéristiques des pesticides distribués	66
3.1.1.1.4.1. Types de produits distribués	66
3.1.1.2. Pratiques des agriculteurs de Guessabo.....	71
3.1.1.2.1. Profil sociodémographique des agriculteurs.....	71
3.1.1.2.2. Niveau d'étude et formation professionnelle des agriculteurs.....	71
3.1.1.2.3. Principaux types de cultures recensées chez les producteurs et fréquences d'épandages de pesticides	72
3.1.1.2.4. Utilisation et gestion des pesticides par les producteurs.....	74
3.1.1.2.4.1. Pesticides utilisés par les Producteurs.....	74
3.1.1.2.4.2. Gestion des restes de pesticides et des fonds de cuve de rinçage	78

3.1.1.2.4.3. Gestion des emballages vides des pesticides après usage.....	78
3.1.1.2.4.4. Matériels de préparation des bouillies et équipement de protection.....	79
3.1.2. Contamination de l'eau et des sédiments par les pesticides.....	79
3.1.2.1. Caractéristiques physico-chimiques du fleuve à Guessabo.....	79
3.1.2.1.1. Potentiel d'Hydrogène	79
3.1.2.1.2. Température	79
3.1.2.1.3. Conductivité.....	80
3.1.2.1.4. Oxygène dissous	80
3.1.2.1.5. Transparence	80
3.1.2.2 Variation temporelle de résidus de pesticides dans l'eau du fleuve à Guessabo.....	82
3.1.2.2.1. Teneurs en pesticides de l'eau	82
3.1.2.2.2. Corrélations entre les résidus de pesticides de l'eau.....	83
3.1.2.2.3. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les résidus de pesticides dans l'eau	84
3.1.2.3. Variation temporelle de résidus de pesticides dans les sédiments du fleuve à Guessabo.....	86
3.1.2.3.1. Teneurs en pesticides des sédiments.....	86
3.1.2.3.2. Corrélations entre les résidus de pesticides dans les sédiments.....	87
3.1.2.4. Relations entre les résidus de pesticides dans l'eau et les sédiments	87
3.1.2.5. Coefficient d'échange eau – sédiment.....	90
3.1.3. Contamination de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> par les pesticides	90
3.1.3.1. Contamination de <i>Oreochromis niloticus</i> par les pesticides	90
3.1.3.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les organes de <i>Oreochromis niloticus</i> . 90	
3.1.3.1.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les branchies	90
3.1.3.1.1.2. Teneurs des résidus de pesticides dans le foie	91
3.1.3.1.1.3. Teneurs des résidus de pesticides dans le muscle	92

3.1.3.1.2. Facteur de bioconcentration et de bioaccumulation des pesticides dans l'organisme de <i>Oreochromis niloticus</i>	93
3.1.3.2. Contamination de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> par les pesticides.....	95
3.1.3.2.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les organes de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	95
3.1.3.2.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les branchies	95
3.1.3.2.1.2. Teneurs des résidus de pesticides dans le foie	95
3.1.3.2.1.3. Teneurs des résidus pesticides dans le muscle.....	96
3.1.3.2.2. Facteur de bioconcentration et de bioaccumulation des pesticides dans l'organisme de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	97
3.1.3.3. Analyse comparative des résidus de pesticides dans les organes de <i>Oreochromis niloticus</i> et de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	99
3.1.4. Risques écotoxicologiques liés aux résidus de pesticides à Guessabo.....	101
3.1.4.1. Risques sanitaires et environnementaux des résidus de pesticides.....	101
3.1.4.1.1. Indices de risques sanitaires et environnementaux des résidus de pesticides recensés chez les agriculteurs	101
3.1.4.1.2. Doses journalières d'exposition à l'ingestion des poissons et quotients de danger	102
3.1.4.2. Effets histologiques dans les organes de poissons.....	105
3.1.4.2.1. Changements histologiques des branchies.....	105
3.1.4.2.2. Changements histologiques du foie	105
3.1.4.2.3. Changements histologiques des muscles	106
3.2. DISCUSSION	110
CONCLUSION	126
REFERENCES	131

DEDICACES

Je dédie ce travail :

à mon père, feu DJEDJE Alexis

et

à ma petite sœur, feu DJEDJE Inès Flore.

Que vos âmes reposent dans la grâce du Seigneur.

REMERCIEMENTS

Cette Thèse de doctorat est le fruit des travaux effectués au Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa. Je tiens à remercier les responsables de cette Université pour m'avoir accepté dans ce laboratoire et signer mon autorisation d'inscription de troisième cycle.

Je voudrais, de manière particulière exprimer toute ma gratitude à la Directrice de cette thèse, le Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur Titulaire, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Maman, comme j'aime bien t'appeler, trouve ici la reconnaissance de ce "petit fils" à qui la permission a été accordée de faire ses pas dans la recherche universitaire. Je suis un "pur produit" de votre formation. Le dynamisme, la rigueur et la disponibilité au travail accordés de votre part ont fait de cette thèse une réalité. Que Dieu vous bénisse.

Au Professeur GOORE Bi Gnamien Willy Taunin, Professeur Titulaire à l'Université Félix Houphouët-Boigny, j'exprime ma reconnaissance pour l'honneur que vous nous faites, en acceptant la Présidence de ce Jury.

Je remercie le Docteur COULIBALY Safiatou, Maître de Recherche au Centre de Recherches Océanologiques pour avoir instruit ce travail et accepté de faire partie des membres du jury malgré son emploi du temps très chargé, merci Docteur pour votre disponibilité.

J'exprime ma profonde gratitude au Docteur DIARRA Moussa, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour avoir accepté de juger ce travail.

J'exprime mes sincères remerciements au Docteur BOUSSOU Koffi Charles, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour avoir accepté de prendre part à ce jury.

Je remercie le Professeur DEMBELE Ardjouma, Directeur de recherche à l'Université Nangui Abrogoua, Ex-Directeur général du Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole (LANADA) pour avoir accepté, de nous accueillir dans ce laboratoire. Je lui témoigne toute ma gratitude pour l'intérêt qu'il accorde à la formation des étudiants.

Mes vifs remerciements au Professeur TRAORE Karim Sory, Professeur Titulaire à l'Université Nangui Abrogoua, Ex-Sous-Directeur technique et Scientifique du LANADA, pour tout l'effort consenti pour notre intégration dans l'équipe de recherche du Laboratoire Central d'Agrochimie et Ecotoxicologie au sein du LANADA.

Je tiens à dire merci au Docteur KOUAME Kouamé Victor, Maître de Conférences, Directeur de la Scolarité Centrale de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa pour sa disponibilité et ses critiques. La rigueur scientifique, la recherche du travail bien fait et ses conseils ont joué un rôle de stimulateur dans l'avancement de ce travail.

Au Docteur YAPI Dopé Armel Cyrille, Maître-Assistant, Responsable du patrimoine de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Je me souviens encore de cet appel à candidatures qui m'avait permis d'intégrer l'équipe de recherche que vous étiez chargé de diriger avec une rigueur constructive dans la réalisation de nos travaux de recherche en Master. Cette rigueur dans le travail est encore présente dans cette thèse de votre part. Merci pour tout Docteur.

Je remercie le Docteur KPAN Kpan Kouakou Gains, Chargé de Recherche à l'Université Nangui Abrogoua, ex-Chef du service Résidus de Contaminants et mycotoxines du Laboratoire Central d'Agrochimie et Ecotoxicologie (LCAE), pour l'encadrement particulier reçu au cours des différentes manipulations au sein du dit laboratoire.

Je suis reconnaissant envers le Docteur GROGA Noël, Maître de Conférences, à l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa, pour son aide précieuse dans l'élaboration de ce travail. Merci à toute son équipe et surtout pour l'accompagnement de mes collègues étudiants de son laboratoire.

Toute ma gratitude aux Docteur KONE Moussa, Maître de Conférences, Docteur SEKA Jean-Baptiste, Maître de Conférences et Docteur Jean-Claude N'GUIA, Maître-Assistant, tous à l'UFR Sciences Sociales et Humaines de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa. Vos intéressements à la réalisation de cette thèse ont porté ses fruits.

Je remercie tous les Officiers et Sous-officiers de la Brigade de la Police de pêche de Guessabo, à sa tête le lieutenant GAUZE qui a facilité la réalisation de nos enquêtes avec des agriculteurs aux alentours du fleuve.

Je remercie madame GREGOHI Véronique, ex-secrétaire à l'UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université Nangui Abrogoua. Grâce à ses conseils, j'ai toujours eu une facilité de transmission des dossiers administratifs.

J'exprime toute ma reconnaissance à tous les étudiants du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement, aux thésards avec qui j'ai partagé les moments difficiles de travail de terrain, et particulièrement au Docteur KONE-BODOU Julie, aux doctorants ZIE

Barthélémy, AKA Etienne Narcisse, BASSA Koffi Jean-Claude et KOUADIO Atto Delphin pour leur aide durant les échantillonnages.

L'occasion m'est donnée ici de remercier toute ma famille pour des raisons diverses. Je tiens à exprimer mes sentiments à ma mère, GBOAGNON Bréhi Christine pour sa patience, ses sacrifices, son amour et ses prières qui ont été déterminant à la réalisation de cette thèse unique. Merci pour tout, maman.

Mes sincères remerciements à mes frères DJEDJE Désiré, DJEDJE Arthur, DJEDJE Armand et à mes sœurs DJEDJE Adeline, DJEDJE Christelle, pour vos soutiens apportés dans la réalisation de cette thèse.

Je ne saurais fermer cette parenthèse de remerciements sans dire un mot à mon épouse SERY Nékpadro Marie-Josée, à ma Fille DJEDJE Bréhi Haniel Kéren et à mon fils DJEDJE Alex Micah Emmanuel. Trouvez ici ma gratitude pour votre amour, votre soutien, votre encouragement et votre compréhension qui m'ont aidé à persévérer et aller jusqu'au bout de cette thèse de doctorat.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

2,4-D	: 2,4-dichlorophénoxyacétique
A	: risque pour les organismes aquatiques
ASNAP	: Appui à l'Agriculture Sensible à la Nutrition et Développement des Capacités des Petits Agriculteurs
B	: Bioaccumulation
Mg	: microgramme
µS/cm	: microsiemens par centimètre
°C	: Degré Celsius
C	: Concentration de pesticides dans les poissons
CCME	: Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement
CE	: Coefficients d'échange Eau-Sédiment
C_{eau}	: Concentration de pesticide dans l'eau
CIRC	: Centre International de Recherche sur le Cancer
CIRAD	: Centre de coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement
CLHP	: Chromatographie en Phase Liquide à Haute Performance
C_o	: Concentration de la matière active dans l'organisme
C_s	: Concentration de pesticides dans les sédiments
CHU	: Centre Hospitalier Universitaire
DDD	: Dichlorodiphényldichloroéthane
DDT	: Dichlorodiphényltrichloroéthane
DJA	: Dose Journalière Admise
DJE	: Dose Journalière d'Exposition
EC	: Concentré Emulsionnable
EFSA	: Autorité européenne de sécurité des aliments
EPA	: Environmental Protection Agency
F	: Fréquence d'exposition
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FBA	: Facteur de la Bioaccumulation
FBC	: Facteur de la Bioconcentration
FCP	: Facteur de compensation pour la préparation commerciale
FMOC	: Fluorénylméthoxycarbone
FPf	: Facteur de pondération pour le type de formulation

HCB	: Hexachlorobenzène
HCEFLCD	: Haut-Commissariat aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification
INS	: Institut National de la Statistique
INRS	: Institut National de la Recherche Scientifique
IRAC	: Insecticide Resistance Action Committee
IRE	: indice de risque pour l'environnement
IRS	: indice de risque pour la santé ;
IRT	: indice de risque de toxicité
LANADA	: Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole
LCAE	: Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie
LD	: Limite de Détection
LQ	: Limite de Quantification
M	: mobilité dans le sol
O	: risque pour les oiseaux
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
P	: persistance dans l'environnement
P_c	: Poids corporel de la cible
pH	: potentiel d'Hydrogène
Q	: Quantité de poisson ingérée par jour, par individu
QD	: Quotient de Danger
SC	: Substances Concentrées
SG	: Granulés Solubles dans l'eau
SL	: Concentré soluble suspension
SODEXAM	: Société d'exploitation et de développement aéroportuaire, aéronautique et météorologique
SP	: Poudre Soluble
T	: risque pour les organismes terrestres
T_{DE}	: Durée d'exposition
T_m	: Temps sur lequel l'exposition est moyenne
UFR	: Unité de Formation et de Recherche
UICPA	: Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée
WG	: Granulés à disperser dans l'eau
WP	: Poudre mouillable
ZNT	: Zone de Non Traitement

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Tonnage de poissons à Guessabo de 2007 à 2019	10
Tableau II : Production halieutique à Guessabo.....	11
Tableau III : Principaux groupes de pesticides classés selon leurs familles	17
Tableau IV : Classification des herbicides selon le site d'action	21
Tableau V: Coordonnées géographiques et description des dix stations d'échantillonnage	46
Tableau VI : Tailles moyennes des spécimens de poissons	49
Tableau VII : Conditions d'analyse chromatographiques des pesticides.....	52
Tableau VIII : Limites de détection et de quantification des résidus de pesticides.	54
Tableau IX : Dose journalière admise par résidus de pesticides de pesticides	59
Tableau X : Caractéristiques des propriétaires de magasin.....	63
Tableau XI : Répartition des commerçants selon l'âge.....	63
Tableau XII : Agrément et formation des commerçants de pesticides à Guessabo	64
Tableau XIII : Gestion des fiches de stockages et de sécurités dans les magasins	65
Tableau XIV: Exposition des échantillons devant les magasins et gestion des kits de secours	65
Tableau XV : Gestion des produits périmés et des fuites dans les magasins.....	66
Tableau XVI : Formulations des pesticides dans les magasins.....	67
Tableau XVII : Pesticides retrouvés dans les magasins à Guessabo.....	68
Tableau XVIII : Caractéristiques des agriculteurs	71
Tableau XIX : Répartition des producteurs selon l'âge	71
Tableau XX : Expériences professionnelles.....	72
Tableau XXI : Proportion des substances actives retrouvées sur les parcelles	75
Tableau XXII : Pesticides répertoriés chez les producteurs à Guessabo	76
Tableau XXIII : Concentrations périodiques des résidus de pesticides de l'eau du fleuve Sassandra à Guessabo.....	83
Tableau XXIV : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides dans l'eau du fleuve Sassandra à Guessabo.....	83
Tableau XXV : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides et les paramètres physico- chimiques du fleuve Sassandra à Guessabo	85
Tableau XXVI : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo.....	86

Tableau XXVII : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides dans les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo.....	87
Tableau XXVIII : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides dans l'eau et les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo.....	89
Tableau XXIX : Coefficient d'échange eau – sédiment des résidus de pesticides du fleuve Sassandra à Guessabo.....	90
Tableau XXX : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans les branchies de <i>Oreochromis niloticus</i> à Guessabo.....	91
Tableau XXXI : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans le foie de <i>Oreochromis niloticus</i>	92
Tableau XXXII : Concentrations des résidus de pesticides dans le muscle de <i>Oreochromis niloticus</i> à Guessabo.....	93
Tableau XXXIII : Facteur de bioconcentration des résidus de pesticides dans l'organisme de <i>Oreochromis niloticus</i>	94
Tableau XXXIV : Facteur de bioaccumulation des résidus de pesticides dans l'organisme de <i>Oreochromis niloticus</i>	94
Tableau XXXV : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans les Branchies de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> à Guessabo.....	95
Tableau XXXVI : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans le Foie de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	96
Tableau XXXVII : Concentrations périodiques des résidus de pesticides dans le muscle de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> à Guessabo.....	97
Tableau XXXVIII : Facteur de bioconcentration des résidus de pesticides dans l'organisme de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	98
Tableau XXXIX : Facteur de bioaccumulation des résidus de pesticides dans l'organisme de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	98
Tableau XL : Toxicité et indice de risques pour la santé des résidus de pesticides étudiés ..	102
Tableau XLI : Toxicité et indice de risque pour l'environnement des résidus de pesticides étudié ..	102
Tableau XLII : Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes liés à la consommation de <i>Oreochromis niloticus</i>	104
Tableau XLIII : Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes liés à la consommation de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	104

Tableau XLIV : Prévalences des altérations de branchies, foies et muscles de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* pêchés à Guessabo..... 106

LISTES DES FIGURES

Figure 1 : Bassin versant du fleuve Sassandra	7
Figure 2 : Localisation de la Sous-préfecture de Guessabo	9
Figure 3 : Diagramme ombrothermique du Haut Sassandra	12
Figure 4 : Spécimen de <i>Oreochromis niloticus</i> (Linné, 1758).....	34
Figure 5 : Spécimen de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> (Lacepède, 1803)	36
Figure 6 : Appareils de pesées des échantillons de poissons et des organes.....	40
Figure 7 : Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques <i>in situ</i>	41
Figure 8 : Matériel de prélèvement de l'eau et les sédiments dans le fleuve	42
Figure 9 : Chaîne de CLHP	42
Figure 10 : Appareils d'histopathologie.....	44
Figure 11 : Localisation des stations de mesure des paramètres physico-chimiques et de prélèvements d'eau et de sédiments	47
Figure 12 : Echantillons de sédiments frais et séché.....	50
Figure 13 : Extraction des organes de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	51
Figure 14 : schéma d'interprétation de la corrélation	61
Figure 15 : Schéma d'une boîte à moustache.....	61
Figure 16 : Niveau d'étude et expérience professionnelle des commerçants de pesticides à Guessabo	64
Figure 17 : Localisation des magasins de vente de pesticides à Guessabo	65
Figure 18 : Caractéristiques des pesticides retrouvés dans les magasins à Guessabo.....	66
Figure 19 : Niveau d'étude et formation professionnelle des agriculteurs à Guessabo	72
Figure 20 : Pourcentages des cultures recensées aux alentours du fleuve à Guessabo	73
Figure 21 : Fréquence bimensuelle d'épandage de pesticides sur les parcelles.....	73
Figure 22 : Quelques cultures recensées aux alentours du fleuve Sassandra à Guessabo	74
Figure 23 : Gestion des restes de pesticides et des fonds de cuves de rinçage	78
Figure 24 : Gestion des emballages vides des pesticides	78
Figure 25 : Gestion des bouillies de traitement et équipement de protection	79
Figure 26 : Valeurs temporelles des paramètres physico-chimiques du fleuve mesurés <i>In-situ</i>	81
Figure 27 : Pourcentages des matières actives dans les organes de <i>Oreochromis niloticus</i> et de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> pêchés à Guessabo	100

Figure 28: Anomalies histologiques observées au niveau des branchies chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le fleuve Sassandra à Guessabo. 107

Figure 29: Anomalies histologiques observées au niveau du foie chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le fleuve Sassandra à Guessabo. 108

Figure 30: Anomalies histologiques observées au niveau des muscles chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le Fleuve Sassandra... 109

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 : Courriers adressés aux autorités
- Annexe 2 : Questionnaires (Commerçant, agriculteurs et pêcheurs)
- Annexe 3 : Chromatogrammes des résidus de pesticides
- Annexe 4 : Droites de régressions linéaires entre les surfaces de pic et les concentrations de résidus de pesticides
- Annexe 5 : Fiches de calculs des indices de risque pour la santé (IRS) et l'environnement (IRE)
- Annexe 6 : Images des enquêtes sur le terrain

INTRODUCTION

L'homme, dans sa quête de l'autosuffisance alimentaire et du développement durable, a mis en place des dispositifs de protection des végétaux. Ainsi, depuis plusieurs décennies, la plupart des méthodes modernes de défense des cultures sont basées sur l'emploi des produits phytosanitaires. L'avènement de ces produits était donc considéré comme un atout majeur dans la stratégie de développement agricole rapide. Cela a favorisé l'utilisation importante de produits phytosanitaires afin d'augmenter la production agricole. L'emploi de ces produits chimiques n'a donc cessé de croître avec l'intensification des cultures (Lakshmi, 1993 ; Temme & Verburg, 2011). Ils sont utilisés pour débarrasser les cultures d'organismes nuisibles. Ces substances sont issues de synthèses chimiques. Leurs présences sur le sol et les végétaux des zones agricoles correspondent formellement à une contamination. Il s'agit toutefois d'une contamination attendue et volontaire pour le sol et les végétaux. Contrairement aux milieux aquatiques, qu'il soit de surface ou souterrains, la contamination est secondaire et involontaire. Les produits phytosanitaires sont en réalité des moyens efficaces pour la protection et la réduction des dégâts dus aux ravageurs de cultures. Leur emploi en agriculture permet de réduire les pertes de récoltes, de baisser de prévalence des maladies transmises par des vecteurs et d'amoindrir la perturbation des sols (Adechian *et al.*, 2015).

En Côte d'Ivoire, le secteur agricole a connu un essor indéniable avec l'avènement des pesticides comme dans le monde, pendant les années de prospérité économique soutenue. En effet, depuis l'indépendance jusqu'au début des années 1980, l'État de Côte d'Ivoire a impulsé le développement spectaculaire des cultures de rente (cacao, café, coton, banane, ananas, palmier à huile, hévéa, etc.) en partie grâce aux pesticides (FAO, 2005). Ces produits phytosanitaires sont massivement utilisés dans le maraîchage pour améliorer sa productivité. Les populations à revenus faibles, des villes et de grandes agglomérations se tournent vers l'agriculture urbaine et périurbaine, en particulier le maraîchage qui contribue de plus en plus à l'approvisionnement alimentaire de celles-ci (Madjouma *et al.*, 2013). Ainsi, l'application de ces produits phytosanitaires est devenue une pratique courante sur les espaces agricoles. Cependant, depuis quelques années, l'on se rend compte de plus en plus qu'autant les pesticides ont une utilité incontestable, autant ils peuvent engendrer des conséquences désastreuses sur l'environnement, sur la santé humaine et animale si les conditions de formulations ne sont pas respectées (OMS, 1991 ; Batsch, 2011). Ils représentent de réels dangers en matière de toxicité aussi bien pour les utilisateurs que pour les consommateurs de produits agricoles (Konradsen, 2007 ; Toé *et al.*, 2013). Ces produits contribuent à la pollution de l'environnement et notamment des eaux de surfaces et des sols (Sawadogo *et al.*, 2006).

Certains de ces pesticides tels que le glyphosate, le 2,4-D sont susceptibles d'effets cancérogènes et endocriniens sur l'espèce humaine. Malgré les efforts déployés par l'État en matière d'agriculture et de protection de l'environnement, très peu d'industries et d'agriculteurs installés aux alentours des sources en eau observent les préoccupations environnementales. Plusieurs études ont permis de mettre en évidence l'état d'exposition des écosystèmes à la pollution par des intrants chimiques (Pierce *et al.*, 1998 ; Gouy *et al.*, 2001 ; Diop, 2013). L'atrazine, le carbosulfan, le métalochlore et le chlorepyriphos ont été identifiés dans plusieurs eaux souterraines et de surfaces (Anderson, 2005). La contamination de ces ressources résulte de l'infiltration des pesticides dans les sols. En effet, après application des pesticides sur les cultures, une partie se volatilise (80 - 90 %), une autre ruisselle (0 - 2 %) vers les eaux de surface et enfin une partie s'infiltré (0 - 3 %) suite aux pluies (Schiavon, 1980 ; Bedos *et al.*, 2002).

Les effets liés à l'utilisation de pesticides sont bien documentés et constituent une problématique majeure qui soulève beaucoup de questions au niveau national, sous régional et mondial. Au plan sanitaire mondial, 1,8 million de personnes, dont 90 % d'enfants de moins de cinq ans, meurent chaque année de maladies diarrhéiques. Cela est dû à 80 %, à la consommation d'eaux contaminées par les pesticides (OMS, 2004). En Côte d'Ivoire, des diagnostics effectués par des médecins du Centre Hospitalier Universitaire (CHU) de Yopougon (Abidjan) sur certains patients ont révélé la présence des signes cliniques dus à une exposition aux produits phytosanitaires (Kouassi *et al.*, 2004 ; Manda *et al.*, 2005). Par ailleurs, la Côte d'Ivoire étant un pays à vocation agricole, le secteur rural emploie 57 % de la population totale (Dugué, 2001). L'utilisation des pesticides en agriculture se fait sans aucune mesure de sécurité (ASNAP, 2016) du fait de la méconnaissance des produits par les usagers, mais aussi par l'impuissance des organes d'homologation et de surveillance de ces substances sur le territoire national.

A l'instar des autres pays de la sous-région ouest-africaine, les différents cours d'eau en Côte d'Ivoire sont utilisés par la population pour la pêche et l'agriculture. Ces fleuves constituent aussi le lieu de transit fleuve-continent de l'ensemble des polluants rejetés en provenance des terres cultivables. Ainsi, selon Tidou *et al.* (2012) et Yapi (2014), ces zones de transit comptent parmi les plus exposées aux pollutions récurrentes, notamment les nutriments, les pesticides, les métaux lourds et les micro-organismes qui peuvent avoir des conséquences écologiques majeures. Ces pollutions constituent un danger pour les êtres vivants notamment les organismes aquatiques qui vivent dans ces fleuves et se nourrissent des nutriments piégés dans les différents compartiments tels que la colonne de l'eau et les sédiments (Kestemont, 2004 ; Yao, 2006). Ces compartiments sont des réservoirs pour les polluants (Coulibaly *et al.*,

2010). Ainsi, les poissons sont fortement exposés aux différents contaminants susceptibles d'influencer la qualité nutritive de la population, principale consommatrice des produits halieutiques. C'est le cas de la sous-préfecture de Guessabo, qui est une zone fortement agricole et qui bénéficie du passage du fleuve Sassandra. Aux alentours de ce fleuve, plusieurs activités agricoles sont menées à cause de la présence de l'eau toute l'année (Kra, 2016). Les pesticides (herbicides et insecticides) sont utilisés à toutes les étapes de la réalisation de ces travaux agricoles. Il existe donc un réel besoin d'identification de la nature de ces produits phytosanitaires, de leur mode d'utilisation et de leurs concentrations résiduelles dans les écosystèmes. Cela permettra d'établir un diagnostic sur la problématique des pesticides dans cette zone pour mieux comprendre les problèmes environnementaux et sanitaires de ces polluants. Les poissons issus de ce fleuve sont commercialisés auprès de la population riveraine et de celles situées dans les villages, les villes environnantes et lointaines comme Abidjan. *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* sont deux espèces de poissons d'une valeur nutritive et économique élevée que l'on pêche le plus dans ce fleuve et dont la disponibilité est permanente toute l'année (Kra, 2016). Ils constituent ainsi une source importante de protéines pour les populations (Médale & Kaushik, 2009). Par ailleurs, ces deux espèces de poissons constituent un bon matériel biologique pour l'évaluation de la bioaccumulation d'un polluant, grâce à leurs régimes alimentaires. L'espèce *Oreochromis niloticus* est un omnivore, il se nourrit d'algues, de plantes aquatique, de petits invertébrés, de crustacés et de larves d'insectes (Bowen, 1981 ; Lauzanne, 1988 ; Beveridge & Baird, 2000 ; Richter *et al.*, 2004). L'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* est un prédateur, il se nourrit de proies vivantes et d'organismes aquatiques (Konan, 1983 ; Hem *et al.*, 1994 ; Lalèyè *et al.* 1995 ; Yao, 2006).

Contrairement aux plans lagunaires, très peu d'études scientifiques ont été réalisées sur les pratiques agricoles environnantes et la qualité des poissons issus des grands fleuves sur le continent. Pour mieux apprécier le risque sanitaire et environnemental relatif à l'usage des pesticides sur les rives des fleuves, il est impératif de réaliser des études écotoxicologiques.

Ce travail a donc été initié en vue de contribuer à une meilleure gestion des pesticides aux alentours du fleuve Sassandra dans la zone de Guessabo, par la caractérisation des résidus de pesticides du milieu aquatique et les risques écotoxicologiques liés aux pratiques agricoles.

De façon spécifique, il s'agira de :

- identifier les pratiques phytosanitaires des populations de Guessabo ;

- déterminer le niveau de contamination en pesticides des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo ;
- déterminer le niveau de contamination en pesticide de deux espèces de poissons (*Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchées dans le fleuve Sassandra à Guessabo ;
- évaluer les risques écotoxicologiques liés aux résidus de pesticides à Guessabo.

Ce travail se divise en trois grands chapitres.

Le premier chapitre est consacré aux généralités. Il présente la zone d'étude, l'espèce de poisson étudiée et décrit les principales familles de pesticides ; leurs modes de transfert dans l'environnement et leurs effets sur la santé humaine et animale et sur l'environnement.

Le deuxième chapitre est relatif au matériel et méthodes utilisés pour la collecte et le traitement des données.

Le troisième chapitre met en exergue les résultats obtenus ainsi que leur discussion.

Il se termine par une conclusion, des perspectives de recherche et des recommandations.

CHAPITRE I : GENERALITES

1.1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

1.1.1. Description du bassin versant du fleuve Sassandra

Le réseau hydrographique ivoirien comprend quatre principaux bassins à savoir le Cavally, la Comoé, le Bandama et le Sassandra (Girard *et al.*, 1971).

Le fleuve Sassandra prend sa source à Dabala de la confluence du système Boa, Sien, Tiemba et Férédougouba dans la préfecture de Beyla (Nzérékoré-Guinée) vers 750 m d'altitude (Girard *et al.*, 1971). Il draine un bassin de 75000 km² dont 67000 km² en Côte d'Ivoire (Kouamé, 2010). La population de ce bassin est fortement concentrée dans les chefs-lieux de région (Daloa, Gagnoa, Guiglo, Man, Touba) et de département (Bangolo, Biankouma, Duékoué, Issia, Sassandra, Sinfra, Soubré, Vavoua) (Coulibaly *et al.*, 2012). L'embouchure du fleuve se situe près de la ville de Sassandra, après 650 km de cours principal (Paugy, 1994 ; Kouamé, 2010) (Figure 1).

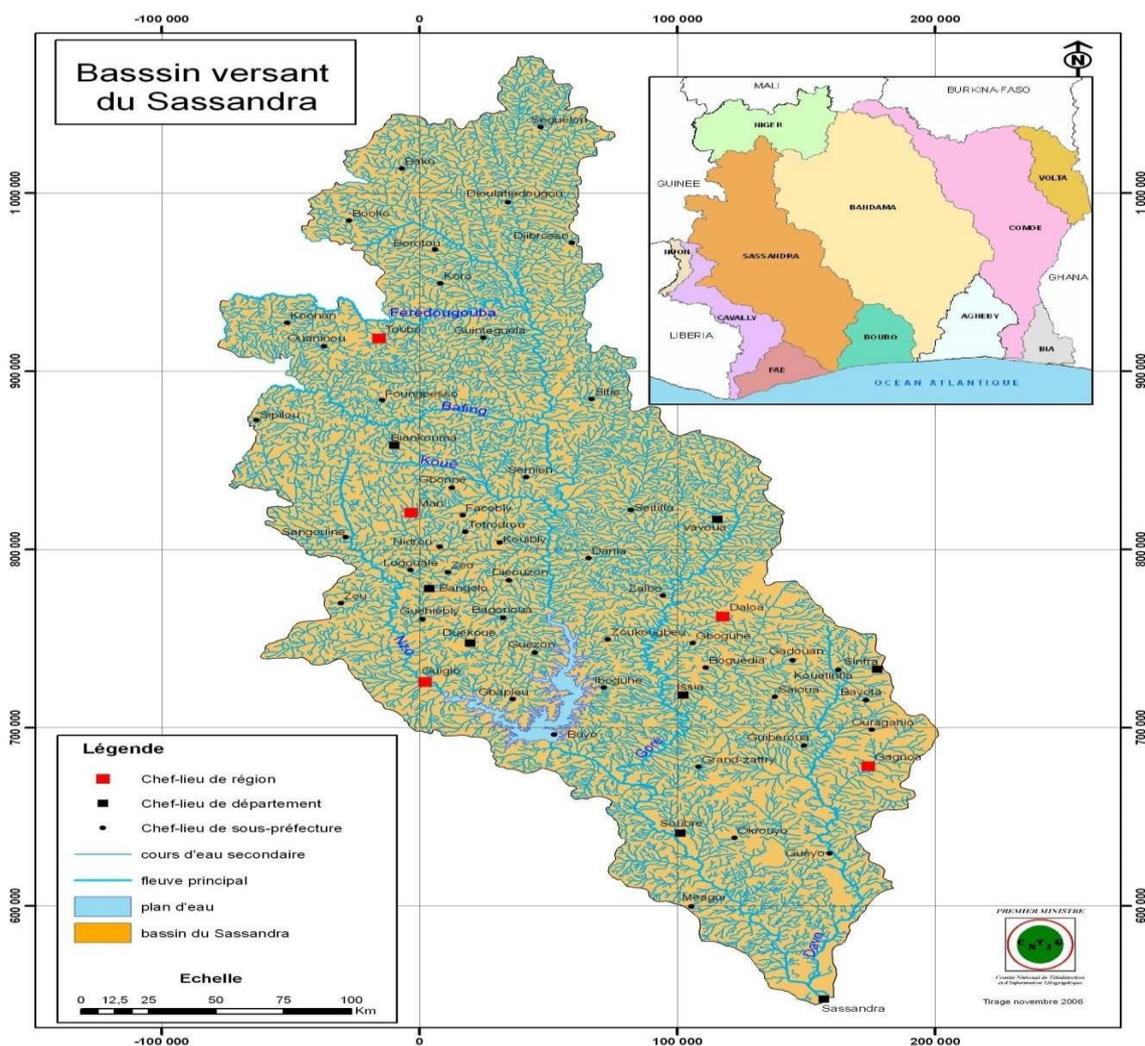


Figure 1 : Bassin versant du fleuve Sassandra (Coulibaly *et al.*, 2012)

Le réseau hydrographique du fleuve Sassandra comprend trois affluents importants : le Bafing (au niveau de Biankouma), le N'Zo (au niveau de Guiglo) en rive droite et la Lobo en rive gauche (Girard *et al.*, 1971). Plus spécifiquement, le profil en long du Sassandra est constitué d'une succession de plans d'eau calmes séparés par des rapides et des chutes. Les lits mineurs demeurent uniques sans plaines d'inondation latérale (Girard *et al.*, 1971). Deux barrages hydroélectriques sont construits sur le fleuve Sassandra. Le premier au Nord-Ouest à Buyo a été construit en 1981 (Traoré & Konan, 1989). Il détermine le lac éponyme qui se partage en plusieurs branches, dont la traversée de l'une de ces branches à Guessabo. Le second au Sud-Ouest et le plus récent a été construit à Soubré. Sa mise en eau a été effectuée en 2017.

1.1.2. Activités anthropiques sur le bassin du fleuve Sassandra

Le bassin versant du Sassandra arrose au Sud et au Centre, une zone forestière, puis au Nord, une zone de savane avec une couverture pédologique variée (Camil, 1984 ; Kadio, 1989 ; Agbri *et al.*, 2010). Celle-ci est très favorable à la population pour des activités de tout genre. A l'instar des autres écosystèmes aquatiques ivoiriens, le fleuve Sassandra subit de fortes pressions anthropiques sur tout son bassin versant toute l'année (Agbri *et al.*, 2010 ; Coulibaly *et al.*, 2012). Il s'agit de la construction de deux barrages hydroélectriques, le trafic fluvial, la pêche, l'utilisation des pesticides et des fertilisants en agriculture, les rejets ponctuels et/ou diffus de détritiques et d'eaux usées de toutes sortes (Yao *et al.*, 2016). Les eaux continentales attirent et concentrent de nombreuses populations pour leurs activités (Grogga, 2012). Ces ressources en eau douce sont surexploitées. Les activités humaines représentent l'une des causes majeures du stress de ces écosystèmes aquatiques (Dokulil *et al.*, 2000 ; Tazi *et al.* 2001). Ainsi, le dynamisme du fleuve Sassandra est susceptible de subir des modifications, de même que sa biodiversité de par sa pollution.

1.1.3. Présentation de la localité de Guessabo

La sous-préfecture de Guessabo est située dans la région du Haut-Sassandra, dans le centre ouest de la Côte d'Ivoire. Elle s'étend entre les latitudes $6^{\circ} 57' 0''$ et $7^{\circ} 20' 0''$ N et les longitudes $6^{\circ} 45' 0''$ et $6^{\circ} 46' 0''$ W. Au plan administratif, elle fait partie du département de Zoukougbeu et compte environ 36302 habitants (INS, 2015). Elle est limitée au nord par les sous-préfectures de Domangbeu et de Zoukougbeu, au sud par la sous-préfecture de Iboghué, à l'est par la sous-préfecture de Gregbeu et à l'ouest par la sous-préfecture de Guézou. La figure 2 présente la localisation géographique de la zone d'étude. Par ailleurs, la zone de Guessabo est traversée par le fleuve Sassandra. Ce secteur est très favorable à la pêche continentale et les

alentours sont très propices pour l'agriculture (Kra, 2016). La zone de traversée du fleuve a été choisie comme zone d'étude.

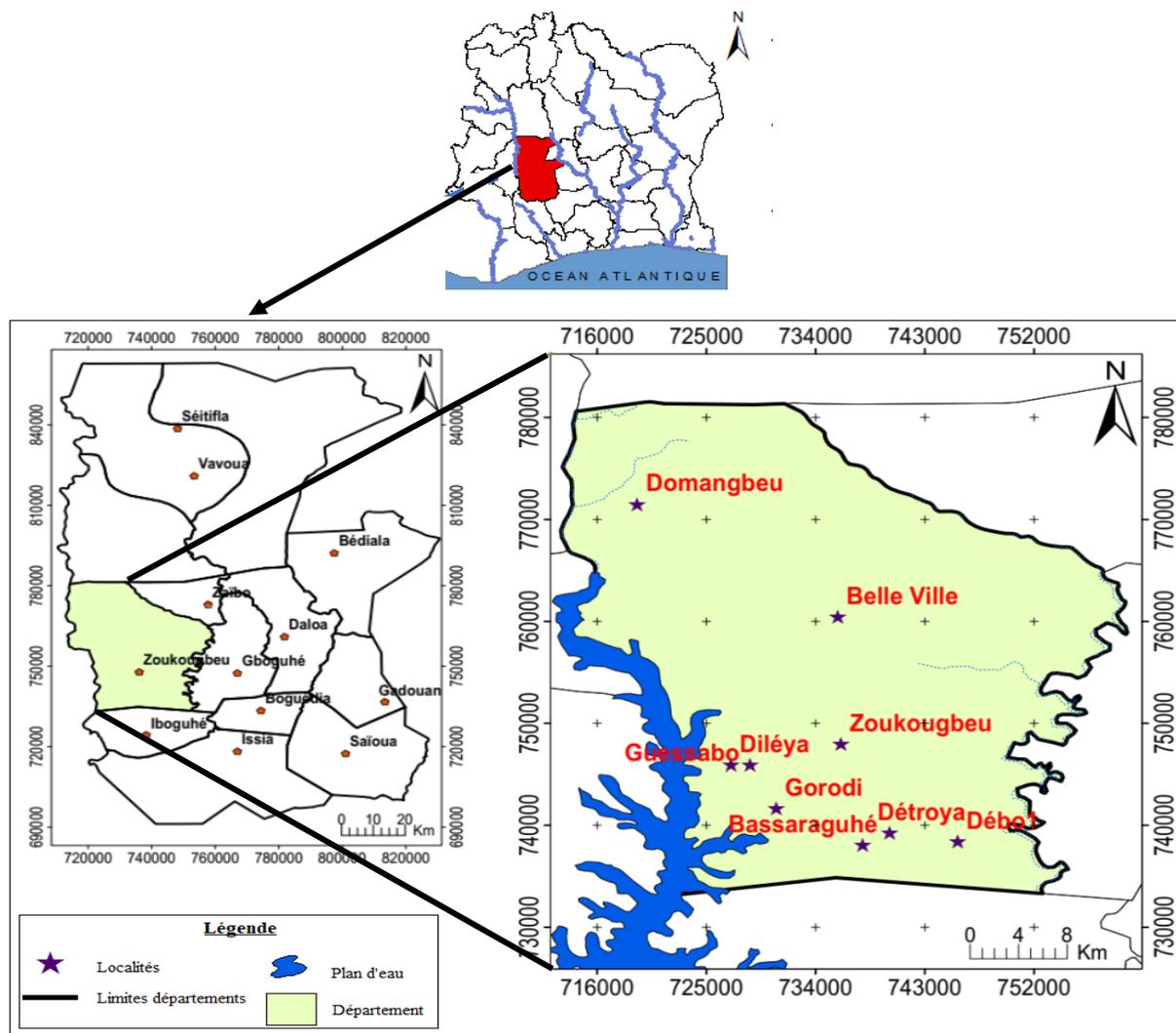


Figure 2 : Localisation de la Sous-préfecture de Guessabo (Tié Bi, 2020)

1.1.4. Activités socio-économiques de la population de la zone

1.1.4.1. Spéculations agricoles à Guessabo

La population de Guessabo est composée essentiellement des autochtones (Gnaboua) et des peuples venus de la sous-région (CEDEAO). L'agriculture et la pêche sont les principales activités de la population. Les activités agricoles sont diverses. Le long du fleuve, sur les rives, il se trouve des plantations de cacao, d'hévéa et de banane plantain. Les propriétaires de ces champs cultivent également du vivrier le long du fleuve toute l'année, même pendant les crues des eaux du fleuve Sassandra. Les autres agriculteurs saisonniers effectuent leurs activités en saison sèche, en profitant du recul de l'eau dans le lit du fleuve. Les terres sont acquises par

emprunt ou par location. Toutes les cultures en saison sèche sont faites dans le lit du fleuve. Ce sont entre autres la patate douce, le riz, l'arachide, la tomate et le maïs.

1.1.4.2. Données sur la pêche à Guessabo

Selon Kra (2016), la pêche à Guessabo est le fait des acteurs masculins. Elle est dominée à 83 % par les étrangers, notamment les Maliens. Ceux-ci sont désignés sous le vocable « Bozo ». Les Ivoiriens ne représentent que 17 % des acteurs. La pêche pratiquée dans la zone d'étude est de type traditionnel. Celle-ci se pratique sur divers foyers et implique un important nombre de personnes. En 2019, une cinquantaine de pêcheurs (53) ont été dénombrés pour une production de 452,038 tonnes de poissons (Tableau I). Concernant les foyers de pêche, il y a non seulement le lac du barrage de Buyo qui s'étend jusqu'à Guessabo, mais également des couloirs de pêche qui sont des affluents du lac.

Tableau I : Tonnage de poissons à Guessabo de 2007 à 2019

Années	Tonnage annuel de poissons (en centaine)	Nombre de pêcheurs
2007	1 433,33	ND
2008	1 332,596	ND
2009	940,25	ND
2010	568,2	ND
2013	590,872	26
2014	526,599	26
2015	505,529	26
2016	498,635	26
2017	514,316	11
2018	547,720	37
2019	452,038	53

Source : Direction départementale de la police de pêche du Haut-Sassandra, 2020

ND : Non Déterminé

La Crise postélectorale de 2010 en Côte d'Ivoire avait rendu incontrôlables le nombre de pêcheurs exerçant à Guessabo et les espèces de poissons retrouvées dans le fleuve. En 2013, l'inventaire a permis de connaître à nouveau les espèces retrouvées dans le fleuve et connaître les quantités pêchées (Tableau II). La pêche à Guessabo se caractérise par l'emploi des pirogues à moteur, des filets, des nasses, des hameçons. Cependant, malgré son caractère artisanal, cette pêche a toujours présenté de bons rendements (Kra, 2016).

Tableau II : Production halieutique à Guessabo

Espèces	Production en dizaine de tonnes	Proportion (%)
<i>Oreochromis niloticus</i>	254,262	43,03
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	231,417	38,17
<i>Pellonula leonensis</i>	22,158	4,27
<i>Clarias gariepinus</i>	16,775	3,00
<i>Heterotis niloticus</i>	13,664	2,31
<i>Lates niloticus</i>	10,266	1,80
<i>Hemichromis fasciatus</i>	9,826	1,70
<i>Synodontis punctifer</i>	8,446	1,43
<i>Mormyrus rume</i>	7,164	1,21
<i>Eutropius mentalis</i>	5,416	1,00
<i>Alestes baremoze</i>	4,268	0,72
<i>Labeo coubie</i>	3,636	0,62
<i>Distichodus rostratus</i>	2,146	0,40
<i>Malapterurus electricus</i>	1,430	0,24
TOTAL	590,872	100

Source : Brigade de la police de pêche de Guessabo, 2020

1.1.5. Climat de la localité de Guessabo

Le climat de la région du Haut-Sassandra est de type tropical humide de transition. Il est caractérisé par une saison sèche allant d'octobre à mars et une saison des pluies ayant deux maxima avec une faible variation annuelle d'amplitude thermique, l'un en juin et l'autre en septembre (Ligban *et al.*, 2009). Les saisons sèches et humides alternent avec des températures variant de 24,94 °C à 28,31 °C en moyenne (Figure 3). Les valeurs mensuelles de la température indiquent que les mois de janvier à avril ont des températures élevées et à l'inverse, les mois de juin à septembre ont de faibles températures. Les pluies annuelles sont passées de 1306,55 mm en 2010 à 1189,37 mm en 2020, la région connaît une baisse pluviométrique de l'ordre de 5 % (Figure 3). Les précipitations minimale et maximale moyennes sont respectivement de 18 mm en janvier et de 210 mm en septembre. Le mois de février est le plus chaud de l'année avec une température moyenne de 29,1 °C, tandis que le mois le plus froid de l'année est le mois d'août, avec une température moyenne de 25 °C.

Par ailleurs, cette localité est aussi régie par un réseau hydrologique basé sur deux périodes. La période des basses eaux (mars à Août) correspondant à la saison des cultures où le fleuve se résume à un lit mineur et la période des hautes eaux (septembre à février) où toutes les zones de cultures sont sous eaux.

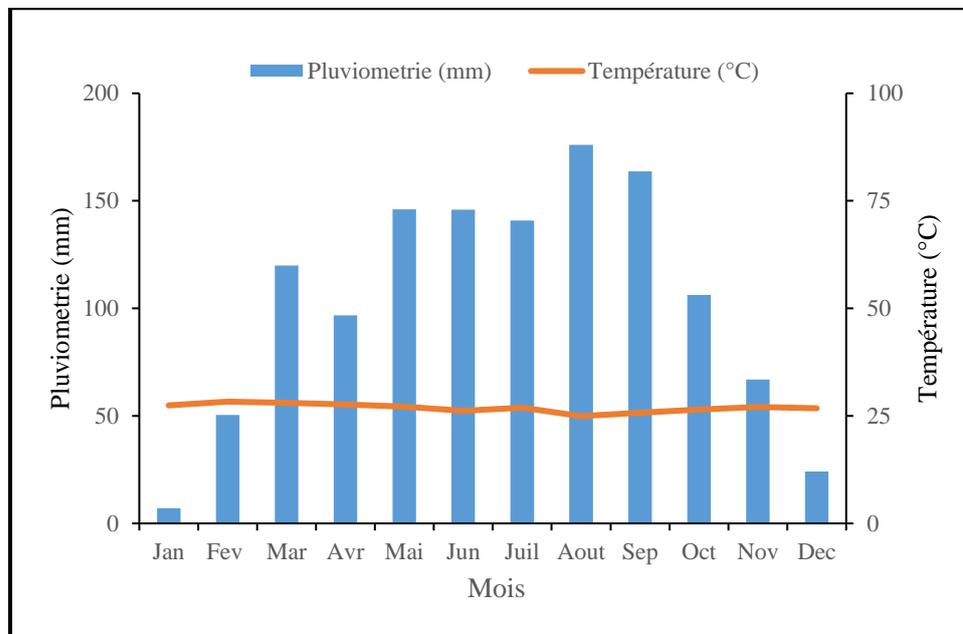


Figure 3 : Diagramme ombrothermique du Haut Sassandra de 2010 à 2019
(Source : SODEXAM, 2020)

1.1.6. Relief et végétation de la localité de Guessabo

Le relief de la zone est constitué d'une pénéplaine de faible altitude comprenant dans la partie nord des dômes cristallins (260-400 m) et des bas plateaux (190-250 m). Aussi, la région présente des vallées alluviales peu encaissées qui offrent de larges basfonds alluvionnaires favorables aux cultures irriguées (Adjiri *et al.*, 2020).

Le département de Zoukougbeu, dans le Haut Sassandra, est situé dans le domaine guinéen, secteur forestier mésophile. Ce secteur se caractérise par la forêt dense humide semi-décidue. Cette forêt se retrouve sur la pédiplaine et est fortement dégradée dans les zones habitées par les activités agricoles et les feux de brousse (Baka, 2012). Depuis quelques années, une savanisation de la région est progressivement observée. Les sols quant à eux, sont de type remanié et hydromorphe. Les premiers occupent plus de 90 % de la superficie. Ils sont généralement ferrallitiques et issus de l'altération des granites. Quant aux sols hydromorphes, ils s'observent le long des cours d'eau et dans les bas-fonds (Kouassi *et al.*, 2012).

1.1.7. Géologie et hydrogéologie de la localité de Guessabo

Au plan géologique, la région est du socle précambrien, avec deux grandes formations que sont les roches magmatiques et les roches métamorphiques (Ligban *et al.*, 2009). Les roches magmatiques sont représentées par les granitoïdes : granites à biotite, granites à chlorite, albite et muscovite. Les leucogranites, les granodiorites et les dioritoïdes sont essentiellement constitués de diorites quartziques à albite. L'on rencontre dans cette région des roches métamorphiques telles que les migmatites dont les faciès sont de type migmatites anciennes, gneiss migmatitiques, migmatites rubanées et leucomigmatites (Kouamé, 2021). Aussi sont présents des ensembles schisteux constitués de schistes argileux, gréseux et de grès feldspathiques.

Au niveau de l'hydrogéologie, deux grands types d'aquifères sont rencontrés dans la région : les aquifères d'altérites et les aquifères de fractures et/ou de fissures. Les aquifères d'altérites issues des roches granitiques sont un mélange de sables et d'argiles avec une proportion plus importante de sables qui constituent également les arènes (Ligban *et al.*, 2009). En milieu schisteux, les produits d'altération sont dominés par une phase argileuse plus importante (Perraud, 1971). Ils sont peu perméables et de porosité importante liée à la taille des grains. Ces aquifères ont une épaisseur moyenne de 10 à 20 m dans les granito-gneiss et de 15 à 40 m dans les schistes (Soro, 2010). Les nappes d'altérites sont caractérisées par un niveau piézométrique proche de la surface du sol et sont de ce fait très vulnérables à la pollution (Mba *et al.*, 2019). Elles se rechargent immédiatement au cours des précipitations et sont caractérisées par un rabattement excessif du niveau piézométrique en saison sèche.

1.2. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES CARACTERISTIQUES DU FLEUVE SASSANDRA DES ETUDES ANTERIEURES

1.2.1. Potentiel d'hydrogène

L'eau du fleuve Sassandra enregistre des valeurs moyennes de pH quasiment identiques en certains endroits tels que Buyo (pH=7,05) et Guessabo (pH=7,08) (Mambo *et al.*, 2001). Ce constat est généralisé sur tout le fleuve par des pH qui oscillent entre 6,7 et 7,6 avec une moyenne autour de la neutralité (N'Guessan *et al.*, 2015). Le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966 ; Bermond & Vuichard, 1973). Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable (Belghiti *et al.*,

2013). Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5, caractérisant des eaux où la vie se développe de manière optimale (Mounjid *et al.*, 2014). Le pH voisin de la neutralité est idéal pour la survie des poissons. Les concentrations d'ammoniac à un pH élevé sont toxiques pour les poissons et le pH faible, augmente le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique pour les poissons (De Villers *et al.*, 2005 ; Kouamé, 2012).

1.2.2. Température

La température de l'eau du fleuve varie de 26,4 °C en juin à 30,6 °C en décembre avec une moyenne de 28,3 °C (Gboko *et al.*, 2022). Elle joue un rôle important en ce qui concerne l'équilibre de la vie aquatique (De Villers *et al.*, 2005). La température est un facteur important dans la production biologique du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci ; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (Konan *et al.*, 2018). L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît. Des changements brusques de température de plus de 3 °C s'avèrent souvent néfastes. Les poissons qui sont des animaux poïkilothermes ont une température interne qui est voisine de celle de l'eau où ils vivent. Chaque espèce présente une zone thermique optimale assez étroite et au-delà de ces limites, l'animal peut survivre, mais certaines fonctions vitales pour le maintien de l'espèce seront perturbées, voire inhibées (Rzoska, 1984 ; Kouamé, 2012). La température joue donc un rôle important dans la toxicité du milieu aquatique.

1.2.3. Conductivité

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions (Yao *et al.*, 2019). A son embouchure, le fleuve Sassandra enregistre une valeur minimale de 69,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obtenue en juin et une valeur maximale de 91,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Gboko *et al.*, 2022). Sur le continent, les valeurs maximales atteignent 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et les minimales sont de 51 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N'Guessan *et al.*, 2015). La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous. La conductivité d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (De Villers *et al.*, 2005). L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la

multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau.

1.2.4. Oxygène dissous

Des études conduites par N'Guessan *et al.* (2015) et N'Dri *et al.* (2020) sur le fleuve Sassandra montrent respectivement des valeurs d'oxygènes dissous comprises entre 2 et 9 mg/L sur le fleuve dans son ensemble puis entre 4,47 à 6,54 mg/L sur le lac de Buyo. L'oxygène dissous (O₂) est un paramètre important à prendre en considération, car il renseigne d'une part sur l'état de l'eau et d'autre part, il favorise la croissance des micro-organismes qui dégradent la matière organique (Belghiti *et al.*, 2013). L'oxygène dissous conditionne l'état de plusieurs sels minéraux et la vie des animaux aquatiques (HCEFLCD, 2007). Il joue un rôle primordial dans le maintien de la vie aquatique et dans l'autoépuration. Sa présence dans les eaux naturelles est déterminée principalement par la respiration des organismes, par l'activité photosynthétique de la flore, par l'oxydation et la dégradation des polluants et enfin par les échanges air-eau (Belghiti *et al.*, 2013). En général, les valeurs faibles de l'oxygène dissous favorisent le développement des germes pathogènes.

1.2.5. Transparence

La transparence de l'eau du fleuve Sassandra oscille entre 0,28 et 1,20 m (N'Dri *et al.*, 2020). Elle est l'un des indicateurs de l'état de santé des lacs. Généralement, plus une eau est transparente, meilleure est sa qualité. Une diminution de la transparence au fil des années pourrait indiquer une détérioration de la qualité de l'eau (MDEL, 2018). Elle est influencée par les conditions météorologiques, les algues en suspension, les particules en suspension et la présence de matières organiques dissoutes, responsables de la couleur de l'eau. Plus la transparence d'un lac varie, plus il faut la mesurer souvent pour obtenir une information valable. Les valeurs minimales sont obtenues en saison pluvieuse tandis que les maximales sont le plus souvent enregistrées en saison sèche (Yao *et al.*, 2019).

1.3. GENERALITES SUR LES PESTICIDES

1.3.1. Définition

1.3.1.1. Pesticides

Etymologiquement, un pesticide est un "tueur de nuisibles" (Rainaud, 2013 ; Al Ashi, 2015). Un pesticide est une substance qui est sensée prévenir, détruire, repousser ou contrôler tout ravageur animal et toute maladie causée par des micro-organismes ou encore de mauvaises herbes indésirables (Boland, 2004). Les pesticides sont largement utilisés en agriculture pour protéger les cultures, une protection souvent nécessaire et parfois obligatoire. Ils sont également utilisés dans de nombreuses autres activités professionnelles (traitement du bois, des textiles, des matériaux ; désinsectisation ; usages vétérinaires...) ainsi que pour des usages domestiques et de jardinage (Ali, 2015 ; Al Ashi, 2015).

1.3.1.2. Résidus de pesticides

Un résidu de pesticide désigne une ou plusieurs substances présentes dans les aliments, les produits agricole ou animal, l'eau ou l'environnement par suite de l'utilisation d'un pesticide (FAO, 2000 ; Kolia, 2015). Le résidu englobe les dérivés de ce pesticide comme les métabolites et les produits issus de sa dégradation (Vergnet & Mercier, 2015).

1.3.2. Structure chimique des pesticides

Le terme pesticide cache plusieurs molécules que l'on regroupe selon leur nature, la cible, leur structure chimique (Tableau III), la persistance de leur toxicité dans l'environnement et le danger de leur utilisation. Ainsi, nous distinguons comme principales familles : les fongicides, les insecticides et les herbicides (Regnault-Roger *et al.*, 2005 ; Batsch, 2011). Il existe également d'autres types de pesticides qui sont moins utilisés.

Tableau III : Principaux groupes de pesticides classés selon leurs familles (Ali, 2015)

Selon la cible	Famille chimique	Exemple de molécules
Fongicides	Dithiocarbamates	Mancozèbe, Manèbe, Thirame, Métiram-zinc.
	Dérivés du benzène	Chlorothalonil
	Anilinopyrimidines	Cyprodinil
	Phtalimides	Folpel, Captane, Captafol...
	Inorganiques	Sulfate de cuivre, Chlorates, Soufre, Composés de l'arsenic, du mercure...
Insecticides	Organochlorés	DDT, Chlordane, Lindane, Heptachlore, Endosulfan...
	Organophosphorés	Malathion, Parathion, Chlorpyrifos, Diazinon, Dichlorvos...
	Pyréthrinoïdes	Perméthrine, Alléthrine, Cyhalothrine...
	Néonicotinoïdes	Acétamipride, Imidaclopride, Thioclopride, Thiaméthoxame...
	Phénylpyrazoles	Fipronil, Pyriprole
Herbicides	Carbamates	Aldicarbe, Carbaryl, Carbofuran, Méthomy...
	Carbamates	Asulame, Diallate, Terbucarbe, Triallate
	Triazines	Atrazine, Simazine, Cyanazine...
	Phénoxyherbicides	MCPA, 2,4-D, 2,4,5-T
	Chloroacétamides	Alachlore, Métolachlore...
	Pyridines, bipyridiliums	Paraquat, Diquat...
	Aminophosphonates	Glyphosate, Glufosinate...
Urées Substituées	Diuron, Ethidimuron, Isoproturon, Thiazafurion, Tebuthiuron, ...	

1. 3.2.1. Fongicides

Les fongicides servent à lutter contre les maladies cryptogamiques. Ils assurent une excellente protection contre le développement des champignons parasites et permettent d'obtenir des plantes saines. Il existe deux différents groupes de fongicides : les fongicides organiques et les fongicides inorganiques ou minéraux (El Bakouri, 2006). Parmi les fongicides organiques, on distingue les organochlorés dont les produits essentiels sont le DDT et le HCB et les carbamates, dérivés de l'acide carbamique (OMS, 1991 ; Al Ashi, 2015). Concernant les fongicides inorganiques, nous avons les fongicides à base de cuivre et les fongicides à base de soufre. Les fongicides à base de cuivre sont les plus nombreux et les plus fréquents. Le plus connu est la bouillie bordelaise, mélange de sulfate de cuivre, de chaux et d'eau. Il existe aussi des préparations à base d'oxychlorure de cuivre (APRIFEL, 2004). Les fongicides soufrés sont de trois types : les soufres triturés utilisés sous forme de poudre, les soufres sublimés obtenus par condensation de la vapeur et employés en poudrage et les soufres mouillables utilisés en pulvérisations qui contiennent 80 % de soufre à l'état pur et qui sont rendus miscibles à l'eau par l'adjonction d'agents mouillants.

1. 3.2.2. Insecticides

Les insecticides sont des substances actives ou des préparations ayant la propriété destinée à détruire les insectes, leurs larves et/ou leurs œufs (Louat, 2013). Ce sont des biocides destinés à tuer les insectes (Testud & Grillet, 2007).

Selon la classification de l'IRAC (2020), il existe au moins 30 modes d'action connus des insecticides et des acaricides. Ils sont donc classés selon les différents modes d'action. Ils sont répartis en cinq grands groupes : les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les néonicotinoïdes et les pyréthrinoïdes de synthèse.

1.3.2.2.1. Organochlorés

Les organochlorés sont des insecticides qui contiennent du carbone, de l'hydrogène et des atomes de chlore (Benboudiaf, 2020). Les diphényles aromatiques constituent le groupe d'organochlorés les plus anciens. Ils comprennent le DDT, le DDD, le dicofol et le méthoxychlor (Richou, 1972). Le DDT est le plus connu aussi bien par rapport à son efficacité en tant qu'insecticide dans le contrôle des vecteurs de la malaria ou de la fièvre jaune par exemple, qu'à cause de sa rémanence et de ses effets nocifs sur les espèces non-cibles. Le lindane ou isomère de l'hexachlorocyclohexane a été longtemps utilisé dans de nombreux pays. C'est un insecticide neurotoxique dont les effets sont foudroyants dans de nombreux produits antiparasitaires à usage vétérinaire (Mouchet, 1994 ; Porta & Zumeta, 2002).

Aussi, distingue-t-on les cyclodiènes qui sont apparus après la seconde guerre mondiale. Parmi les formulations les plus connues et répandues, on trouve le chlordane, l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore ou l'endosulfan. La majorité des cyclodiènes sont des insecticides persistants, stables dans les sols et peu photodégradables. Il y a, en outre, les polychloroterpènes dont le plus connu est le toxaphène. C'est un insecticide persistant dans les sols, mais volatil. Il est peu toxique pour les mammifères et les oiseaux chez qui il est rapidement métabolisé ; néanmoins, il présente une toxicité importante chez les poissons (Gérin *et al.*, 2003).

1.3.2.2.2. Organophosphorés

Les organophosphorés sont des insecticides à activité anticholinestérasiques réversible (Thabet *et al.*, 2009). Ce sont des esters de l'acide phosphorique dont les noms de substances actives sont le plus souvent identifiables par leur terminaison en "phos" ou en "thion". Les organophosphorés se répartissent en trois grands groupes. Les organophosphorés aliphatiques, les hétérocycles et les dérivés phényles sont généralement plus stable que leurs congénères aliphatiques. Les organophosphorés dans l'organisme perturbent la transmission de l'influx

nerveux ; ils ont les synapses comme cible, ils inactivent l'enzyme acétylcholinestérase et empêchent ainsi la dégradation de l'acétylcholine (Regnault-Roger *et al.*, 2005). Ce neurotransmetteur s'accumule donc dans les synapses et provoque une hyperexcitation qui conduit à la mort. La persistance couplée au caractère lipophile contribue à la bioaccumulation des organophosphorés dans la faune à travers la chaîne alimentaire (Wiberg *et al.*, 2000).

1.3.2.2.3. Carbamates insecticides

Ce sont des dérivés de l'acide carbamique et benzimidazolés (Hutson & Myamoto, 1998). Le carbaryl est le carbamate le plus utilisé en raison de son spectre d'action très étendu pour les contrôles des insectes et en raison de sa faible toxicité chez les mammifères. Le carbofuran, l'aldicarbe, le carbosulfan ou encore le fénoxycarbe sont également des carbamates largement utilisés.

1.3.2.2.4. Néonicotinoïdes

Les néonicotinoïdes sont des insecticides aux propriétés neurotoxiques. Ils sont largement utilisés dans le traitement des semences contre des insectes suceurs de sève (Louat, 2013). Le plus connu est l'imidaclopride, principal composant du Gaucho, suspecté comme étant à l'origine de la disparition de la population d'abeilles en milieu agricole par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) (Poulier, 2014). Outre l'imidaclopride, il existe d'autres substances néonicotinoïdes tels que l'acétamipride, le thiaclopride et le thiaméthoxame. Des concentrations environnementales mesurées ou estimées d'imidaclopride, de clothianidine, et de fipronil sont disponibles dans le milieu aquatique (Lamers *et al.*, 2011 ; Louat, 2013 ; Van Dijk *et al.*, 2013 ; Gibbons *et al.*, 2014).

1.3.2.2.5. Pyréthrinoïdes

Insecticides de synthèse, la structure des pyréthrinoïdes est dérivée de celle des pyréthrines, issues des fleurs du pyrèthre. Ils sont instables à la lumière et en général efficaces à faibles doses sur un large spectre d'insecte (Ware & Whitacre, 2004). Les substances principales de ce groupe sont : le bifenthrine, la lambda-cyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine.

1.3.2.3. Herbicides

On appelle herbicide toute substance ou association des substances destinée à combattre ou à détruire les espèces de plantes indésirables (Kpan, 2017). Ce sont des matières actives ou

des produits formulés ayant la propriété de tuer les végétaux (CIRAD, 2000 ; FAO/OMS, 2010). Les herbicides sont aussi appelés phytocides, ce sont les pesticides les plus utilisés dans le monde, toutes cultures confondues (MELCC, 2022). Ils sont destinés à éliminer les végétaux rentrant en concurrence avec les plantes et à protéger les plantes en ralentissant la croissance de ces végétaux. Ils appartiennent à plus de 35 familles chimiques différentes (Kesraoui-Adessaël, 2008). Les plus représentées sont : les carbamates, les urées substituées, les triazines, les chlorophoxyalcanoïques et les amides. Les herbicides peuvent être scindés en deux groupes suivant leur nature chimique tels que les dérivés minéraux ou inorganiques et les dérivés organiques (Dallas *et al.*, 2013).

1.3.2.3.1. Dérivés minéraux

Les dérivés minéraux ne contiennent pas de carbone, ils sont de moins en moins utilisés. Ces herbicides inorganiques sont basés sur des éléments chimiques qui ne se dégradent pas. C'est pourquoi pour beaucoup d'entre eux, l'utilisation a de graves effets toxicologiques notamment sur l'environnement (Boland *et al.*, 2004).

1.3.2.3.2. Dérivés organiques

Les herbicides organiques sont actuellement les plus utilisés (Kpan, 2017). Ces derniers peuvent être classés selon leur structure chimique, leur mode d'action, leur période d'application et le spectre des plantes qu'ils combattent (Dallas *et al.*, 2013).

Selon CIRAD (2000), la classification des herbicides est très souvent basée sur la voie de pénétration et leur mode d'action. Premièrement se trouvent des herbicides à pénétration par les organes souterrains qui ont pour certains des actions sur la photosynthèse. Il s'agit bien de la triazine, de la diazine - uraciles, la triazinone, l'urée substituées. D'autres ont des actions sur la division cellulaire, la toluidine. Il se trouve aussi dans cette catégorie, des herbicides qui ont des actions sur l'élongation cellulaire et ceux qui ont des actions d'inhibition de la synthèse des caroténoïdes (CIRAD, 2000). Dans le second cas se trouvent des herbicides à pénétration foliaire. Ceux-ci ont des actions sur la photosynthèse, les membranes cellulaires, la division cellulaire, l'élongation cellulaire, et la biosynthèse (CIRAD, 2000). Retzinger et Mallory-Smith (1997) ont développé une classification des herbicides basée sur le mode ou le site d'action des matières actives. Cette classification scinde les herbicides en 27 groupes. En 1998, l'Herbicide Resistance Action Committee (HRAC) a publié une classification des herbicides, similaire à celle de Retzinger & Mallory-Smith (1997), à la seule différence que la HRAC désigne les herbicides par les lettres alphabétiques au lieu des chiffres (Tableau IV).

Tableau IV : Classification des herbicides selon le site d'action

Groupes	Sites d'action	Familles chimiques
1 A	Inhibiteurs de l'acetylCoAcarboxylase	Phenoxypropionate, Cyclohexanedione
2 B	Inhibiteurs de l'acetolactate synthase (ALS)	Imidazolinone, Pyrimidinylthiobenzoate, Sulfonlamino-carbonyltriiazolinone, Sulfonylurée, Triazolopyrimidine
3 K1	Inhibiteurs de l'assemblage des microtubules	Dinitroaniline, Pyridine
4 O	Les auxines de synthèse	Phenoxy, Acide benzoïque, Acide carboxylique
5 C1	Inhibiteurs de la photosynthèse au niveau du site A du photosystème II	Acide carboxylique quinaline, Phenylcarbamate, Pyridazinone, Triazine, Triazinone, Triazolinone, Uracile
6 C3	Inhibiteurs de la photosynthèse au niveau du site B du photosystème II	Benzothiadiazole, Nitrile, Phenylpyridazine
7 C2	Inhibiteurs de la photosynthèse au niveau du site A du photosystème II	Amide, Urée
8 N	Inhibiteurs de la synthèse des lipides	Thiocarbamate
9 G	Inhibiteur de la 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase (EPSP)	Pas de famille chimique
10 H	Inhibiteur de la glutamine synthase	Pas de famille chimique
11 F3	Inhibiteur de la biosynthèse des caroténoïdes	Triazole
12 F1	Inhibiteurs de la phytoène désaturase (PDS)	Pyridazinone, Pyridine, Carboxamide, autres
13 F4	Inhibiteur de la 1-deoxy-D-xyulose5phosphate synthase (DOX synthase)	Isoxazolidinone
14 E	Inhibiteurs de la protoporphyrinogenoxidase (Protox)	Diphenylether, N-phenylphthalimide, Oxadiazole, Phenylpyrazole, Pyrimidindion Thiadiazole, Triazinone, Triazolone
15 K3	Inhibiteurs de la synthèse des très longues chaînes d'acides gras	Acétamide, Chloroacetamide, Oxyacetamide, Tetrazolinone, autres
16 N	Inconnu	Benzofuran
17 Z	Inconnu	Organo-arsenic
18 I	Inhibiteur de la 7,8-dihydro-pteroate synthase (DHP)	Carbamate
19 P	Inhibiteurs du transport de l'acide indole-acétique	Phthalamate, Semicarbazone
20 L	Inhibiteur du site synthèse A de la paroi cellulaire.	Nitrile
21 L	Inhibiteur du site synthèse B de la paroi cellulaire	Benzamide
22 D	Détourneurs du transfert d'électron du photosystème I	Bipyridylum
23 K2	Inhibiteur de la mitose	Carbanilate
24 M	Perturbateurs de membrane (découplant)	Dinitrophenol
25 Z	Inconnu	Acide arylaminopropionique
26 Z	Inconnu	varié
27 F2	Inhibiteurs de la 4-hydroxyphenylpyruvatedioxygenase (4-HPPD)	Isoxazole, Pyrazole,

1.3.2.4. Autres familles de pesticides

Outre les grandes familles de pesticides mentionnées précédemment, on trouve différentes autres familles telles que les acaricides, les nématicides, les rodenticides, les molluscicides, les taupicides, les corvicides et les corvifuges pour lutter respectivement contre

les acariens, les vers, les rongeurs, les escargots, les taupes et les corbeaux (Kesraoui-Abdessaelm, 2008).

1.3.2.5. Formulation des pesticides

1.3.2.5.1. Principe de la formulation

La formulation d'un pesticide consiste à déterminer la composition chimique et la présentation physique sous lesquelles la préparation phytosanitaire est disponible pour son application (NPIC, 1999). Le produit phytosanitaire constitué de matières actives avec tous les adjuvants utiles s'avère pratique et fiable pour son application (Randy, 2006).

1.3.2.5.2. Matière active

La matière active ou principe actif ou encore résidus de pesticide est la molécule chimique qui donne aux pesticides un effet toxique (Fishel, 2014). A la température ambiante, elle se présente sous forme liquide, visqueuse ou solide. La dose d'emploi du produit commercial s'exprime en L/ha pour les formulations liquides et en kg/ha (ou parfois en g/ha) pour les formulations solides. La dose d'emploi de la matière active s'exprime toujours en g/ha.

1.3.2.5.3. Autres composantes de la formulation ou adjuvants

Outre la matière active, d'autres ingrédients diluants ou des adjuvants interviennent dans la formulation des produits phytosanitaires pour le rendre apte à l'utilisation. Les adjuvants améliorent l'efficacité des propriétés chimiques spécifiques du pesticide. Ces substances inertes sont les solvants, les émulsifiants, les agents mouillants ou épandeurs, les substances porteuses, les agents dispersants, les agents agglutinants ou adhésifs, et les colorants (Tu & Randall, 2003 ; Sopena *et al.*, 2009).

Les solvants facilitent l'application de la matière active sous la forme liquide. La plupart des matières actives sont solubles dans les solvants organiques (Fishel, 2014). Les émulsifiants jouent un rôle important dans la dilution et la stabilisation dans l'eau d'un produit liquide concentré. Les agents mouillants ou épandeurs sont ajoutés lorsque le liquide à pulvériser reste sous forme de goutte au lieu de se répandre sur la surface de la feuille d'une plante pour mouiller une plus grande surface de la feuille. Les substances porteuses sont des substances neutres et inoffensives qui portent et diluent la matière active dans les formulations sèches (poudres, poussières ou granulés). La matière active se fixe sur le porteur qui est stable. Les agents dispersants sont ajoutés à tout pesticide et jouent le même rôle que l'émulsifiant. Ils stabilisent la suspension de la poudre dans l'eau. Les agglutinants sont ajoutés pour aider le pesticide à se

fixer sur la surface de la feuille. Ainsi lorsqu'il pleut, la matière active sera lessivée moins rapidement des feuilles. Les agents colorants sont ajoutés pour réduire les risques d'accident. Les pesticides sous forme de granulés sont parfois colorés pour les rendre clairement visibles sur le sol, ce qui permet de voir si le produit a été distribué uniformément.

1.3.2.5.4. Différents types de formulations des pesticides

Les types de formulations les plus courants sont les formulations liquides et sèches. Ils mettent la matière active en contact physique effectif avec les ravageurs ou les organismes qui causent les maladies (Boland *et al.*, 2004). Les formulations sèches ou solides sont en poudre ou granulé. Elles sont directement appliquées ou solubles dans l'eau.

Dans les formulations liquides, la matière active est en suspension concentrée ou en concentré émulsionnable. Le liquide se doit d'être dilué à de l'eau avant d'être appliqué sur la culture. Souvent le liquide est directement appliqué sans dilution, dans ce cas le volume d'application est très faible.

1.3.3. Propriétés physico-chimiques des molécules étudiées

1.3.3.1. Imidaclopride

L'Imidaclopride est un insecticide qui appartient à la classe des néonicotinoïdes. Ce pesticide se présente sous forme de poudre cristalline de couleur blanchâtre (INRS, 2015). Selon la nomenclature de l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (UICPA), cette molécule est connue sous le nom 1-(6-chloro-3-pyridyméthyle)-N-nitroimidazolidine-2-ylidèneamine et sa formule brute est $C_9H_{10}ClN_5O_2$ (Rosero-Mafla *et al.* 2022). Il est non volatil et peu soluble dans l'eau (610 mg/L à 20 °C) (INRS, 2015). La masse molaire est 255,78 g/mol et sa température en fusion comprise entre 136,4 °C et 148,8 °C (AL-Sayeda, 2007). Son temps de demi-vie (DT_{50}) varie dans le milieu aquatique en absence de lumière et avec différents sédiments (30, 130 et 160 jours) et sous photolyse en milieu aqueux (environ 4 heures) (Tomlin, 2000 ; CCME, 2007). Le $\log K_{oe}$ pour l'imidaclopride (0,57) indique un faible potentiel d'accumulation dans les espèces aquatiques (Krohn & Hellpointner, 2002 ; CCME, 2007). Son coefficient de partage (K_{oc}) pour le sol est de 247 cm^3/g avec un DT_{50} estimé à 180 jours (Al-Sayeda, 2007). L'imidaclopride est neurotoxique pour l'homme. Les conseils de prudence affichent H302 et H410, c'est-à-dire, nocif en cas d'ingestion et très toxique pour les organismes aquatiques entraînant des effets néfastes à long terme (INRS, 2015).

1.3.3.2. Acétamipride

L'acétamipride est un insecticide inodore de la classe des néonicotinoïdes (Kollmeyer *et al.*, 1999). Il est systémique et est destiné à lutter contre les insectes suceurs dans les cultures de végétaux. L'acétamipride est sous la forme de poudre blanche. Il est très soluble dans l'eau (4,25 g/L à 25 °C). Non volatile, sa tension de vapeur saturante est inférieure à 1 µPa à 25 °C et sa température de fusion vaut 98,9 °C (Hamdache, 2018). Son temps de demi-vie au sol est compris entre 1 et 8 jours (Ware *et al.*, 2004). Selon la nomenclature de l'UICPA, on l'appelle le (1E) -N -[(6-chloro-3-pyridyl) méthyl] -N'-cyano-N-méthylacétamidne. De formule brute $C_{10}H_{11}ClN_4$, la masse molaire de l'acétamipride est de 222,674 g/mol. Elle a une composition centésimale de 53,94 % de carbone, 4,98 % d'hydrogène, 15,92 % de chlore et 25,16 % d'azote. L'acétamipride est considéré comme neurotoxique pour l'homme et très toxique pour le milieu aquatique (PPAAO, 2013).

1.3.3.3. Deltaméthrine

La deltaméthrine est un insecticide de la classe des pyréthrinoïdes, produite par action du tétrabromure de carbone sur la cyperméthrine (Bodereau-Dubois, 2011). Elle est utilisée principalement comme insecticide et répulsif pour les insectes ou les serpents en raison de ses propriétés neurotoxiques (Villarini *et al.*, 1998). Le nom systématique de cette substance est (1R,3R) -3-5 (2,2 -dibromovinyl) -2,2-diméthylcyclopropane carboxylate de (S)- α -cyano-3-phénoxybenzyle. 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 505,199 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). En outre, cette molécule est utilisée pour lutter contre le doryphore de la pomme de terre, la cicadelle, le ver-gris, la mineuse, la légionnaire bertha, l'altise, la fausse-teigne des crucifères, la sauterelle et la punaise grise au Canada (Toumi, 2013). La deltaméthrine est aussi utilisée dans les programmes de contrôle de la malaria et l'imprégnation des moustiquaires (Yadav *et al.*, 2001). Cette matière active est marquée de très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme (H410) selon la classification INRS (2007). Elle est aussi présumée de nocif en cas d'ingestion (H302), de provoquer une allergie cutanée (H317), de provoquer de graves lésions des yeux (H318).

1.3.3.4. Cyperméthrine

La cyperméthrine est un insecticide qui appartient à la famille des pyréthriinoïdes de synthèse. Cette substance est un liquide jaune visqueux ou pâteux, d'odeur caractéristique. Sa formule brute est $C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$ et sa masse molaire vaut 416,297 g/mol. La cyperméthrine a une solubilité quasiment nulle dans l'eau, une température de fusion allant de 60 à 80 °C, une masse volumique de 1,28 g/cm³ (à 22 °C) et une température d'ébullition valant 220 °C (Abotchi, 1994 ; Sanco, 2001). Au niveau d'écotoxicologie, sa dose létale (DL₅₀) est comprise entre 250 et 4150 mg/kg.

1.3.3.5. Lambdacyhalothrine

La Lambdacyhalothrine est un insecticide de la classe des pyréthriinoïdes de synthèse. Elle est utilisée pour contrôler une large gamme de ravageurs à savoir les lépidoptères, les hémiptères, les diptères et les coléoptères (Bao *et al.*, 2007). On l'utilise en santé pour contrôler les cafards, les moustiques et les mouches qui peuvent agir en tant que vecteurs de maladies. Le nom systématique de la Lambdacyhalothrine est le 3-(2-chloro-3, 3, 3-trifluoro-1-propenyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate. C'est un solide incolore de masse moléculaire 449,4 g/mol. Les études montrent que la Lambdacyhalothrine se dissipe rapidement dans l'eau à cause de son adsorption sur les particules et les organismes aquatiques (Farmer *et al.*, 1995 et Li-Ming, 2008). Dans l'eau, sa solubilité est 4.10⁻³ g/mol à 20 °C et à pH=5 (Sanco, 2001). Avec la formule brute $C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$, le Log de son coefficient de partage Octanol-eau (log Kow) vaut 7.

1.3.3.6. 2,4 -Dichlorophenoxyacétique (2,4 -D)

Le 2,4 -D, est un herbicide qui appartient à la famille des aryloxyacides (OMS, 2010 ; INRS, 2011). Il est obtenu par condensation du 2,4-dichlorophenol avec l'acide chloroacétique. Le produit pur se présente sous forme de poudre blanche, ses températures de fusion et d'ébullition sont respectivement 140,5 °C et 160 °C, sa solubilité dans l'eau est de 620 mg/L à la température ambiante (25 °C). Il est également soluble dans les solutions aqueuses alcalines et dans les alcools tandis qu'il est insoluble dans les solvants pétroliers. La pression de vapeur de cette molécule est 0,4 mmHg à 160 °C avec une masse molaire de 221,037 g/mol. Le coefficient de partage octanol/eau de cette molécule est de 2,7 à pH 1 et à 25 °C (INRS, 2011). Dans les différentes formulations d'herbicide, le 2,4 -D, se présente sous forme d'acide, d'ester (2-ethylhexyl ester (EHE), isopropyl ester (IPE)), de sel de sodium ou d'amine (Diéthanolamine (DEA), Diméthylamine (DMA), d'Isopropylamine (IPA), triisopropanolamine (TIPA)).

1.3.3.7. Glyphosate

Le glyphosate est un herbicide de la famille des amino-phosphonates (Rainaud, 2013). Son nom chimique est le N (phosphonométhyl) glycine et sa formule brute est $C_3H_8NO_5P$. Le glyphosate est un acide organique faible, analogue de la glycine et doté d'un groupement phosphonate. Selon sa structure chimique, le glyphosate possède quatre constantes d'acidité (pKa) qui varient légèrement par auteur. Il est soluble dans l'eau (12 g/L à 25 °C) et presque insoluble dans les solvants organiques. Sa pression de vapeur est inférieure à 10^{-5} Pa à 25 °C. Dans les spécialités agrochimiques, le glyphosate se présente sous forme d'acide et sous forme de sels (sel monosodium, sel d'ammonium, sel de diammonium, sel d'isopropylamine, sel de potassium et sel trimesium).

1.3.4. Modes d'action des pesticides

L'utilisation d'un pesticide est fonction de la cible visée. Ses modes d'action sont de deux types. On l'applique soit pour un traitement préventif qui empêche le développement de ravageurs ou constitue un blocage au développement des champignons, soit pour un traitement curatif, quand des ravageurs ou des symptômes visibles sont présents.

Concernant les fongicides, les traitements préventifs inhibent la germination des spores. Quant aux traitements curatifs, ils entraînent la perturbation des cycles métaboliques du champignon, le blocage de la division cellulaire, l'altération des membranes cellulaires et le blocage de la synthèse de protéines et d'enzymes (Fredon, 2013). Dans le cas des insecticides, la prévention des éléments indésirables se fait par enrobage de la semence. En traitements préventifs, les modes d'action des herbicides sont anti-germinatifs et racinaires systémiques. Le mode curatif se produit par inhalation, par contact et par ingestion. Les herbicides foliaires de contact, les herbicides foliaires systémiques et les herbicides racinaires systémiques sont pour le traitement curatif (Fredon, 2013).

1.3.5. Mécanismes de transfert de pesticides dans l'environnement

Dans le processus d'application de pesticides, quatre mécanismes principaux interviennent dans le transfert des matières actives vers d'autres cibles dans l'environnement via l'air et l'eau (VOLTZ & LOUCHART 2001). Ce sont le mécanisme de volatilisation conduit par l'air et les mécanismes de ruissellement, d'infiltration et de drainage souterrain véhiculés par l'eau.

1.3.5.1. Volatilisation

Au cours de l'épandage des pesticides, une certaine quantité se volatilise sous forme de vapeur au-dessus de la zone traitée pour être ensuite transportée par les courants d'air sur des distances plus ou moins grandes. L'intensité est très variable en fonction des caractéristiques chimiques des molécules, des conditions climatiques et le mode de pulvérisation. La variabilité de cette intensité est soutenue par la chaleur (Aubertot *et al.*, 2005).

1.3.5.2. Ruissellement

Le transfert des pesticides par ruissellement peut s'opérer soit en solution, c'est-à-dire sous forme dissoute, soit par l'intermédiaire des matières en suspension dans l'eau (Dur *et al.*, 1998). L'entraînement des pesticides par ruissellement dépend aussi de l'intensité de la pluie, de la pente du terrain, de la nature du couvert végétal, du type de sol et des caractéristiques physico-chimiques des pesticides (Giroux, 2004).

1.3.5.3. Infiltration

Les pesticides dissous dans l'eau vont être entraînés lorsque celle-ci s'infiltré dans le sol. Une dégradation des pesticides peut s'ensuivre, dans les couches superficielles, sous l'action des micro-organismes du sol. Des processus chimiques ou physiques peuvent également transformer ou diluer les pesticides présents (Hayo *et al.*, 1996). La rapidité de l'infiltration de l'eau dépend de la porosité du sol. Pour un sol poreux, l'infiltration est rapide et peut atteindre la nappe phréatique. Dans le cas d'un sol à texture fine, l'infiltration est lente (Giroux, 2004).

1.3.5.4. Drainage souterrain

En milieu agricole, notamment dans les sols argileux ou à texture fine, les surplus d'eau sont évacués vers les cours d'eau par le drainage souterrain. Les pesticides qui sont infiltrés dans le sol avec les eaux de pluie peuvent rejoindre le réseau de drainage souterrain et être déversés vers les cours d'eau (Giroux, 2004).

1.3.6. Problèmes liés à l'utilisation des pesticides

1.3.6.1. Ecotoxicités des pesticides

L'exposition aux produits phytosanitaires peut occasionner deux types de dangers sur la santé de la victime : l'intoxication aiguë et l'intoxication chronique. L'intoxication aiguë se manifeste immédiatement ou peu de temps après une exposition unique ou de courte durée à un pesticide. L'intoxication chronique, quant à elle, survient suite à l'absorption répétée pendant

plusieurs jours, plusieurs mois ou même plusieurs années, de faibles doses de pesticides qui peuvent s'accumuler dans l'organisme (Gupta, 2004). Le risque est donc évalué en associant la toxicité à l'exposition.

1.3.6.2. Effets toxiques des pesticides sur l'environnement

Les effets des pesticides sur l'environnement comprennent essentiellement des effets sur les espèces non ciblées. Lorsqu'ils sont pulvérisés ou épandus sur les parcelles cultivées, plus de la moitié des insecticides et des herbicides pulvérisés atteignent une destination autre que leurs cibles (Miller, 2004).

Des particules se retrouvent dans l'air, contaminant le milieu. Selon Congo (2013), les pesticides chimiques acaricides peuvent avoir des impacts sur les oiseaux et les insectes dans les agrosystèmes. Par ailleurs, les particules les moins stables de ces pesticides subissent des dégradations chimiques et produisent des aérosols et des polluants secondaires tels que l'ozone. Cela contribue à amplifier les pics de pollution, comme ce fut le cas en mars 2014 en Île-de-France (Roussel, 2015).

Il est aisé de parler de pollution de sol lors de l'usage de pesticides en agriculture car beaucoup de résidus de pesticides qui filtrent ce sol auront des comportements qui conditionnent la manifestation de leur caractère de polluants (Barriuso *et al.*, 1996). Des effets phytotoxiques très indésirables sur les plantes lors de remplacement des cultures préalablement traitées avec des pesticides peuvent être observés. Les pesticides infiltrés dans le sol pourraient nuire à la croissance des plantes qui y puisent les nutriments pour se développer. Par ailleurs, les produits phytosanitaires appliqués sur les plantes atteignent le sol et affectent les bactéries, les champignons, les algues, les vers de terre, les insectes, etc. Ces dégradations sans cesse appauvrissent le sol, car les agents actifs de sa fertilité sont en déclin (Heimbach, 1997).

1.3.6.3. Effets toxiques des pesticides sur la santé humaine

La toxicité due aux pesticides chez l'homme se manifeste de deux manières. Soit elle est aiguë avec des dommages immédiats, soit elle est chronique pouvant entraîner des dommages à long terme (Hayes, 1991). Concernant les problèmes de santé humaine pour les personnes exposées, les pesticides engendrent des troubles cutanés, ophtalmologiques ou respiratoires, des allergies, des troubles digestifs et neurologiques. Les pesticides sont capables d'endommager le système immunitaire (Culliney *et al.*, 1992) ou de perturber les régulations hormonales chez l'être vivant avec des symptômes divers (Leblanc, 1995). Un lien existerait entre la présence de matières actives dans l'organisme et les maladies telles que le cancer du sein, la prostate,

l'endométriase, la malformation congénitale de l'appareil reproducteur masculin et la réduction du nombre de spermatozoïdes (Hileman, 1994 ; Davis et Bradlow, 1995 ; Kelce *et al.*, 1995). Des cas d'intoxications engendrées par les organophosphorés chez des patients ont montré une action liée à l'inhibition des cholinestérases, dont le rôle est de détruire l'acétylcholine libérée lors de la conduction de l'influx nerveux (Kimura-Kuroda *et al.*, 2012). L'accumulation de cette acétylcholine dans l'organisme donne lieu à une intoxication.

Les carbamates ont à peu près le même degré de toxicité que les organophosphorés. Mais leur intoxication est plus brève. De plus, les symptômes tels que l'hypotonie et les diarrhées ne sont pas observés chez les adultes. Ceux-ci présentent des signes cliniques comme des fasciculations (contractions spontanées, involontaires et régulières de faisceaux musculaires).

Les effets toxiques des néonicotinoïdes se situent à quatre niveaux : la toxicité neurologique, la perturbation endocrinienne, la génotoxicité et la cancérogénicité (Caledrón-Segura *et al.*, 2012).

1.3.6.4. Effets toxiques des pesticides sur les poissons

Relativement à l'air et le sol, les pesticides se retrouvent aussi dans l'eau par des mécanismes de transfèrement de molécules provoquant des perturbations sur les écosystèmes (Paré, 2011). Selon les propriétés du pesticide, la bioconcentration ou la bioaccumulation a lieu, produisant des effets sur les organismes. Ce mécanisme permet aux pesticides de porter atteinte aux amphibiens et aux poissons (Calvet *et al.*, 2005). Une faible quantité de certains pesticides est capable d'interférer avec la capacité de nage des poissons ainsi que leurs mécanismes de regroupement et de reproduction. Selon Tellier (2006), une étude a décelé un changement dans le fonctionnement de certains mécanismes physiologiques et hormonaux des meuniers noirs vivant dans une rivière affectée par les pesticides.

La toxicité d'un polluant sur un poisson dépend de l'espèce, son stade de développement, son état physiologique, son sexe, des caractéristiques physico-chimiques de l'eau dans laquelle vit le poisson (Agbohessi & Imorou, 2021). Certains pesticides affectent la fonction rénale du poisson de même que la perméabilité tissulaire au niveau des branchies. Cette perturbation interne de l'osmolarité par les pesticides pourrait engendrer l'activation du système d'osmorégulation chez le poisson d'eau douce (Camiré, 2007). Un herbicide présent dans une rivière provoque des changements ultra-structuraux considérables dans le tissu rénal du poisson, lorsqu'exposé en concentration sous-létale (Fischer-Scherl *et al.*, 1991).

1.3.7. Bioaccumulation et bioconcentration des pesticides

Les polluants des cours d'eau tels que les métaux lourds et les pesticides, par les processus de bioconcentration et de bioaccumulation, intègrent les chaînes alimentaires et toute la faune aquatique est contaminée (Kan & Meijer, 2007 ; Singh & Singh, 2007).

La bioconcentration (FBC) permet de savoir si une substance ou un élément présent dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. Ce facteur de concentration correspond à une comparaison exprimée par un rapport entre les matières actives chez les organismes et leurs niveaux dans l'eau (Kennish, 1998 ; Sire & Amouroux, 2016). Plusieurs facteurs environnementaux peuvent faire varier le FBC (Papp, 2010). Il s'agit de la concentration du contaminant dans l'eau qui peut faire varier la FBC par une augmentation ou une diminution en fonction des substances chimiques étudiées, la température de l'eau par rapport à son élévation entraînant une augmentation du FBC, la salinité par son augmentation dans l'eau qui provoque une diminution du FBC et le pH de l'eau (Papp, 2010). La quantité lipidique élevée dans un organisme étudié a aussi un impact sur l'augmentation du FBC. Ce taux de lipides peut être influencé par le régime alimentaire et la taille de cet organisme étudié. Plus cette taille est importante, plus la quantité de lipides dans l'animal est importante et plus le facteur de bioconcentration est élevé (Sire & Amouroux, 2016). Les sédiments étant considérés comme le support nutritionnel des organismes, la bioaccumulation (FBA) donne une idée sur la vitesse d'absorption et d'excrétion d'une substance par un organisme vivant. Ce facteur correspond à un rapport entre les niveaux de matières actives chez les organismes et les niveaux dans les sédiments (Ribeyre & Boudou, 1989 ; Ramade, 1992). Plusieurs paramètres sont capables de faire varier la valeur du FBA. Cela concerne entre autres la mise en relation d'une mesure intégrée dans le biote à une mesure ponctuelle dans le sédiment, la variabilité d'une mesure dans un organisme pour une espèce donnée qui est fonction de l'état physiologique et des différentes étapes du cycle biologique (Sire & Amouroux, 2016).

1.3.8. Risques éventuels à l'utilisation de pesticides et ingestion de poissons contaminés

1.3.8.1. Risques sanitaires et environnementaux

L'utilisation des produits phytosanitaires exige le respect de certaines règles afin de réduire ou de prévenir tout dommage pour l'homme et l'écosystème. Un mauvais maniement des pesticides en agriculture entraîne nécessairement des problèmes de santé humaine et environnementale (Samborn *et al.* 2004 ; Ahouangninou *et al.*, 2015). Les répercussions

environnementales de l'utilisation des pesticides endommagent la qualité de l'air, du sol, de l'eau et leur impact sur la biodiversité à travers le monde est énorme (Pimentel *et al.* 1993).

Aux États-Unis 300 000 travailleurs agricoles sont intoxiqués chaque année par des pesticides (Findley *et al.* 1987). Au sud du Bénin une étude sur l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires a permis d'identifier les pratiques des producteurs, de caractériser les risques liés à leurs pratiques et leur évolution (Ahouangninou *et al.* 2015). Au Sénégal une contamination de la nappe phréatique par les pesticides a été observée dans la zone périurbaine maraîchère des Niayes (Cissé *et al.*, 2003). En Côte d'Ivoire, une contamination de l'eau souterraine par les pesticides organophosphorés et organochlorés a été observée dans plusieurs régions (Traoré *et al.*, 2006 ; Ahouangninou *et al.* 2015). Certains pesticides présentant des risques toxicologiques élevés sur la santé humaine et sur l'environnement (Ahouangninou *et al.*, 2012). Le milieu aquatique a été toujours le réceptacle final des rejets de pesticides en agriculture (Heurteaux *et al.* 1973 ; Cissé *et al.*, 2003 ; Cruz, 2015). Les risques sanitaires liés à la consommation des poissons contaminés par les matières actives sont évalués dans des eaux de surface (Ouro-Sama *et al.*, 2014).

1.3.8.2. Risques à l'ingestion des poissons contaminés et les quotients de danger

Les pesticides peuvent provoquer des dégâts importants dans la faune aquatique, les mortalités de poissons étant les plus spectaculaires. Aux États-Unis, 6 à 14 millions de poissons sont morts, chaque année, à cause des pesticides entre 1977 et 1987 (Pimentel *et al.*, 1993). Cependant, ces poissons peuvent accumuler ces substances de sorte à contaminer indirectement les prédateurs ou consommateurs supérieurs. Les pesticides peuvent se retrouver ainsi dans l'organisme humain indirectement par l'intermédiaire d'aliments contaminés (Amadou, 2013).

Le processus d'évaluation des risques commence par la formulation des problèmes et comprend quatre étapes supplémentaires à savoir l'identification des dangers, la caractérisation des dangers, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques (OMS 2017). Les dangers (QD) peuvent être caractérisés par la dose journalière admise (DJA) en fonction de ce qui est ingéré chaque jour. La DJA ne représente pas un seuil de toxicité, mais un niveau d'exposition jugé sans risque pour le consommateur pendant toute la durée de sa vie (Aguilar, 2005). Une DJA est attribuée uniquement aux substances pour lesquelles les données disponibles comprennent des résultats d'études toxicologiques suffisantes à court et à long terme et/ou des renseignements satisfaisants sur la biochimie et la destinée métabolique du composé (FAO/OMS, 1974).

1.3.9. Histopathologie

L'histopathologie chez les poissons est constituée de deux disciplines, l'histologie et la pathologie. La première est une discipline de la biologie qui consiste en la lecture au microscope, de coupes fines permettant l'examen des différents tissus d'un organisme de poissons (Genten *et al.*, 2010 ; Orain, 2010). Cette étude a été réalisée précédemment et à plusieurs reprises pour l'anatomie des espèces aquatiques des cours d'eau en Côte d'Ivoire (Albaret & Gerlotto, 1976 ; Kouassi *et al.*, 2018 ; Miessan *et al.*, 2018 ; Konan *et al.*, 2020). La seconde (pathologie) consiste à détecter chez le poisson, des troubles ou anomalies dus à l'action nocive de virus, de bactéries ou de parasites et parfois en pisciculture à la nutrition principalement (De Kinkelin *et al.*, 1985). D'autres troubles peuvent être dus à des agressions physiques ou chimiques (pollutions thermiques ou toxiques) (Agbohessi & Imorou, 2021). En somme l'histopathologie consisterait à étudier au microscope des tissus organiques et de détecter les anomalies permettant de diagnostiquer une pathologie (Levaditi *et al.*, 1965 ; De Kinkelin & Gerard, 1972). Les anomalies tissulaires chez le poisson sont parmi tant d'autres liées aux propriétés et la composition du milieu aquatique (l'eau) tel que l'alcalinité, la teneur en gaz dissous, les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures, etc (Kouakou, 2009 ; Pelebe, 2016 ; Agbohessi & Imorou, 2021).

1.4. GENERALITES SUR LES POISSONS

1.4.1. Données sur la pêche

La production halieutique et aquacole mondiale est estimée en 2020, à environ 178 millions de tonnes (FAO, 2022). Cette production halieutique est indéniable à la sécurité alimentaire mondiale. En Côte d'Ivoire, le poisson est très apprécié par les consommateurs avec une part de 50 % de l'apport en protéine animale représentant entre 15 et 16 kg / an de consommation par habitant (COMHAFAT, 2014 ; Coulibaly *et al.*, 2021). Cette consommation est estimée à environ 320000 tonnes par an. Les débarquements des pêches artisanales sont estimés à 31 606,63 tonnes et représentent environ 65,06 % de la production halieutique nationale (Koffie-Bikpo, 2010). Les captures de cette pêche artisanale sont constituées à 83 % des prises des pêches artisanales maritime et lagunaire et à 17 % des prises de la pêche artisanale continentale. La production de la pêche artisanale continentale est évaluée à environ 5373,13 tonnes (Shep *et al.*, 2013). Cette pêche est destinée à la consommation humaine et se veut durable, envisageant une exploitation rationnelle des ressources halieutiques.

1.4.2. Généralités sur les poissons étudiés

1.4.2.1. *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758)

1.4.2.1.1. Position systématique

Le genre *Oreochromis* renferme une trentaine d'espèces parmi lesquelles *Oreochromis niloticus*. La position systématique de cette espèce est la suivante (Nelson *et al.*, 2016) :

Phylum :	Chordata
Subphylum :	Vertebrata (Craniata)
Super-classe :	Gnathostomata
Grade :	Teleostomi
Classe :	Actinopterygii
Sous-classe :	Neopterygii
Super-ordre :	Acanthopterygii
Série :	Percomorpha
Ordre :	Perciformes
Famille :	Cichlidae
Genre :	<i>Oreochromis</i>
Espèce :	<i>Oreochromis niloticus</i>

1.4.2.1.2. Biologie et écologie de *Oreochromis niloticus*

Originare d'Afrique et plus précisément des eaux du Nil, *Oreochromis niloticus* est répandue dans les eaux continentales de la Côte d'Ivoire au Nigéria, du Burkina Faso, de l'Erythrée, de l'Ethiopie, du Kenya, de l'Ouganda et de la République Démocratique du Congo (Froese & Pauly, 2000). Elle a été introduite en Thaïlande, au Japon en 1962, en Taiwan, au sud de l'Asie et en Inde vers 1950 (Froese & Pauly, 2000). En Floride, au Mexique et au nord de l'Australie des populations exotiques de tilapias ont été aussi établies (Fuller & Nico, 2002).

1.4.2.1.3. Caractéristiques morphologiques de *Oreochromis niloticus*

Les écailles de *Oreochromis niloticus* (Figure 4) sont cycloïdes et il y a absence de protubérance sur la surface dorsale du museau (Bolivar *et al.*, 2004). La longueur de la mâchoire supérieure ne montre aucun dimorphisme sexuel. Le premier arc branchial compte 27 à 33 branchiospines. La ligne latérale est interrompue. Des rayons épineux et mous forment une ligne continue de la nageoire dorsale. La nageoire dorsale contient 16 à 17 épines et 11 à 15 rayons mous. Quant à la nageoire anale, elle possède trois épines et 10 à 11 rayons. La nageoire caudale est tronquée (Bolivar *et al.*, 2004). La couleur des nageoires pectorales,

dorsales et caudales devient rougeâtre pendant la saison du frai. La nageoire caudale comporte de nombreuses lignes noires verticales (Bolivar *et al.*, 2004).

Le corps est comprimé et la profondeur du pédicule caudal est égale à sa longueur.



Figure 4 : Spécimen de *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758)
(Source: laboratoire LANADA, 2021)

1.4.2.1.4. Habitude alimentaire de *Oreochromis niloticus*

Essentiellement phytoplanctonophage en milieu naturel, ce poisson filtre dans la colonne d'eau les organismes planctoniques. Les principales espèces d'algues rencontrées dans son alimentation se répartissent entre les Chlorophytes, les Cyanobactéries, les Euglénophytes et les Diatomées (Bowen, 1981 ; De Silva *et al.*, 1984 ; Khallaf & Alme-na-ei, 1987 ; Kestemont, 2004). Cependant, toutes les algues présentes dans le milieu peuvent être plus ou moins consommées suivant des critères de taille, de forme ou de leur adhérence au mucus qui couvre les branchiospines (Lauzanne, 1988). Beveridge & Baird (2000) mentionnent que la qualité du phytoplancton ingéré chez *Oreochromis niloticus* dépend du stade de développement des lamelles de branchiospines et des cellules du mucus buccopharyngien, donc, du stade de croissance de ce poisson. Outre le phytoplancton, Richter *et al.* (2004) signalent que ce poisson consomme également du zooplancton, des invertébrés aquatiques, des débris de végétaux ainsi que des sédiments riches en bactéries (pellicule détritique du fond).

1.4.2.1.5. Reproduction de *Oreochromis niloticus*

Chez *Oreochromis niloticus* la reproduction est favorable pratiquement toute l'année lorsque la température est supérieure à 22 °C (Leprieur & Rubin, 2011). Les mâles se réunissent sur une zone de nidification à faible profondeur et sur un substrat meuble. Chaque mâle délimite et défend un territoire, y aménage un nid où il tentera d'attirer et de retenir une femelle mature

et prête à pondre. Les femelles n'effectuent que de brefs séjours sur les arènes. Elles sont courtisées par des mâles jusqu'au moment où elles forment chacune un couple éphémère au-dessus de la cuvette d'un nid. La femelle dépose un lot d'ovules, après une parade sexuelle, le mâle les féconde immédiatement, ensuite elle les reprend dans la bouche pour les incuber (Mohamed, 2010). La femelle s'éloigne de l'arène où les mâles demeurent cantonnés et emportent en bouche les œufs fécondés dans une zone abritée. Environ cinq jours après la fécondation, l'éclosion a lieu dans la bouche de celle-ci. La température est un facteur majeur pour la durée de cette phase. Dix-huit jours environ après l'éclosion, les alevins sont capables de prendre de la nourriture exogène. La femelle laisse donc s'échapper de sa bouche un nuage d'alevins qui s'oriente par rapport à elle et y retourne se réfugier au moindre danger et à l'appel de ses mouvements. Lorsque les alevins atteignent une taille de 9 à 10 millimètres, ils s'affranchissent définitivement de leur mère (Amoussou *et al.*, 2016).

1.4.2.2. *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803)

1.4.2.2.1. Position systématique

Selon la classification ichthyologique consacrée aux téléostéens, la position systématique de *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) est la suivante (Nelson *et al.*, 2016) :

Phylum :	Chordata
Subphylum :	Craniata
Super-classe :	Gnathostomata
Classe :	Osteichthys
Sous-classe :	Actinopterygii
Infra-classe :	Teloosteii
Ordre :	Siluriformes
Famille :	Claroteidae
Genre :	<i>Chrysichthys</i>
Sous genre :	<i>Melanodactylus</i>
Espèce :	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>

1.4.2.2.3. Caractéristiques morphologiques du *Chrysichthys nigrodigitatus*

A la maturité, il apparaît chez le mâle un caractère sexuel qui se manifeste par une coloration de la papille ano-génito-urinaire. Le museau de l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* est peu proéminent, c'est-à-dire plus large que long. La coloration du corps est grise bleuâtre, le ventre blanc. La nageoire dorsale présente six rayons branchus, dont le plus long est en

première position. La nageoire caudale est profondément fourchue avec le lobe supérieur plus long et plus pointu (Figure 5).

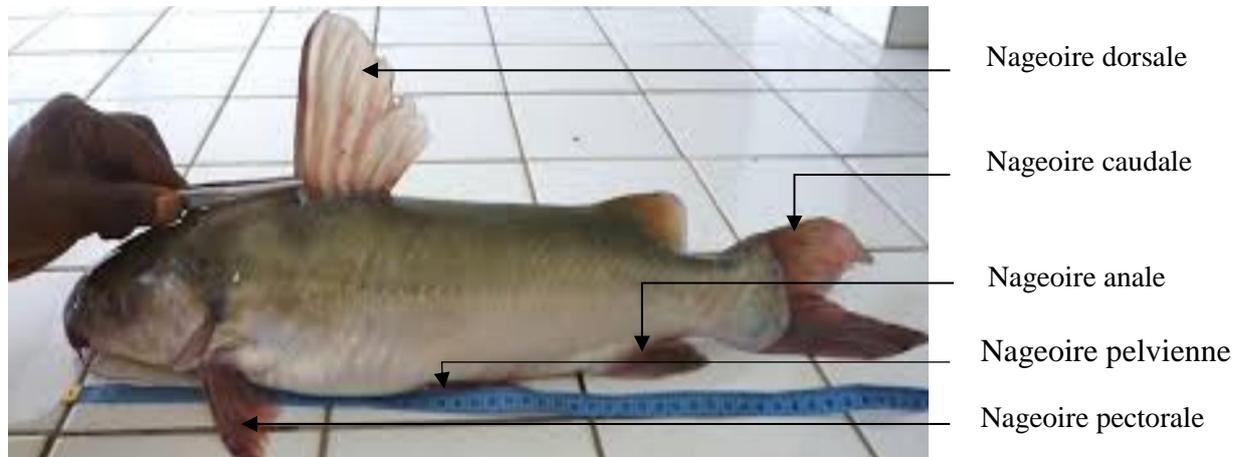


Figure 5 : Spécimen de *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803)
(Source: Image WIFISH, 2022)

1.4.2.2.2 Biologie et écologie de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Les *Chrysichthys nigrodigitatus*, communément appelés " Mâchoiron ", constituent un groupe de poissons de grande importance tant sur les plans de la diversité spécifique que sur le plan biogéographique. *Chrysichthys nigrodigitatus* est une espèce euryhaline qui colonise largement les eaux saumâtres avec toutefois une préférence pour les eaux oligo et mésohalines et pour les zones calmes et peu profondes (Hem *et al.*, 1994).

1.4.2.2.4. Habitude alimentaire de *Chrysichthys nigrodigitatus*

A l'éclosion, les larves de *Chrysichthys nigrodigitatus* possèdent des sacs vitellins de 2,5 à 3,5 mm de diamètre (Kouadio, 2014). Cette vésicule vitelline contient une réserve nutritive et la résorption de celle-ci intervient au bout de 13 à 15 jours (Hem *et al.*, 1994). En milieu naturel, le régime de *Chrysichthys nigrodigitatus* varie en fonction de la taille des individus (Yao, 2006). Les larves et les juvéniles sont respectivement zooplanctonophages et insectivores (Konan, 1983 ; Yao, 2006). Les adultes se nourrissent de débris organiques, d'alevins, de larves d'insectes (chironomes, diptères, hémiptères), de crustacés planctoniques et aussi de petits mollusques en particulier le bivalve présent en abondance dans le benthos (Fagade & Olaniyan, 1973 ; Hem *et al.*, 1994). Selon Lalèyè *et al.* (1995), cette espèce tend à se spécialiser au cours de sa croissance, avec l'apparition d'une tendance prédatrice plus marquée vis-à-vis des alevins, des jeunes poissons et des crustacés décapodes à l'âge adulte. Togbé (1974) rapporte que leur régime alimentaire se compose de polychètes, de crustacés (*Artémia salina*), de mollusques bivalves (moule, donax, coques *Cardium edule*) et de petits poissons de la famille des Gobidae

et des Gadidae. La saison influence également le régime alimentaire de *Chrysichthys nigrodigitatus*. Pendant la saison pluvieuse, le poisson se nourrit essentiellement de Chirominidés, d'Oligochètes et de gastéropodes alors que les proies consommées en saison sèche sont les Chirominidés et les Odonates, principalement *Neurogomphus* sp. (Yao, 2006).

1.4.2.2.5. Reproduction de *Chrysichthys nigrodigitatus*

En milieu naturel, l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* se reproduit quand elle atteint 33 cm de long en moyenne ce qui vaut 3 ans d'âge généralement (Kouadio, 2014). Angama (1983) indique que dans les eaux saumâtres, les individus migrent vers l'embouchure des fleuves et des rivières où ils trouvent des eaux dessalées et bien oxygénées. Espèce itéropare et gonochorique à ovogenèse synchrone (ou groupe synchrone), la femelle se reproduit une seule fois par an. La période de vitellogenèse se situe entre mars et juin (Nufiez-Rodriguez *et al.* 1995). Selon Ikusemiju (1975), les ovocytes prévitellogéniques entrent en vitellogenèse à partir d'un diamètre moyen de 30 μm . La saison de reproduction naturelle débute à la fin de la grande saison des pluies (en août), lorsque la température de l'eau est minimale et prend fin en décembre (Otémé, 1993 ; Nufiez-Rodriguez *et al.*, 1995). En outre, Hem *et al.* (1994) rapportent que pendant la période de reproduction, les géniteurs forment des couples et préparent un nid où ils cherchent une cavité naturelle (rochers, troncs et racines d'arbre, etc.) pour la ponte. Les ovules pondus en grappes massives sont immédiatement fécondés par le mâle en les aspergeant avec son sperme. Les œufs fécondés font l'objet d'une garde par les deux géniteurs jusqu'au développement complet des alevins capables de se nourrir et de se déplacer (Hem *et al.*, 1994). Compte tenu des propriétés physico-chimiques et de la nature du vitellus, les œufs sont retournés régulièrement par les géniteurs grâce à leurs nageoires caudale et pectorale jusqu'à l'éclosion afin de les oxygéner et d'éviter une sédimentation du vitellus.

CHAPITRE II :
MATERIEL ET METHODES

2.1. MATERIEL

2.1.1. Matériel de collecte de données enquêtes

Le matériel d'enquête est constitué de fiches de questionnaires (Annexe 1) adressés aux commerçants de pesticides, aux agriculteurs, aux pêcheurs et à la police de pêche.

Ces fiches renseignent sur : l'identité de l'enquêté ; le mode d'acquisition des parcelles cultivables à Guessabo ; le mode d'acquisition, la gestion des pesticides et les conditions d'utilisations des pesticides ; les effets sanitaires, la perception des risques et mesures de préventions ; l'identification des pesticides ; la norme, le rendement de la pêche et les espèces de poissons du fleuve à Guessabo ; l'influence de l'agriculture aux alentours du fleuve, l'appréciation et la consommation des poissons du fleuve à Guessabo ; les suggestions et recommandations des enquêtés.

2.1.2. Matériel biologique

Le matériel biologique a servi à déterminer les concentrations de pesticides et les dommages tissulaires dans les organes des poissons. Il est constitué de spécimens de *Oreochromis niloticus* (Linné 1758) et de *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803) échantillonnés dans le fleuve Sassandra à Guessabo. Ces deux espèces de poissons sont disponibles dans le fleuve et pêchées de façon permanente toute l'année. Elles sont très appréciées par la population à cause de leur valeur nutritive et économique élevée. Les poissons ont été prélevés par des pêcheurs locaux. Au total, 80 individus de poissons ont été collectés, avec 40 individus par espèces de poissons au cours de 4 campagnes d'échantillonnages. Chaque campagne enregistre 20 poissons, dont 15 poissons pour la détection des résidus de pesticides et 5 poissons pour l'analyse histopathologique. La détermination des espèces a été faite grâce aux clés d'identification de Paugy *et al.* (2003).

2.1.3. Matériel technique

2.1.3.1. Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons de poissons

Les pêcheurs utilisent des pirogues en planches et à moteur. Les engins de pêche utilisés sont des filets maillant (mailles : 14 et 20 mm) et les éperviers. Les échantillons de poissons ont été conservés dans des glacières contenant de la carboglace puis transportés au Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie du LANADA à Abidjan pour des analyses.

2.1.3.2. Matériel de pesée des échantillons de poissons et des organes

Le matériel de mensuration et de pesée des échantillons de poissons et des organes est constitué de règle graduée transparente de 50 cm pour la mesure de la taille des poissons, de Balance électronique professionnelle de marque SAIRUE (Figure : 6 A) pour la pesée des poissons et de Balance de très haute précision de marque KERN PNJ (Figure : 6 B) pour la pesée des différents organes.

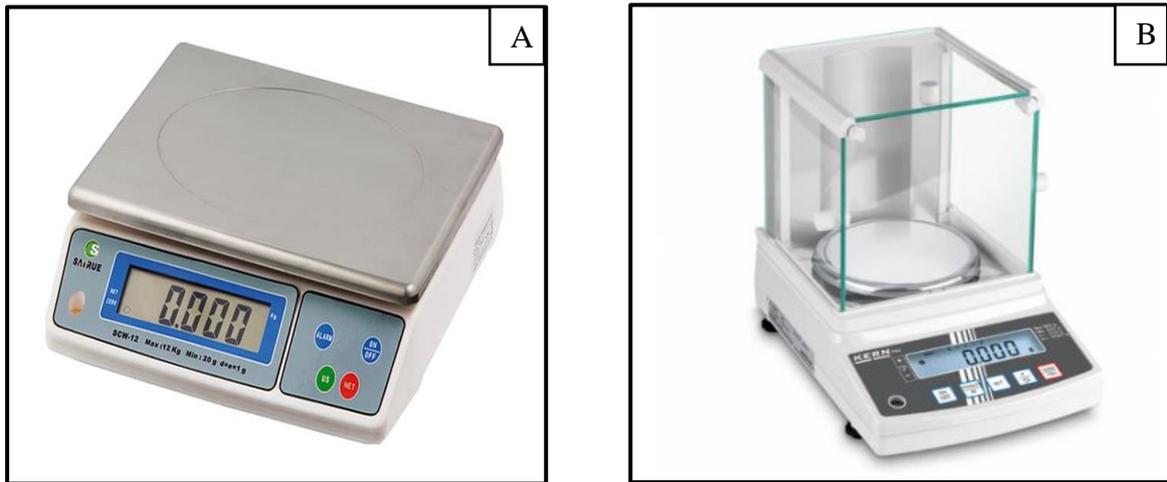


Figure 6 : Appareils de pesées des échantillons de poissons et des organes

A = balance électronique professionnelle de marque SAIRUE, précision 5g ;
 B = balance de très haute précision de marque KERN PNJ, précision 0,001g

2.1.3.1. Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les différents paramètres physico-chimiques ont été mesurés à l'aide de divers appareils. Un disque de Secchi (Figure : 7 A) a servi à la détermination de la transparence de l'eau. Il est constitué d'une corde lestée graduée en centimètre (cm) et d'un disque. Un multiparamètre de marque LEVIBOND (Figure : 7 B) a servi à mesurer le pH, la température, l'oxygène dissous et la conductivité de l'eau. Ce multiparamètre est constitué d'une sonde à électrodes qui est plongée dans l'eau et d'un boîtier électronique (voltmètre calibré) affichant les valeurs selon le paramètre.

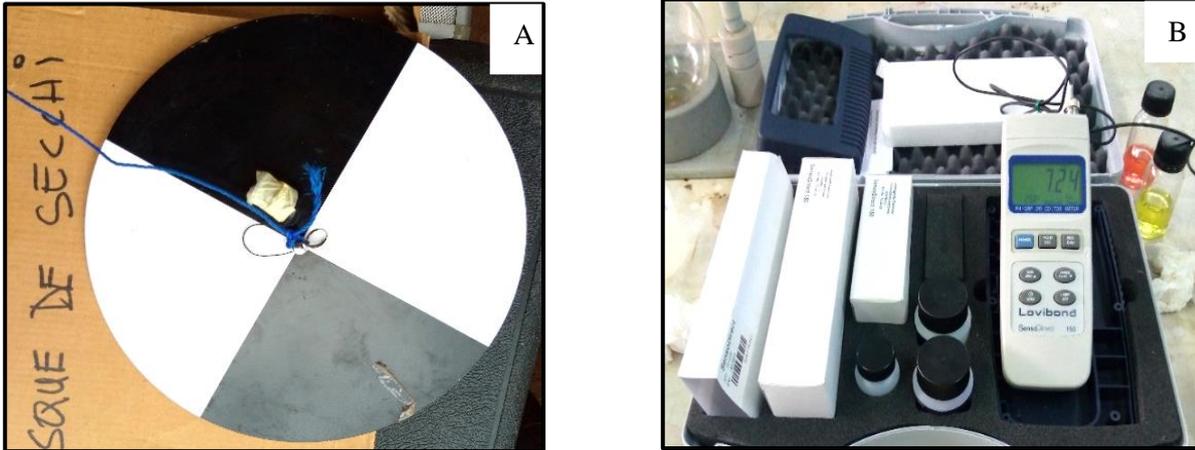


Figure 7 : Appareils de mesure des paramètres physico-chimiques *in situ*

A = disque de Secchi ; B = multiparamètre

2.1.3.2. Matériel de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau et de sédiments

Un bac a servi pour le déplacement sur le fleuve. Un GPS de marque GARMIN E Trex-10x a été utilisé pour relever les coordonnées géographiques de chaque station d'échantillonnage. Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille hydrologique (Figure 8 A) de capacité un litre. Cette bouteille hydrologique de marque Niskin est fixée à un câble gradué qui sert à la glisser à la profondeur souhaitée dans fleuve et un messenger qui déclenche la fermeture permettant d'emprisonner l'eau. Une glacière contenant des blocs de glace facilite la conservation des bouteilles (ambrées) d'eau échantillonnées pour le transport. Quant aux échantillons de sédiments, ils ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Van Veen en acier de 250 cm² de surface (Figure 8 B). La benne est reliée à une corde qui sert à la glisser au fond du fleuve. Les deux mâchoires de la benne permettent d'emprisonner les sédiments. Des sachets stomachers de capacité 3500 mL ont été utilisés pour la conservation des sédiments sous glaces, dans une glacière avant d'être transportés au laboratoire et conservés dans un congélateur à - 4 °C.

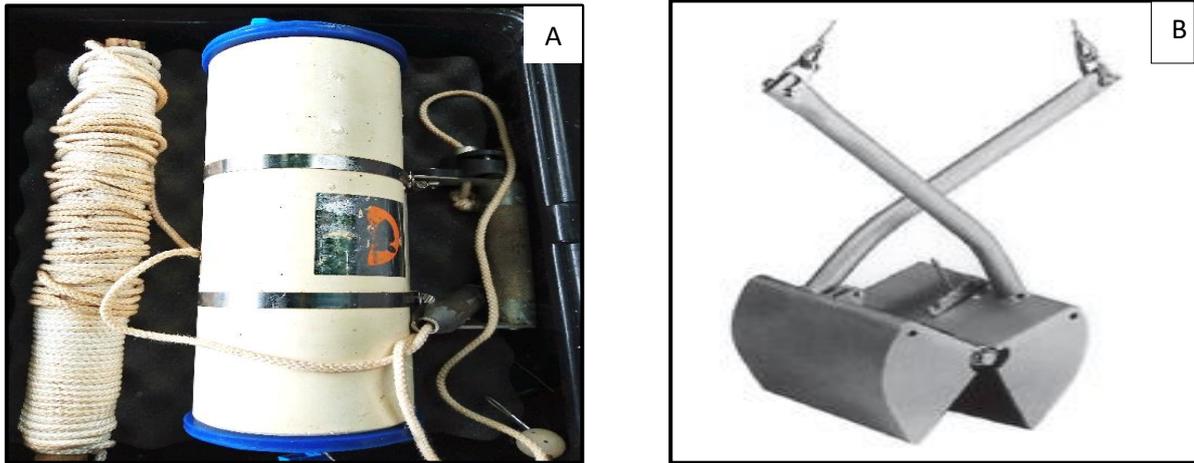


Figure 8 : Matériel de prélèvement de l'eau et les sédiments dans le fleuve

A = bouteille hydrologique ; B = benne de type Van Veen

2.1.3.3. Matériel de mesure de la concentration des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons

Le matériel utilisé pour les mesures de la concentration des résidus de pesticides est celui du Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie (LCAE) du LANADA à Abidjan. Les concentrations des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons ont été déterminées à l'aide d'une chaîne de chromatographie en phase liquide à haute performance (CLHP) (Shimadzu, Japon). Elle est 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, d'un détecteur UV/VIS SPD20A, et d'un ordinateur (DELL, Etats-Unis) (Figure 9).



Figure 9 : Chaîne de CLHP (Photo prise par Djédjé)

EO = écran ordinateur ; UC = unité centrale ; P = pompes ; R = réservoir ; C = CBM ; DF = détecteur fluorimétrique ; DU = détecteur UV/visible ; F = four ; IA = injecteur automatique

2.1.3.4. Matériel d'analyse histologique.

Les poissons ont été disséqués au moyen de scalpel, de bistouri, d'une paire de ciseaux et des pinces pour extraire les organes (muscle, foie et branchies). La mixture d'acide nitrique, du formol à 10 % et de l'eau distillée a été utilisée pour décalcifier les branchies. Le formol à 10 % et le Bouin ont été utilisés comme liquides de fixation. Des cassettes, un appareil à inclusion (Shandon Citadel 1000) (Figure 10 A), des moules métalliques, un microtome de type rotatif (Leica RM 2255) (Figure 10 B), une étuve de type Meyer, des lames et lamelles ont servi à confectionner les coupes.

Des produits ont été utilisés pour confectionner les coupes histologiques. Il s'agit de l'eau courante, la paraffine, un bain-marie, du toluène, de l'acide chlorhydrique, de l'alcool et de l'eau alcaline. L'eau mélangée à l'ovo-albumine a été utilisée pour permettre le collage des coupes sur les lames (Figure 10 C). Les coupes ont été colorées avec de l'hémalun et de l'éosine. Les coupes sont montées entre lame et lamelle grâce à un liquide de montage (Eukitt) et sont observées grâce à un microscope de type olympus BH (Figure 10 D) couplé à un ordinateur.

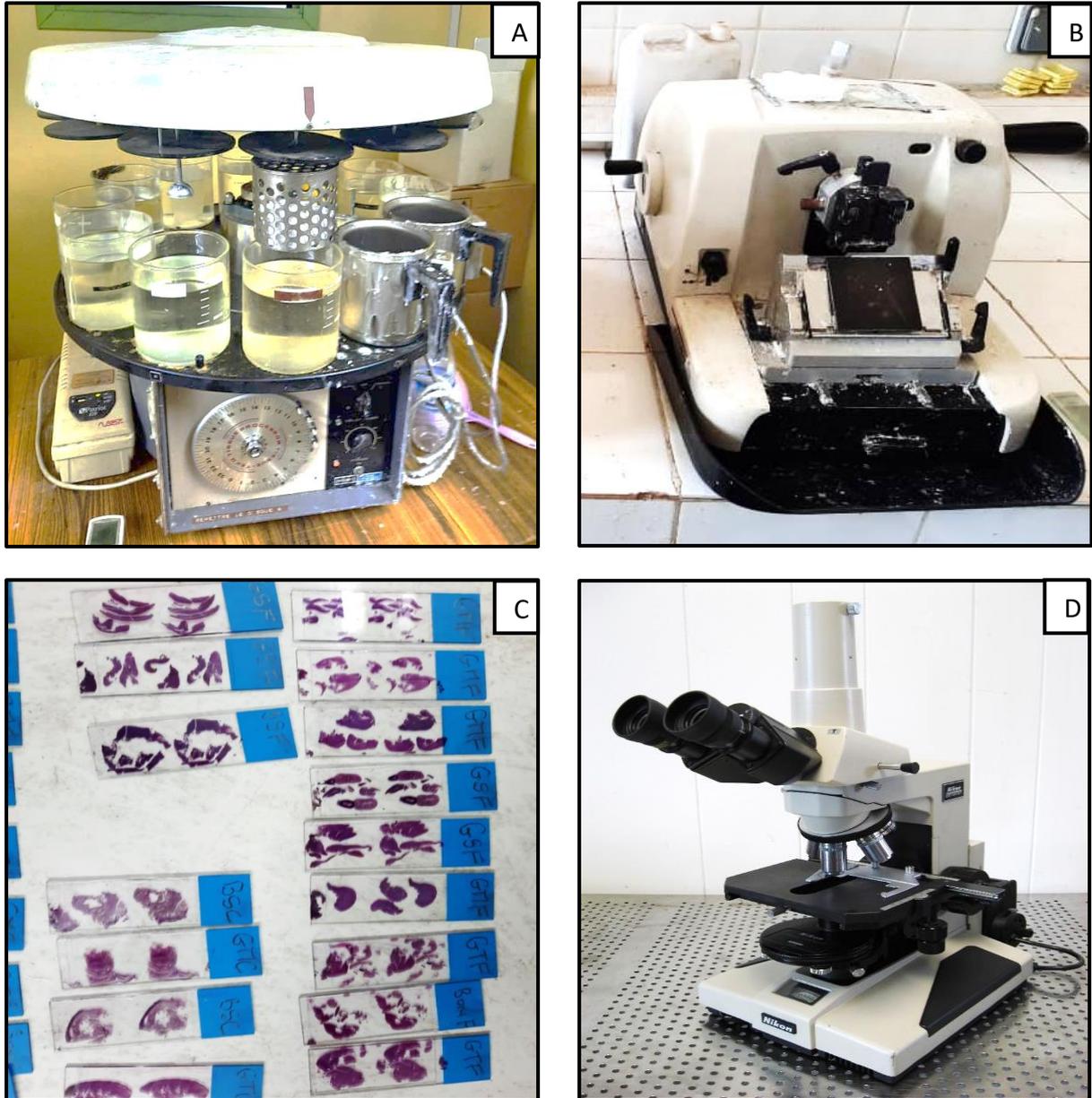


Figure 10 : Appareils d’histopathologie (Photo prise par Djédjé, 2021)

A = appareil à inclusion ; B = microtome de type rotatif ; C = collage des coupes sur les lames ;
D = microscope de type olympus BH

2.2. METHODES

Les enquêtes de terrain ont été menées à partir d’avril 2018. Ces enquêtes ont été précédées par des envois de courriers (Annexe 1) de demande et d’information adressés aux différentes autorités compétentes. Les prélèvements des échantillons d’eau, de sédiments et de poissons ont été effectués de façon trimestrielle d’octobre 2019 à septembre 2020 entre 6 heures et 8 heures dans les dix sites définis sur le fleuve à Guessabo.

2.2.1. Enquêtes sur les pratiques agricoles

Les données sur les pratiques agricoles ont été collectées auprès dix (10) magasins de redistribution de produits phytosanitaires et de 142 agriculteurs à partir d'une enquête qui s'est déroulée en deux phases à l'aide d'un questionnaire (Annexe 2).

La première phase est rétrospective basée sur la collecte de données retraçant l'historique de l'agriculture aux alentours du fleuve et les cas d'intoxication par les pesticides des agriculteurs et du milieu aquatique. La deuxième phase est prospective et a permis le suivi des producteurs au moment des opérations d'application des pesticides dans les champs.

Le choix de ces deux types d'enquêtes se justifie par la non-disponibilité d'anciennes données. Il n'existait pas de données relatives au sujet à Guessabo du fait de l'inexistence d'études antérieures dans la zone relativement aux effets des pratiques agricoles sur la santé et l'environnement.

2.2.1.1. Enquêtes auprès des commerçants de pesticides

L'enquête a consisté à réaliser des entretiens avec dix (10) responsables des structures de commercialisation des pesticides, puis à remplir le questionnaire. Dans un premier temps, il s'agissait de se familiariser aux commerçants et de connaître le mode d'acquisition des produits dans les magasins. Ensuite, il s'est agi aussi de se renseigner sur le niveau d'instruction, l'expérience professionnelle et la formation des commerçants des produits phytosanitaires à Guessabo. Le recensement des différents pesticides dans le magasin s'est également suivi de l'identification des caractéristiques et du mode gestion de chaque produit.

2.2.1.2. Enquêtes auprès des agriculteurs

L'enquête a permis de s'imprégner des pratiques agricoles auprès de 142 agriculteurs aux alentours du fleuve à Guessabo. Ces agriculteurs utilisent les pesticides pour l'entretien des parcelles et des cultures. L'enquête a consisté à faire un suivi prospectif des producteurs dans leurs champs au moment même des traitements par les pesticides à travers un questionnaire. Des renseignements sur l'âge, le niveau d'instruction, l'expérience professionnelle, la formation de l'agriculteur et le mode de gestion des emballages des produits phytosanitaires ont été demandés.

2.2.1.3. Enquêtes auprès des pêcheurs et de la police de pêche

Un courrier adressé à la direction de la pêche du district de Daloa a permis d'avoir accès à la base de données de pêche à Guessabo de 2007 à 2019. Sous la supervision de la police de

pêche, 38 pêcheurs ont été approchés. Les fiches de questionnaires ont été renseignées sur le mode de pêche, les différents instruments utilisés pour la pêche, la qualité des poissons et les espèces de poissons pêchées dans le fleuve.

2.2.2. Echantillonnages

2.2.2.1. Choix des stations de prélèvements sur le plan du fleuve

La mesure des paramètres physiques et chimiques, les prélèvements d'eau et de sédiments et les prélèvements des échantillons de poissons ont été effectués trimestriellement entre 6 heures et 7 heures, d'octobre 2019 à septembre 2020 sur le fleuve Sassandra dans la localité de Guessabo. Cette étude a été menée au cours de deux périodes hydrologiques. La période des basses eaux (mars à Août) correspondant à la saison des cultures où le fleuve se résume à un lit mineur et la période des hautes eaux (septembre à février) où toutes les zones de cultures sont sous eaux. Les échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés sur dix (10) stations nommées S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9 et S10 (Tableau V). Elles ont été choisies sur le plan de l'eau en fonction de leur accessibilité, des fortes productions halieutiques du secteur et des potentielles perturbations anthropiques (rejets d'eaux usées, activités agricoles sur la berge). La figure 11 présente la répartition spatiale des stations.

Tableau V: Coordonnées géographiques et description des dix stations d'échantillonnage

Localisation	Points d'échantillonnage	Longitude (X)	Latitude (Y)	Description des stations d'échantillonnage
Stations de la rive I	S1	6,996	6,721	Les stations situées proches des rives I et II présentent les mêmes caractéristiques. Des plantes aquatiques envahissent tout le plan de l'eau. Les cultures vivrières et maraîchères sont des activités pratiquées à proximité du fleuve. Les activités comme la pêche artisanale et le transport sont exercées sur le plan de l'eau toute la journée.
	S2	6,997	6,735	
	S6	6,998	6,751	
	S10	6,997	6,764	
Stations de la rive II	S4	6,985	6,740	
	S5	6,985	6,753	
	S9	6,984	6,758	
	S3	6,997	6,736	
	S7	6,965	6,755	
	S8	6,967	6,767	

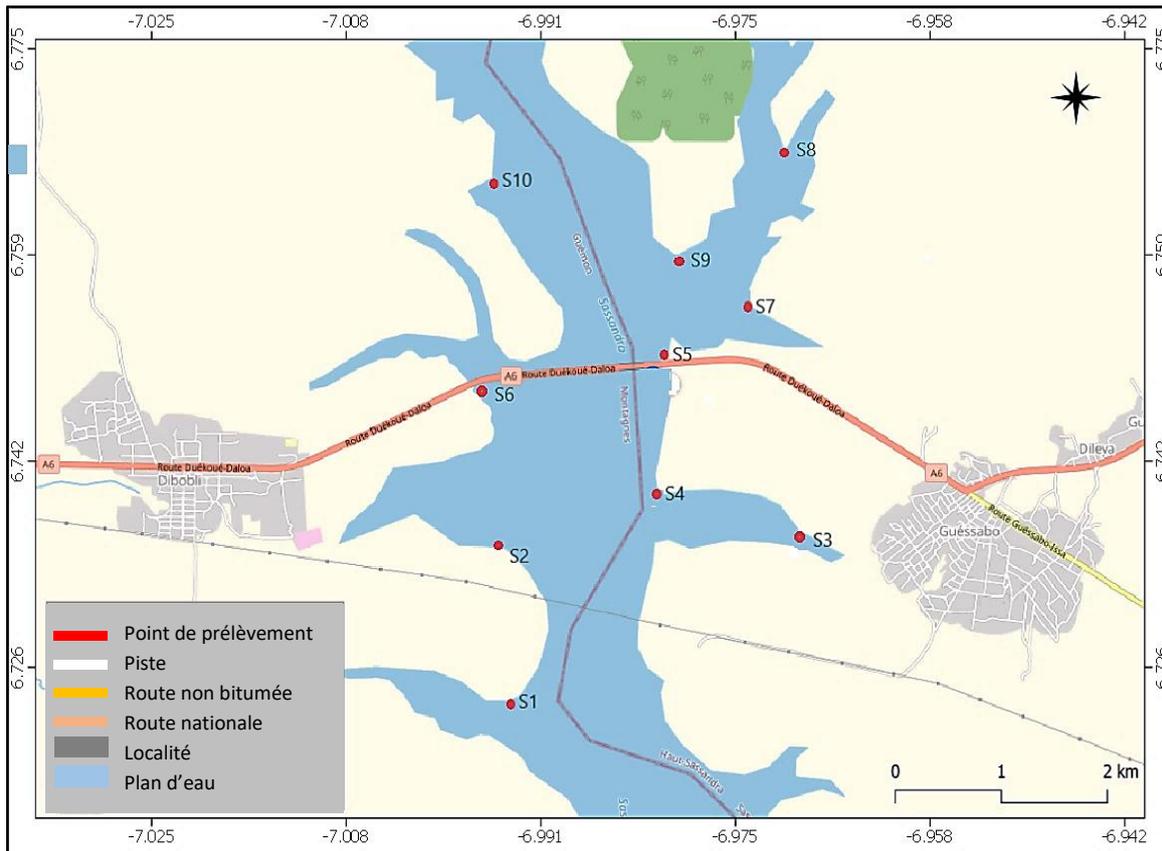


Figure 11 : Localisation des stations de mesure des paramètres physico-chimiques et de prélèvements d'eau et de sédiments (Carte réalisée par Djédjé)

2.2.2.2. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques de l'eau que sont la température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multiparamètre de type LEVIBOND. Il est mis sous tension quelques minutes avant la manipulation. Avant son utilisation, l'appareil a été étalonné. La sonde est rincée à l'eau distillée et placée dans son tube jusqu'à ce que l'embout touche la ouata humide. Ensuite le bouton de calibration est actionné. Une fois calibrée, la sonde est plongée dans l'eau et la mesure se fait après stabilisation de la valeur qui s'affiche à l'écran de celui-ci.

La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide du disque de Secchi. Il s'agit d'un disque partagé en quarts alternés noirs et blancs. Ce disque, lesté, est fixé au bout d'un câble gradué. Il est plongé dans l'eau jusqu'à disparition et ensuite, remonté lentement jusqu'à sa réapparition et visible à l'œil nu dans la colonne de l'eau. La distance entre le disque réapparu et le plan de l'eau est notée. La transparence correspond à la valeur de cette distance.

2.2.2.3. Prélèvement et conservation des échantillons

2.2.2.3.1. Echantillons d'eau

La méthode utilisée pour le prélèvement des échantillons d'eau était conforme à celles de Claver *et al.* (2006) et Traoré (2008). Le prélèvement de l'eau s'est fait à l'aide d'une bouteille Hydrologique Niskin. Selon la profondeur du fleuve (2 à 12 mètres), la bouteille est glissée à la profondeur souhaitée grâce au câble gradué tous les 1m. La fermeture déclenchée sous le choc du messenger permet d'emprisonner l'eau. La bouteille est aussitôt remontée à bord de l'embarcation. L'eau est filtrée sur du papier Wattman de 200 micromètres de maille et recueillie dans des bouteilles ambrées de 1 L puis 10 mL de dichlorométhane sont ajoutés afin de stabiliser les composés. Ces bocaux sont ensuite conservés dans une glacière contenant des blocs de glace, pour être transportée le plus tôt possible au laboratoire pour les analyses. Au total, 80 bouteilles d'eau ont été prélevées au cours de ces campagnes.

2.2.2.3.2. Echantillons de sédiments

Les guides de Schiavone & Coquery (2011) et AQUAREF (2015) ont servi pour les échantillonnages. Un total de 40 échantillons de sédiment a été collecté dans les différentes stations de prélèvement. Les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Van Veen en acier inoxydable d'environ 5 kg. Celle-ci est dirigée par une corde, sous l'embarcation. Au contact du fond de l'eau, le lancer du messenger déclenche la fermeture des mâchoires et la corde est tirée pour remonter la benne. Les sédiments sont conservés dans des bouteilles en polypropylène. Du papier en aluminium est placé sur le goulot et la bouteille est ensuite refermée. Ces bouteilles sont placées dans une glacière contenant des blocs de glace puis transportées au laboratoire.

2.2.2.3.3. Echantillons de poissons

Au total 80 poissons, dont 40 spécimens de chaque espèce de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* ont été collectés par les pêcheurs à l'aide de filets de pêche artisanale. La détermination des espèces a été faite grâce aux clés d'identification de Paugy *et al.*, (2003), après une observation visuelle. Les poissons ont été mis par lot de cinq individus de même espèce dans des sachets Stomacher et placés sous glace dans une glacière puis transportés au laboratoire pour analyse. Le nombre de poissons échantillonnés était conforme à la réglementation Québécoise de 2019. Cette réglementation stipule que chaque lot doit contenir environ 30 spécimens par espèce de poissons. La longueur de chaque spécimen a été obtenue à

l'aide d'une règle graduée. Le tableau VI présente les longueurs totales des spécimens de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Tableau VI : Tailles moyennes des spécimens de poissons

Période	N	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>
		Tailles moyennes [Mini-Maxi] (en mm)	
Basses eaux (Campagnes 1 et 2)	40	200,75 [190,70 - 210,80]	230,45 [210,60 - 250,30]
Hautes eaux (Campagnes 3 et 4)	40	205,50 [200,20 - 210,80]	235,05 [230,10 - 240,00]

N= Nombre de poissons ; Mini : Minimum ; Maxi : Maximum

2.2.3. Analyses au laboratoire

2.2.3.1. Détermination des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons

Les étalons analytiques des matières actives de pureté 98 % ont servi à préparer les solutions d'étalonnage. Le réactif de dérivation du glyphosate à savoir le glyphosate-FMOC de pureté ≥ 99 % a été acquis auprès de SIGMA-ALDRICH.

2.2.3.1.1. Détermination des résidus de pesticides dans l'eau

2.2.3.1.1.1. Préparation des échantillons

Les bouteilles contenant les échantillons d'eau ont été sorties des congélateurs et déposées sur des paillasses à la température ambiante pendant une heure. Un échantillon de 500 mL d'eau a été prélevé et filtré dans l'ampoule à décanter sur du papier-filtre Whatman, GF/F, 0,7 μm .

2.2.3.1.1.2. Extraction des résidus de pesticides

La méthode utilisée pour extraire les résidus de pesticides dans les échantillons d'eau est celle décrite par l'EPA des Etats-Unis en 2007. Un volume de 100 mL de dichlorométhane a été ajouté aux 500 mL de l'échantillon d'eau filtrés dans l'ampoule à décanter. Le tout a été agité vigoureusement pendant environ 5 minutes. L'échantillon a été laissé au repos pendant 30 minutes pour assurer la séparation des phases. Après la séparation, la couche organique a été filtrée dans un ballon conique de 250 mL sur du papier filtre Wattman contenant de la laine de verre. Les extractions ont été répétées deux fois en utilisant une portion de 50 mL de dichlorométhane. Les extraits ont ensuite été concentrés à 1-2 mL à l'aide d'un évaporateur rotatif (Buchi, Suisse) à 40 °C et à basse pression jusqu'à ce qu'il ne reste plus de

dichlorométhane dans l'extrait. 10 mL de méthanol ont été ajoutés à l'extrait concentré pour la récupération des matières actives et filtrés sur un filtre à disque dont le diamètre des pores est de 0,2 μm afin de procéder à la dérivation. En ce qui concerne le glyphosate, la dérivation a été réalisée manuellement par ajout de Fluorénylméthoxycarbone (Fmoc) de pureté $\geq 99\%$ à l'extrait juste avant de placer le vial dans le rack. L'analyse a été faite par CLHP.

2.2.3.1.2. Détermination des résidus de pesticides dans les sédiments

2.2.3.1.2.1. Préparation des échantillons

Au laboratoire, les échantillons de sédiments ont été séchés à la température ambiante sur une paillasse durant sept jours en moyenne, selon leur teneur en eau (Figure 12 A) tels que proposé par Kpan *et al.* (2015). Après séchage, les échantillons ont subi un tamisage sur un tamis de 1 mm de maille afin d'éliminer les débris de roches, les restes de squelettes d'animaux ou de mollusques et les débris organiques avant d'être finement broyés dans un mortier en porcelaine (Figure 12 B). Ils sont de nouveau tamisés et la fraction fine (100 μm) est séchée à l'étuve à 60 °C afin d'obtenir un poids constant pendant une heure. Une prise d'essai de 25 g de broyat a été utilisée par échantillon pour le dosage des pesticides.

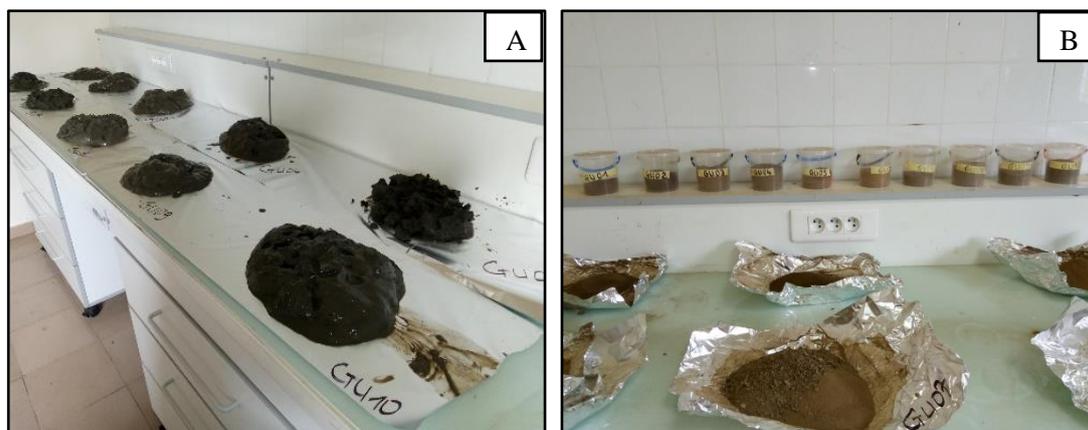


Figure 12 : Échantillons de sédiments frais et séché

A = Sédiment frais B = Sédiment séché

2.2.3.1.2.2. Extraction des résidus de pesticides

A 25 g du broyat, 100 mL d'une solution de dichlorométhane (grade CLHP) ont été ajoutés. 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 afin de procéder à la dérivation. Contrairement aux autres matières actives, la dérivation du glyphosate a été réalisée manuellement par ajout de Fmoc de pureté $\geq 99\%$ au vial juste avant d'être placé dans le rack. La lecture a été réalisée par CLHP.

2.2.3.1.3 Détermination des résidus de pesticides dans les organes de poissons

2.2.3.1.3.1. Préparation des échantillons

Les échantillons de poissons ont été décongelés à la température ambiante dans une glacière ouverte durant 2 heures en moyenne. Après cette étape, les poissons ont été disséqués sur une paillasse stérile. Le muscle, les branchies et le foie ont été extraits (Figure 13). Une prise d'essai de 25 g de broyat de chaque organe a été utilisée par échantillon pour le dosage des pesticides.

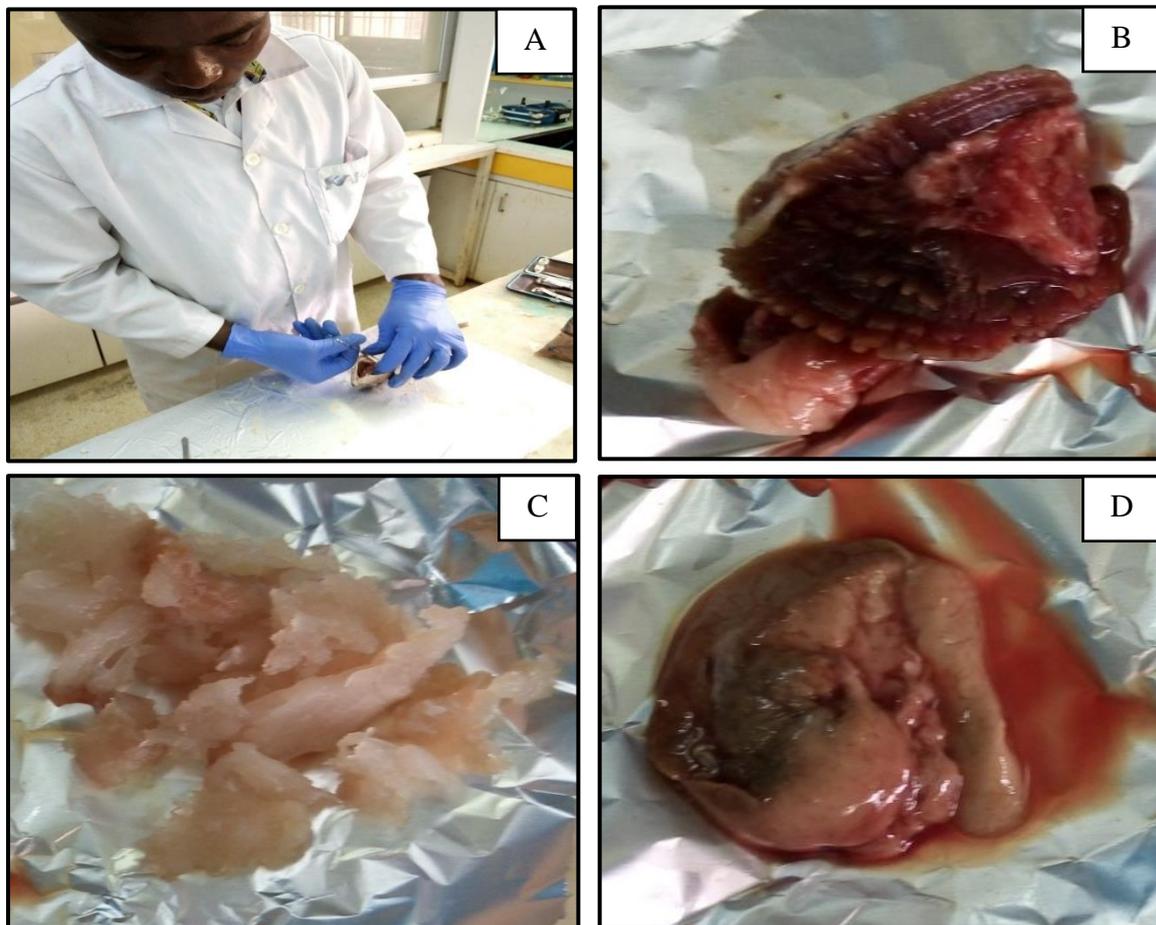


Figure 13 : Extraction des organes de *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*
A = Extraction ; B = branchie ; C = Muscle ; D = Foie

2.2.3.1.3.2. Extraction des résidus de pesticides des organes de poissons

L'extraction des pesticides dans les organes de poisson a été réalisée par la technique d'Extraction Accélérée par Solvant (ASE), suivant les protocoles utilisés par le LANADA et

les recommandations de Polard (2010) et Yao *et al.* (2020). Les échantillons ont été broyés en mélange avec de l'hydromatrix dans un rapport de masse 1/3. Ce broyat (10 g) a été chargé dans la cellule (ASE) Dionex puis complété par de l'hydromatrix. L'extraction a été faite avec un mélange de solvants acétonitrile / dichlorométhane (75/25 ; v/v). Le mélange est injecté dans la cellule, maintenu à 50°C pendant 5 minutes et à une pression de 100 bars. A l'issue des 5min, 60% du volume de solvant est renouvelé. Cette séquence est reproduite 3 fois à cette température, puis 3 fois à 100°C. Le solvant chassé de la cellule est chargé des analytes extraits. Les volumes issus des extractions aux deux températures sont séparés et placés au congélateur afin de retirer les lipides figés par le froid. A l'aide d'un évaporateur rotatif, le dichlorométhane est éliminé et les volumes des filtrats sont réduits à 10 mL. La purification des filtrats contenant de l'acétonitrile s'est faite par chromatographie d'adsorption sur des cartouches Oasis HLB Plus. L'extrait purifié a été asséché à l'aide d'un évaporateur rotatif puis reconditionné dans 1mL d'eau ultra pure et passer au bain ultrasonique pendant 5min. Le tampon borate (1mL) à pH 9 et la solution de Fmoc (1mL) ont été ajoutés puis laissés dériver 45min à l'obscurité. Après dérivatisation, 2 mL de dichlorométhane ont été ajoutés et centrifugés pendant 10 min à 4000 rpm. A la fin, 5 mL de surnageant ont été récupérés puis conditionnés dans un vial avant injection au CLHP.

2.2.3.1.4. Quantification de résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les poissons

La quantification des résidus de pesticides dans l'eau, les sédiments et les organes de poissons a été faite au moyen d'une chaîne de CLHP. L'acquisition des données à savoir les pics et leurs aires (Annexe 3), a été possible grâce à un ordinateur doté du logiciel LC solution. Les conditions d'analyse chromatographiques des résidus de pesticides par CLHP sont présentées dans le tableau VII.

Tableau VII : Conditions d'analyse chromatographiques des pesticides par CLHP

Matières actives	Longueur d'onde (nm)	Phase mobile		Colonne	Volume d'injection (µl)
		Eau (%)	Acétonitrile (%)		
Acétamipride	280	20	80	Nucléosil 5C18	10
Deltaméthrine	274	20	80	Nucléosil 5C18	10
Imidaclopride	260	20	80	Nucléosil 5C18	10
Cyperméthrine	230	10	90	Nucléosil 5C18	10
Lambdacyhalothrine	266	20	80	Nucléosil 5C18	20
2,4 D	240	20	80	Nucléosil 5C18	20
Glyphosate	205	20	80	Nucléosil 5C18	10

Les aires des pics des étalons et des échantillons ont servi à calculer les concentrations de matières actives à l'aide de la formule suivante (Kpan *et al.*, 2015) :

$$C_p = \frac{S_{ech} \times C_e \times V_2 \times V_f \times F}{S_e \times M_{ech} \times V_1}$$

avec :

C_p : concentration de résidus de pesticides (mg/L) ;

S_{ech} : surface du pic de l'échantillon ;

S_e : surface du pic du standard ;

C_e : concentration du standard (mg/L) ;

V_1 : volume à purifier (L) ;

V_2 : volume après purification (L) ;

V_f : volume final (L) ;

F : Facteur de dilution

M_{ech} : masse de l'échantillon (kg).

2.2.3.1.5. Limite de détection/limite de quantification

La limite de détection (LD) d'une procédure analytique est la quantité la plus faible d'un analyte dans un échantillon qui peut être détectée, mais pas nécessairement quantifiée comme une valeur exacte. La limite de quantification (LQ) est définie d'un point de vue réglementaire comme la concentration la plus faible testée, à laquelle une identification sans ambiguïté de l'analyste peut être prouvée et à laquelle une récupération moyenne acceptable avec un écart-type relatif acceptable est obtenue. Elle est également appelée limite de détermination ou limite la plus basse de validation de méthode (IUPAC, 2010). La limite de détection et la limite de quantification (Tableau VIII) ont été déterminées selon la méthode de la régression linéaire (INRS, 2005 ; ICH, 2005 ; IUPAC, 2010 ; Kpan, 2017). Selon cette méthode, si $y = ax + b$ désigne l'équation de la courbe d'étalonnage, la LD et la LQ correspondent aux expressions suivantes :

$$LD = 3 \sigma/a$$

$$LQ = 10 \sigma/a$$

avec :

σ : écart-type des réponses du détecteur

a : pente de la droite d'étalonnage

Tableau VIII : Limites de détection et de quantification des résidus de pesticides par CLHP.

Résidus de pesticides	Limites de détection (mg/kg)	Limites de quantification (mg/kg)
Acétamipride	0,02	0,06
Deltaméthrine	0,0025	0,0075
Imidaclopride	0,03	0,09
Cyperméthrine	0,03	0,09
Lambdacyhalothrine	0,015	0,045
2,4 D	0,001	0,003
Glyphosate	0,009	0,027

Les limites de détection et de quantification utilisées pour cette étude sont inférieures aux valeurs guides de l’OMS pour l’eau de consommation fixées à 0,5 µg/L pour les matières actives dans l’ensemble et à 0,1 µg/L de façon individuelle (OMS/WHO, 2011 ; Yao *et al.*, 2020).

2.2.3.2. Méthodes d’analyse histologique

2.2.3.2.1. Prélèvement et fixation des échantillons tissulaires

Les organes proviennent de deux espèces de poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*). Selon le protocole suivi par Coulibaly (2013), la branchie, le muscle et le foie ont été conservés dans des pots de prélèvement. La fixation est faite immédiatement après le prélèvement, par immersion de chaque organe dans un fixateur (formol 10 %) pour la conservation des structures et le durcissement des tissus.

2.2.3.2.2. Inclusion des échantillons

L’inclusion dans la paraffine a permis la réalisation de coupes histologiques. La paraffine étant hydrophobe, l’échantillon a d’abord subi une déshydratation par immersion dans des bains d’alcool de degré croissant puis dans des bains de toluène. Ensuite, l’échantillon a été coulé dans un moule contenant de la paraffine fondue par chauffage et devenue liquide. Toute la pièce a été infiltrée. Après refroidissement, un bloc de paraffine dur est obtenu, à l’intérieur duquel la pièce prélevée est incluse.

2.2.3.2.3. Coupes des échantillons

Les coupes du bloc de paraffine sont réalisées avec un microtome permettant d'obtenir des coupes histologiques de 2 à 5 µm d'épaisseur. Les coupes sont recueillies sur des lames de verre et mises à sécher toute la nuit entre 40 °C et 45 °C.

2.2.3.2.4. Coloration sur les lames

La plupart des tissus sont transparents et donc les colorations réalisées sur lames, accentuent les contrastes pour pouvoir reconnaître différents éléments du tissu. Etant donné que les colorants sont en solution aqueuse, les coupes sont dans un premier temps réhydratées. Cette réhydratation est effectuée après déparaffinage des coupes par la chaleur et des bains de toluène en immergeant les lames dans des bains d'alcool de degré décroissant puis dans l'eau distillée. Les colorations utilisées ont consisté à associer deux colorants différents. L'Héματοxyline-Eosine (H.E.) associe l'hématéine ont coloré les noyaux en violet et l'éosine colorait les cytoplasmes en rose.

2.2.3.2.5. Montage des lames

Après avoir subi une déshydratation (par bains d'alcool de degré croissant puis bains de toluène), les coupes colorées sont montées entre lame et lamelle avec une résine synthétique dont l'indice de réfraction est voisin de celui du verre. L'observation des lames a été faite par un microscope de type Olympus BH-2 muni d'un analyseur d'image composé d'un ordinateur et d'une caméra vidéo numérique.

2.2.4. Traitement des données

2.2.4.1. Coefficient d'échange eau-sédiment

Le Coefficient d'échange eau-sédiment permet de caractériser la capacité des sédiments à fixer les différents polluants. Les coefficients d'échange eau-sédiment ont été calculés selon la formule suivante (IRNS, 2004) :

$$CE = \frac{C_e}{C_s}$$

avec :

CE : Coefficient d'échange Eau-Sédiment ;

C_e : Concentration de pesticide dans l'eau ;

C_s : Concentration de pesticides dans les sédiments.

2.2.4.2. Facteur de bioconcentration

La bioconcentration est l'accumulation par un organisme d'un contaminant uniquement via l'eau par sa respiration ou par le contact direct avec la peau. Le facteur de bioconcentration (FBC) est défini comme le ratio à l'état d'équilibre entre la concentration en contaminant dans l'organisme (C_o) sur la concentration en contaminant dans l'eau (C_e). A partir des taux annuels des pesticides étudiés, le facteur de bioconcentration annuel de chaque résidu de pesticides est calculé selon l'expression suivante (Ouro-Sama *et al.*, 2014 ; Sire & Amouroux, 2016) :

$$\text{FBC} = \frac{C_o}{C_e}$$

avec :

FBC : Facteur de la Bioconcentration ;

C_o : Concentration de la matière active dans l'organisme ;

C_e : Concentration de la matière dans l'eau.

2.2.4.3. Facteur de bioaccumulation

La bioaccumulation est l'absorption de substances chimiques présentes dans l'environnement et leur concentration dans les tissus par un organisme via sa nourriture.

Le facteur de bioaccumulation est défini par le rapport de la concentration en pesticides de l'organisme (C_o) à celle des sédiments (C_s). A partir des taux annuels des pesticides étudiés, le facteur de bioaccumulation de chaque matière active a été calculé pour tous les organes avec la formule suivante (IRNS, 2004 ; Casas, 2005) :

$$\text{FBA} = \frac{C_o}{C_s}$$

avec :

FBA : Facteur de la Bioaccumulation ;

C_o : Concentration de la matière active dans l'organisme ;

C_s : Concentration de la matière active dans les sédiments.

2.2.4.4. Expressions des risques des résidus de pesticides à Guessabo.

2.2.4.4.1. Indices de risques

L'indice de risque tel que défini par Samuel *et al.* (2007), constitue le risque potentiel d'une matière active dans une préparation commerciale formulée et selon son utilisation. Une

matière active peut avoir un Indice de Risque pour la Santé (IRS) et une Indice de Risque pour l'Environnement (IRE) qui diffère d'une préparation commerciale à une autre.

2.2.4.4.1.1. Indices de risques pour la santé

L'Indice de risques pour la santé (IRS) donne une appréciation globale du risque de contamination possible de l'Homme au cours de la manipulation des pesticides. Cet IRS tient compte des toxicités aiguë et chronique des matières actives ainsi que du potentiel de persistance dans l'environnement et de bioaccumulation dans l'organisme humain. Le risque de toxicité aiguë correspond à ce que l'Homme perçoit directement au cours de la manipulation ou de l'application des pesticides et qui peut être néfaste à sa santé sur une période n'excédant pas 24 heures (Viau & Tardif, 2003). Il est déterminé selon les critères de toxicité orale, toxicité cutanée, toxicité inhalation, irritations cutanées, oculaire, respiratoire et de sensibilisation. Le risque de toxicité chronique désigne les possibles effets sur de longs termes suite à l'application répétée de pesticides. Il est déterminé selon cinq critères (cancérogène, perturbateur endocrinien, neurotoxique, reproduction et développement, effets cumulés en tenant compte du facteur de persistance dans les tissus (Fper) qui dépend du facteur de bioaccumulation et de la demi-vie de la molécule active (Le Bars *et al.*, 2020). Les risques sanitaires de pesticides recensés chez les agriculteurs à Guessabo ont été évalués avec les formules ci-dessous (Ahouangninou, 2013 ; Samuel *et al.*, 2007) :

$$IRS_{\text{matière active-p}} = \frac{IRT \times FPf \times FCP}{10}$$

Avec :

IRS : indice de risque pour la santé ;

IRT : indice de risque de toxicité ; $IRT = [\text{Risques aigus} + (\text{Risques chroniques} \times FPer)]^2$

FPf : Facteur de pondération pour le type de formulation ;

FCP : Facteur de compensation pour la préparation commerciale.

FPer : Facteur en lien avec la persistance dans l'environnement et le potentiel de bioaccumulation

NB : La méthode de détermination de IRT, FPf et FCP est en annexe 5.

2.2.4.4.1.2. Indices de risques pour l'environnement

L'Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) donne une appréciation globale du risque de propagation des résidus pesticides dans l'environnement cour de sa manipulation. L'IRE est issue trois variables écotoxicologiques (impact sur les invertébrés terrestres ; impact

sur les oiseaux ; impact sur les organismes aquatiques) et trois variables physicochimiques (mobilité ; persistance dans le sol ; bioaccumulation). L'IRE est déterminé avec la formule ci-dessous (Ahouangninou, 2013 ; Samuel *et al.* 2007).

$$\text{IRE}_{\text{matière active-p}} = [1,75 \times (T + O) + A + M + P + B + 1]^2$$

Avec :

IRE : indice de risque pour l'environnement

T : risque pour les organismes terrestres ;

O : risque pour les oiseaux ;

A : risque pour les organismes aquatiques ;

M : mobilité dans le sol ;

P : persistance dans l'environnement

B : bioaccumulation.

NB : La méthode de détermination de T, O, A, M, P et B est en annexe 5.

2.2.4.4.2. Dose journalière d'exposition et du quotient de danger

La dose journalière d'exposition (DJE) sera déterminée sur la base d'exposition chronique des individus. La quantité de poissons consommée par un individu dans cette localité est déterminée sur la base des enquêtes. L'expression utilisée pour la détermination de DJE est la suivante (MSC, 2013 ; Garcia, 2020) :

$$\text{DJE} = \frac{C \times Q \times F \times T_{\text{DE}}}{P_{\text{C}} \times T_{\text{m}}}$$

DJE : Dose Journalière d'Exposition aux pesticides (mg/kg/j) ;

C : Concentration moyenne de pesticides dans les poissons (mg/kg) ;

Q : Quantité de poisson ingérée par jour, par individu (kg/j) ;

F : Fréquence d'exposition (jour/an) ;

T_{DE} : Durée d'exposition (jour) ;

P_C : Poids corporel de la cible (kg) ;

T_m : Temps sur lequel l'exposition est moyenne (jour).

NB : Si le résidu de pesticides est classé comme substances à seuil, alors $T_{\text{m}} = T_{\text{DE}} \times 365$

Si le résidu de pesticides est classé comme substances sans seuil, alors $T_{\text{m}} = 70 \times 365$

Selon l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement, le poids corporel moyen des enfants de 0 à 15 ans est de 28 kg et celui d'un adulte est de 70 kg (Ouro-Sama *et al.*, 2014).

Le quotient de danger (QD) permet de caractériser le risque. Pour la voie d'exposition orale, il est calculé comme suit (Ouro-Sama *et al.*, 2014) :

$$QD = \frac{DJE}{DJA}$$

QD : Quotient de danger ;

DJA : Dose Journalière Admise (mg/kg/j).

NB : Si $QD < 1$, la survenue d'un effet toxique est peu probable. Par contre, si $QD > 1$, l'apparition d'un effet toxique est probable.

Les doses journalières admises (DJA) privilégiées dans les calculs de QD sont récentes et plus protectrices avec de faibles valeurs issues des études épidémiologiques chez l'homme. Les valeurs de DJA pour chaque matière active utilisée dans le calcul de QD sont données dans le tableau IX. Ces valeurs ont été obtenues dans les ouvrages de référence : The ePesticide Manual, les bases de données Footprint PPDB, l'Index phytosanitaire et SAgE pesticides (Pages *et al.*, 2010 ; Couteux & Salaün, 2009).

Tableau IX : Dose journalière admise par résidus de pesticides de pesticides (Pages *et al.*, 2010 ; Couteux & Salaün, 2009)

Familles chimiques	Matières actives	Dose Journalière Admise (mg/kg/j)
Hericides	2,4-D	0,05
	Glyphosate	0,5
Insecticides	Acétamipride	0,025
	Deltaméthrine	0,01
	Imidaclopride	0,06
	Cyperméthrine	0,05
	Lambdacyhalothrine	0,005

2.2.4.5 Expression du taux de prévalence des anomalies en histopathologie

Le taux de prévalence se définit comme étant le rapport du nombre de cas d'une maladie à un moment donné ou sur une période définie, par la population moyenne sur la même période. La prévalence peut être instantanée ou périodique. Elle est déterminée par la formule suivante : (Bichet & Dorchies, 1998).

$$\text{Expression du taux de prévalence des anomalies histologiques (\%)} = \frac{\text{Sujets malades dans une population}}{\text{Population totale}} \times 100$$

2.2.4.6. Analyses statistiques

2.2.4.6.1. Analyse à un facteur

Les analyses statistiques sont très souvent basées sur la normalité des données, car l'interprétation des résultats est influencée par la distribution de ces données (Tape, 2020). Quand la base de données est de grande taille ($n \geq 30$), on admet que la distribution est normale. Dans le cas contraire ($n < 30$), on procède à un test de normalité qui guidera dans le choix du type de test (paramétrique ou non paramétrique).

Dans ce travail, l'influence des stations, des plans d'eaux et des saisons sur les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux a été étudiée à travers des analyses univariées. Pour chaque paramètre étudié, l'hypothèse de normalité de la distribution des données a été vérifiée. Le test de Kolmogorov-Smirnov a été utilisé pour tester la normalité de la distribution des données. Lorsque les conditions de normalité n'étaient pas satisfaites, les données sont soumises au test non paramétrique de Kruskal-Wallis. Cette méthode d'analyse a concerné l'étude de l'effet saisonnier des concentrations de matières actives dans l'eau, les sédiments et les organes de poissons. Pour ces différents tests, le seuil de signification (p) est de 0,05. Les différences statistiques avec une valeur de probabilité inférieure à 0,05 sont considérées comme significatives. Quand la probabilité est supérieure à 0,05, les différences statistiques ne sont pas significatives.

2.2.4.6.2. Analyses de corrélation

Le test de corrélation de Bravais Pearson a permis d'étudier la relation entre les résidus de pesticides dans l'eau du fleuve, entre les résidus de pesticides et paramètres physico-chimiques, entre les résidus de pesticides dans les sédiments du fleuve et enfin entre les résidus de pesticides dans l'eau et ceux dans les sédiments.

Il s'est agi ici d'examiner l'intérêt de la relation entre deux variables. Selon Djongoué (2015) la corrélation linéaire (r), est plus utilisée en statistique. Elle permet de fédérer suivant une échelle d'intervalle ou de rapport, l'importance de la relation entre deux variables métriques (Malhotra *et al.*, 2007). Cet indice détermine l'existence une relation linéaire entre les variables et donne le degré de la relation entre les variations de deux variables.

La figure 14 traduit le schéma d'interprétation de la corrélation. Le coefficient de corrélation varie entre -1 et +1. Le signe de r indique donc le sens de la relation tandis que la valeur absolue de r indique le degré de corrélation (faiblement corrélé ou fortement corrélé) entre les variables (Djongoué, 2015).

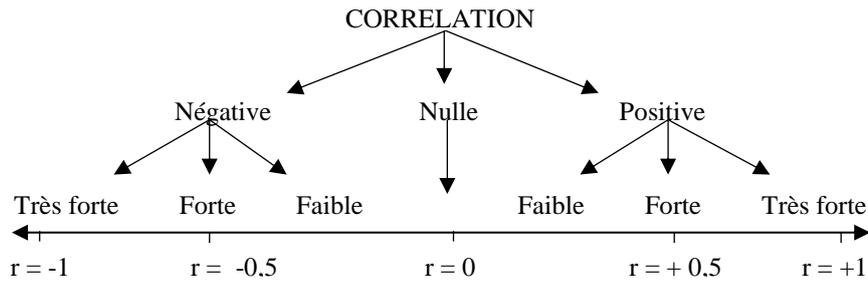


Figure 14 : schéma d'interprétation de la corrélation (Djongoué, 2015)

2.2.4.6.2. Boîtes à moustaches

La boîte à moustaches ou "boxplot" est une représentation graphique, résumant l'analyse descriptive d'une variable dans un site ou un échantillon donné (Le Guen, 2002).

La variation saisonnière des paramètres physico-chimiques est étudiée à l'aide des boîtes à moustaches (Figure 15). Elles ont permis de présenter les variations des différents paramètres physico-chimiques, leurs valeurs extrêmes et leur moyenne d'une période à une autre. Les moustaches vont de chaque quartile au minimum ou au maximum. Le minimum et le maximum désignent respectivement la plus petite valeur et la plus grande valeur dans un ensemble de données. La boîte à moustache aide aussi à identifier les points de données d'intérêt ou les valeurs aberrantes dans une distribution. Ces valeurs sont tracées comme des points de données et tombent au-delà des moustaches (Doucoure, 2022).

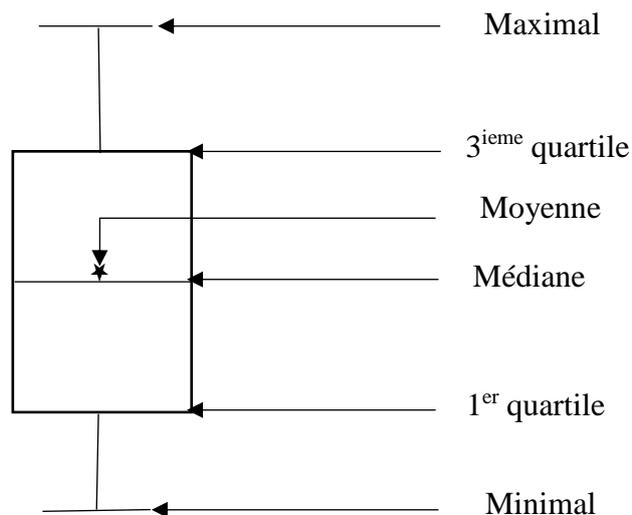


Figure 15 : Schéma d'une boîte à moustache

CHAPITRE III :
RESULTAT ET DISCUSSION

3.1. RESULTATS

3.1.1 Pratiques phytosanitaires à Guessabo

3.1.1.1 Pratiques des commerçants de pesticides

3.1.1.1.1. Profils sociodémographiques des commerçants de pesticides

La commercialisation des pesticides à Guessabo est une activité dirigée par des hommes à 100 %. Les autochtones sont faiblement représentés avec un pourcentage de 10 % (Tableau X).

Tableau X : Caractéristiques des propriétaires de magasin

Commerçants	hommes	femmes	autochtones	allogènes
Nombres	10	0	1	9
Pourcentage (%)	100	0	10	90

Les propriétaires de magasin de commercialisation de pesticides à Guessabo sont tous des adultes dont l'âge varie entre 28 et 52 ans. Dans certains magasins, des enfants de 12 à 17 ans aident leurs parents dans la vente des produits phytosanitaires (Tableau XI).

Tableau XI : Répartition des commerçants selon l'âge

Commerçants	propriétaires de magasin			enfants dans les magasins		
	28-31	32-43	44-52	12-14	15-16	17
Nombres	2	5	3	1	3	4
Pourcentage (%)	20	50	30	12,5	37,5	50

3.1.1.1.2. Niveau d'étude, expérience professionnelle et formation des commerçants de pesticides

Les revendeurs de produits phytosanitaires sont analphabètes à 60 % des cas. Pour le parcours scolaire, 20 % ont un niveau primaire et 20 % ont un niveau secondaire (Figure 16 A). Parmi ces commerçants, 60 % ont une expérience de plus de 5 ans dans le domaine de la commercialisation de ces produits (Figure 16 B).

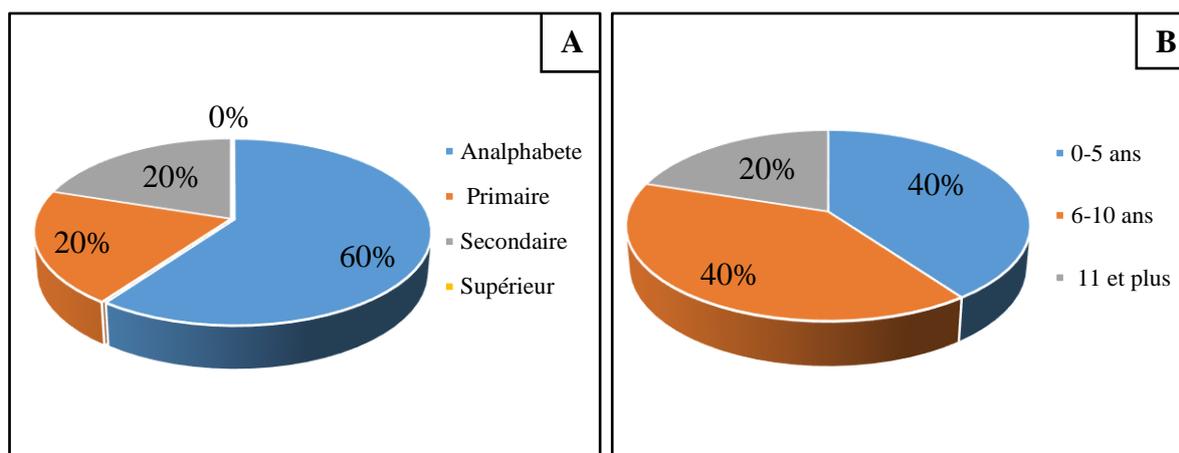


Figure 16 : Niveau d'étude et expérience professionnelle des commerçants de pesticides à Guessabo
A = Niveau d'étude des commerçants ; **B** = Nombre d'années dans la commercialisation de pesticide

L'enquête auprès des revendeurs de pesticides à Guessabo a montré que ceux-ci ne possèdent pas agrément (Tableau XII) tel que prévu par le décret n° 89-02 du 4 janvier 1989 relatif à l'agrément, la fabrication, la vente et l'utilisation des pesticides en Côte d'Ivoire. Par ailleurs, 40 % seulement de ces revendeurs ont reçu une formation sur le mode de manipulation des pesticides dans un magasin.

Tableau XII : Agrément et formation des commerçants de pesticides à Guessabo

Revendeurs de pesticides dans des magasins	Agrément	Pas d'agrément	Formation	Pas de formation
Nombres	0	10	4	6
Pourcentage (%)	0	100	40	60

3.1.1.1.3. Gestion des pesticides dans les magasins de vente

3.1.1.1.3.1. Situation géographique des magasins

Tous les revendeurs de produits phytosanitaires à Guessabo disposent de magasins. Il ressort de l'enquête que 10 % de ces magasins sont isolés des habitations par contre 90 % d'entre eux sont non isolés des habitations et non sécurisés (Figure 17 A). Dans la majorité des cas, 70 % des magasins sont situés dans le marché de Guessabo contre 30 % en dehors du marché (Figure 17 B).

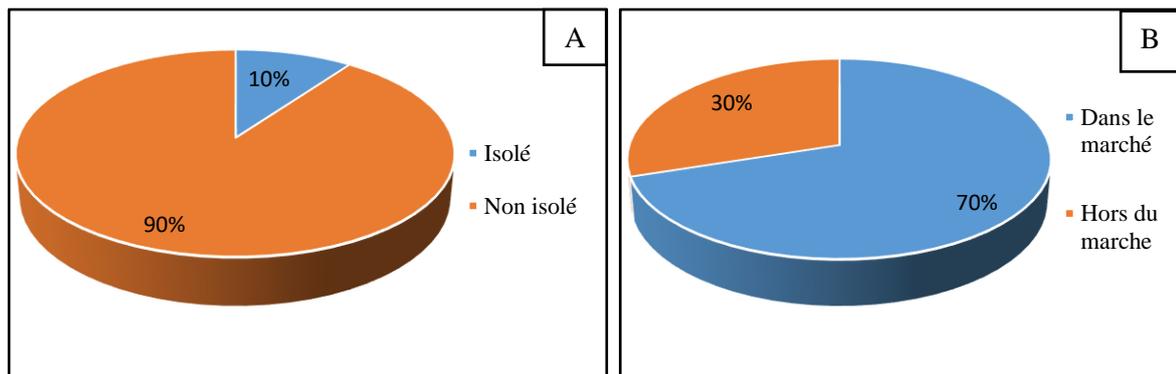


Figure 17 : Localisation des magasins de vente de pesticides à Guessabo

A = magasins isolés ou non isolés des habitations ; B = magasins situés dans le marché ou hors du marché

3.1.1.1.3.2. Gestion des pesticides dans les magasins

La fiche de stockage est très utile dans la gestion des pesticides pour faciliter une meilleure traçabilité de ceux-ci dans le magasin. Seulement 10 % des revendeurs de pesticides à Guessabo disposent d’une fiche de stockage, contre 90 % qui n’en disposent pas (Tableau XIII). Aucun revendeur ne dispose d’une fiche technique de sécurité pour la gestion sécurisée des pesticides.

Tableau XIII : Gestion des fiches de stockages et de sécurités dans les magasins à Guessabo

Magasins de vente de pesticides	Dispose de fiche de stockage	Ne dispose pas de fiche de stockage	Dispose de fiche de sécurité	Ne dispose pas de fiche de sécurité
Nombres	1	9	0	10
Pourcentage (%)	10	90	0	100

Tous les revendeurs étalent des échantillons de pesticides devant les magasins de façon à attirer la clientèle (Tableau XIV). Les commerçants ne disposent non plus de kits de secours dans leur magasin.

Tableau XIV: Exposition des échantillons devant les magasins et gestion des kits de secours

Magasins de vente de pesticides	Exposition de d'échantillon de pesticides	Pas d'exposition d'échantillon de pesticides	Dispose de kits de secours	Ne dispose pas de kits de secours
Nombres	10	0	0	10
Pourcentage (%)	100	0	0	100

Les produits périmés sont retrouvés dans 80 % des magasins de ventes. Les revendeurs vendent ces produits périmés au prix habituel de vente tandis que 20 % baissent le prix pour pouvoir les écouler (Tableau XV). La gestion des fuites de pesticides est quasi-inexistante. Les boites percées étaient ensachées et gardées dans un angle du magasin pour être utilisées plus tard par eux même dans les champs.

Tableau XV : Gestion des produits périmés et des fuites dans les magasins

Magasins de ventes de pesticides	Baisse de prix des produits périmés	Pas de baisse de prix des produits périmés	Fuite de pesticides	Pas de fuite de pesticides
Nombres	2	8	0	10
Pourcentage (%)	20	80	0	100

3.1.1.1.4. Caractéristiques des pesticides distribués

3.1.1.1.4.1. Types de produits distribués

Les insecticides et les herbicides sont les produits phytosanitaires distribués à Guessabo avec des pourcentages respectifs de 44,3 % et 55,7 %. L'étude a recensé au total 22 variétés de substances actives. Parmi ces produits, 55 % étaient homologués par le Comité Sahélien de Pesticides et 45 % non homologués. S'agissant de la péremption, 29 % des produits dans les magasins étaient périmés (Figure 18).

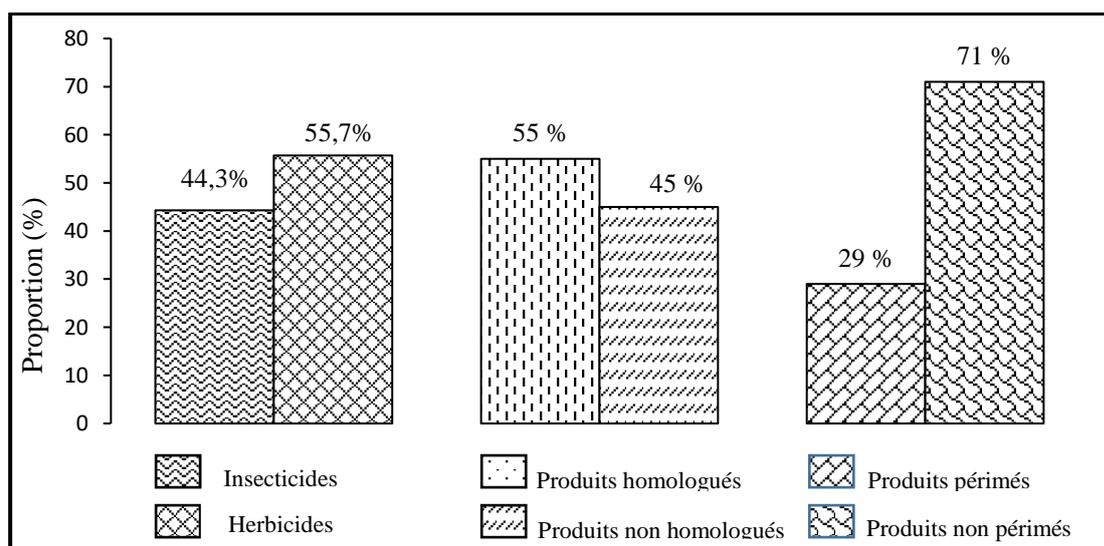


Figure 18 : Caractéristiques des pesticides retrouvés dans les magasins à Guessabo

Le tableau XVI montre les formulations des pesticides retrouvées à Guessabo. Elles sont dominées par les produits concentrés émulsionnables (EC), les concentrés solubles en suspension (SL) et les substances concentrées (SC).

Tableau XVI : Formulations des pesticides dans les magasins

Formulations	Nombre de fois cité	Pourcentage (%)
EC	51	48
SL	24	22
SC	15	14
SG	6	6
WG	4	4
WP	3	3
SP	3	3

EC : concentré émulsionnable ; SL : concentré soluble suspension ; SC : substances concentrées ; SG : granulés solubles dans l'eau ; WG : granulés à disperser dans l'eau ; WP : poudre mouillable ; SP : poudre soluble

Le tableau XVII présente la répartition des matières actives des différents produits phytosanitaires recensés avec les revendeurs à Guessabo. Les principales matières actives sont le Glyphosate, la lambda-cyhalothrine, la cyperméthrine, le 2,4-D, l'acétamipride, et l'imidaclopride. Par contre, le cyhalofop-butyl, le mancozèbe, le cymoxanil, le propiconazole, le chlorothalonil et le trichlorophénol sont en minorité dans les magasins.

Tableau XVII : Pesticides retrouvés dans les magasins à Guessabo

N°	Nom commercial	Matières actives	Classes FAO/OMS	Types de pesticides	Types de cultures	Homologation
1	DINI PRO 10 GR	Difenoconazole : 10 g/kg	III	Fongicide	Hévéa	17 1868 Fo
2	FORMUL 10 GR	Triadimenol : 10 g/kg	III	Fongicide	Hévéa	14 1467 FO
3	MANCOZAN 80 % WP	Mancozèbe:800 g/kg	III	Fongicide	Cultures maraîchères et vivrières	10 0926 Fo
4	AGRI-HERBE	2,4-D Sel Amine : 720 g/L	III	Herbicide	Riz, Mais	16 1853 He
5	BABATCHE 40 SC	Nicosulfuron 40 g/L	II	Herbicide	Mais	151664 He
6	BIBANA 480 SL	Glyphosate 480 g/L	III	Herbicide	Toutes plantations, Jachères, et autres espaces non cultivés	131385 He
7	GLYDEL 480 SL	Glyphosate 480 g/L	III	Herbicide	Toutes cultures, jachères	NL
8	GLYPHADER 360 SL	Glyphosate 360 g/L	III	Herbicide	Toutes plantations, Jachères, et autres espaces non cultivés	980428 He
9	GLYPHALM 500 WG	Glyphosate 500 g/kg	III	Herbicide	Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	05 0686 He
10	GLYPHOMAX 720 SG	Glyphosate 720 g/l	III	Herbicide	Toutes plantations, Jachères	14 1515 He
11	HERBEXTRA 720 SL	2,4 D de Sel d'amine 720 g/L	II	Herbicide	Riz, Palmier à huile	960341 He
12	HERBIGRO 720 SL	2,4 D de Sel d'amine 720 g/L	II	Herbicide	Riz	040663 He
13	HERBUS Plus 720 SL	2,4 D de Sel d'amine 720 g/L	II	Herbicide	Riz et Mais	100938 He
14	HERCULE 480 SL	Glyphosate 480 g/L	III	Herbicide	Toutes plantations, jachères et autres espaces non cultivés	090887 He
15	LADABA 480 SL	Glyphosate Sel d'isopropylamine 480 g/l	III	Herbicide	Toutes cultures, jachères et autres espaces non cultivés	121175 He
16	MARA 780 SG	Glyphosate : 780 g/kg	III	Herbicide	Toutes cultures, Jachères	15 1678 He
17	RAJA 380 WG	Glyphosate : 680 g/kg	III	Herbicide	Toutes Cultures, Jachères	19 2193 He

Résultats et discussion

18	RANGRO 480 SL	Glyphosate Sel d'isopropylamine 480 g/L	III	Herbicide	Toutes cultures, jachères	161760 He
19	RAPID MAX 480 SL	Glyphosate 480 g/Kg	III	Herbicide	Toutes plantations, jachères	141517 He
20	RAPID MAX 750 WG	Glyphosate 750 g/Kg	III	Herbicide	Toutes plantations, jachères et autres espaces non cultivés	111053 He
21	RAVAGE 360 SL	Glyphosate acide 360 g/L	III	Herbicide	Toutes plantations, jachères	141514 He
22	TASMAN 360 SL	Glyphosate 360 g/L	III	Herbicide	Toutes plantations, Jachères, et autres espaces non cultivés	090871 He
23	WURA SUPER 757 WG	Glyphosate : 757 g/kg	III	Herbicide	Toutes cultures, Jachères et autres espaces non cultivés	12 1167 He
24	AKATE WURA 50 SC	Imidaclopride 30 g/L Bifenthrine 20 g/L	III	Insecticide	Cacao	13 1272 ln
25	BLINDE 20 EC	Lambdacyhalothrine 10 g/L Acétamipride 10 g/L	III	Insecticide	Cacao	111046 ln
26	CAOMINE 40 EC	Cyperméthrine 20g/L Acétamipride 20g/L	II	Insecticide	Cacao	13 1268 ln
27	CAO-NET	Imidaclopride : 30 g/l	III	Insecticide	Cacao	05 0688 ln
28	CAOPUR Super 60 EC	Acétamipride 30 g/L Bifenthrine 30 g/L	II	Insecticide	Cacao	13 1277 ln
29	CAOSTAR 60 EC	Imidaclopride 60 g/l	II	Insecticide	Cacao	13 1276 ln
30	CAO-TIMA	Imidaclopride 30 g/l	III	Insecticide	Cacao	04 0656 ln
31	CAOTOP 30 SC	Imidaclopride : 30 g/l	II	Insecticide	Cacao	11 1025 ln
32	CATAPULTE 25 EC	Imidaclopride 15 g/L Bifenthrine 10 g/L	III	Insecticide	Cacao	10 0936 ln
33	ESPOIR 50 EC	Cyperméthrine 50 g/L	III	Insecticide	Cultures maraichères	151568 ln/Ac
34	GAWA 30 SC	Imidaclopride 30 g/l	III	Insecticide	Cacao	02 0585 ln
35	GROSUDINE Super 50 EC	Imidaclopride 30g/L Bifenthrine 20g/L	III	Insecticide	Cacao	19 2209 ln
36	JARDIN 100 EC	Cyperméthrine 100 g/L	III	Insecticide	Cultures maraichères	14 1429 ln

Résultats et discussion

37	ONEX Super 40 EC	Acétamipride 20g/L Cyperméthrine 20g/L	III	Insecticide	Cacao, Anacardier	11 1044 ln
38	REZO 50 EC	Cyperméthrine 50 g/L	II	Insecticide	Cultures maraichères	151569 In/Ac
39	SYNERFEN Plus 50 SC	Imidacloprid 30 g/L Bifenthrine: 20 g/L	III	Insecticide	Cacao	11 1087 ln
40	THIOSULFAN 60 EC	Imidaclopride : 60 g/l	III	Insecticide	Cacao	07 0739 ln
41	TONNERRE 88 EC	Cyperméthrine 72 g/L Acétamipride 16 g/l	III	Insecticide	Cacao	14 1416 ln
42	TORO 40 EC	Acétamipride 20g/L Deltaméthrine 20 g/l	II	Insecticide	Cacao, Anacarde	121242 ln
43	TROPICAO 30 SC	Imidaclopride : 30 g/l	III	Insecticide	Cacao	06 0693 ln
44	TURBO ACTION 45 EC	Lambdacyhalothrine 15 g/L Imidaclopride 30 g/L	II	Insecticide	Cacao	10 0931 ln
45	ALMEPHON 50 SL DR	Ethephon : 50 g/kg	II	Régulateur	Hévéa	02 0592 Pp
46	BOOSTER 5 % PA	Ethephon : 50 g/kg	III	Régulateur	Hévéa	13 1409 Pp
47	CALLEL 5 % PA	Ethephon : 50 g/kg	III	Régulateur	Hévéa	99 0452 Pp
48	HEVEA FENDAIS 300 EC	TCMTB 300 g/L	III	Régulateur	Hévéa	16 1802 Fo
49	BORE		NL			NL
50	NUTRIGOFOL		NL			NL
51	TROPIDAN Super		NL			NL

NL : Non Listé

3.1.1.2. Pratiques des agriculteurs de Guessabo

3.1.1.2.1. Profil sociodémographique des agriculteurs

L'utilisation des pesticides à Guessabo est une activité majoritairement dominée par les hommes avec un pourcentage de 71,13 % contre 28,57 % représentant celui des femmes (Tableau XVIII).

Tableau XVIII : Caractéristiques des agriculteurs

agriculteurs	hommes	femmes
nombres	101	41
Pourcentage (%)	71,13	28,87

Le tableau XIX donne la répartition des agricultures selon leur âge. L'âge minimum des utilisateurs de pesticides est 18 ans et l'âge maximum est 73 ans. La classe d'âge la plus représentée est comprise entre 41 et 50 ans. Plus de 50 % des utilisateurs des pesticides ont moins de 60 ans. Cependant, un pourcentage de 16,20 % est observé pour les plus de 60 ans.

Tableau XIX : Répartition des producteurs selon l'âge

Tranche d'âge (ans)	10-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	Total
Nombre	09	22	24	46	18	14	09	142
Pourcentage (%)	6,34	15,49	16,90	32,39	12,68	9,86	6,34	100

3.1.1.2.2. Niveau d'étude et formation professionnelle des agriculteurs

Les producteurs n'ayant aucun niveau d'étude représentent 53,85 %. Ceux qui ont un niveau primaire représentent 30,77 % et n'arrivent pas à lire sur les emballages des produits. Ceux qui ont un niveau secondaire (15,38 %) ne suivent pas les renseignements de bonnes pratiques agricoles (Figure 19 A). Ils affirment à 95 %, ne pas avoir reçu de formation quant à l'utilisation des produits phytosanitaires (Figure 19 B).

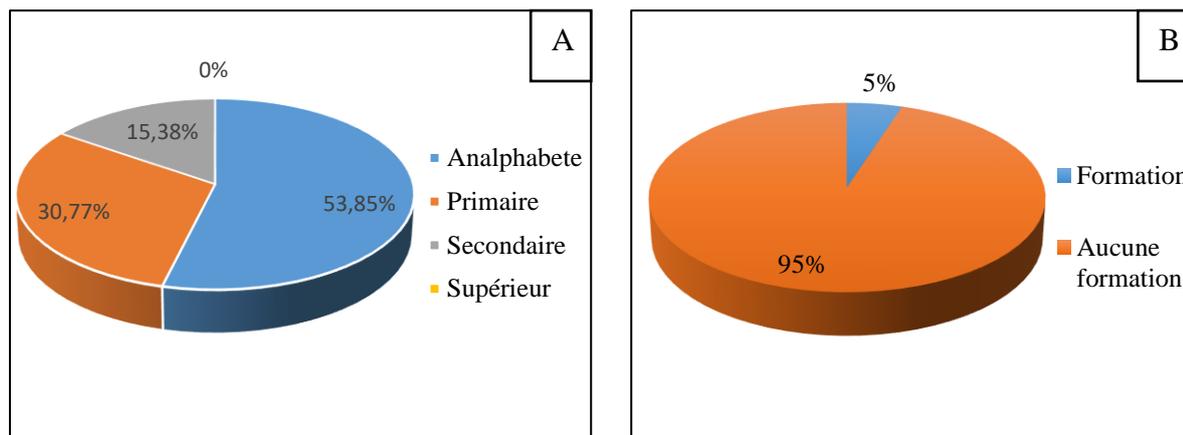


Figure 19 : Niveau d'étude et formation professionnelle des agriculteurs à Guessabo
A = Niveau d'étude des agriculteurs ; **B** = Formation en agriculture

A Guessabo, 49,30 % des agriculteurs ont une expérience professionnelle comprise entre 6 et 10 ans, contre 30,30 % pour ceux dont l'expérience professionnelle est moins de 6 ans. On relève par ailleurs que seuls 3,5 % de cette population ont plus de 20 ans d'expérience (Tableau XX). Malgré cette ancienneté, des risques d'exposition liés à l'utilisation des pesticides sont observés.

Tableau XX : Expériences professionnelles

Expériences (ans)	0-5	5-10	11-20	21 et plus	Total
Nombre	43	70	24	5	142
Pourcentage (%)	30,30	49,30	16,90	3,5	100

3.1.1.2.3. Principaux types de cultures recensées chez les producteurs et fréquences d'épandages de pesticides

Quinze différentes cultures sont produites par les agriculteurs aux alentours du fleuve à Guessabo (Figure 20). Les cultures vivrières saisonnières occupent 80 % des cultures des producteurs. Les cultures de rente comme le café, le cacao et l'hévéa sont enregistrées à 20 % sur les rives du fleuve Sassandra à Guessabo.

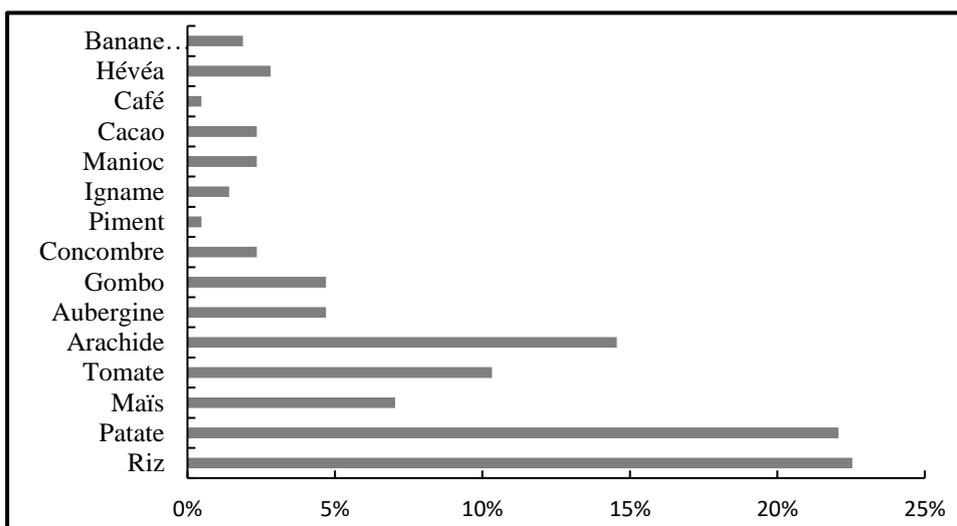


Figure 20 : Pourcentages des cultures recensées aux alentours du fleuve à Guessabo

En ce qui concerne la fréquence d'épandage de pesticides sur période agricole (environ 2 mois pour les cultures vivrières sur les rives du fleuve), 51,09 % des agriculteurs traitent au moins deux fois leur parcelle avec les pesticides, suivi par ceux qui le font une fois au moins (39,13 %). Pour la plupart de ceux qui sont sur les rives, certains pulvérisent leur champ au moins trois fois sur la période agricole (7,61 %) et d'autres vont jusqu'à quatre traitements sur la même période (2,17 %) (Figure 21). Très souvent, les délais avant récolte sont influencés par la montée du niveau du fleuve susceptible d'engloutir la production.

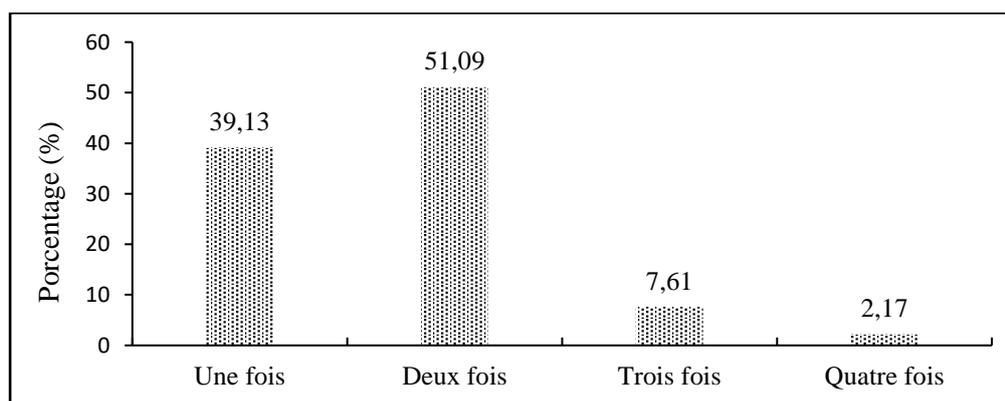


Figure 21 : Fréquence bimensuelle d'épandage de pesticides sur les parcelles

Les cultures vivrières sont faites dans les cuvettes du fleuve lors du recule de l'eau de son lit. La Zone de Non Traitement (ZNT) entre le fleuve et les cultures est de 10 ± 5 mètres. Cette zone représente la distance de sécurité à respecter entre le fleuve et les champs agricoles nécessitant des intrants susceptibles d'agresser ce milieu (Figure 22).

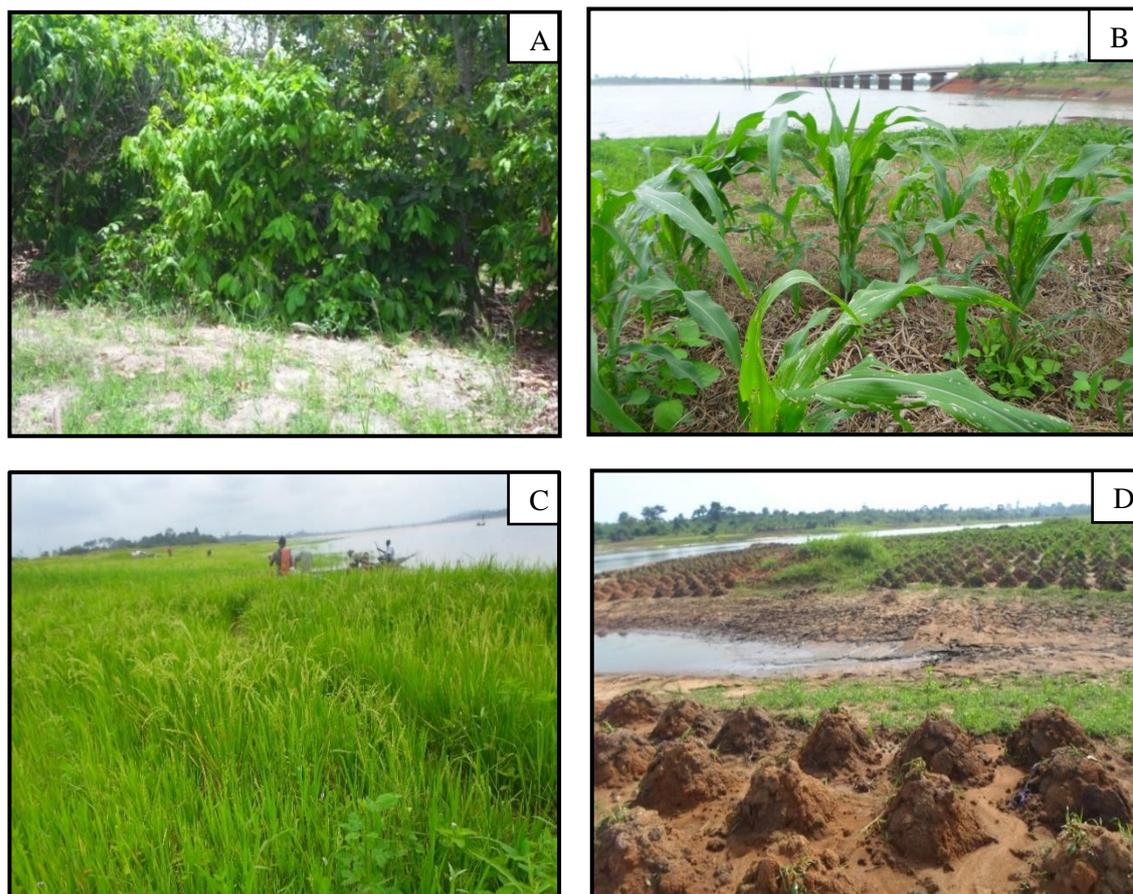


Figure 22 : Quelques cultures recensées aux alentours du fleuve Sassandra à Guessabo

A = Culture de cacao ; **B** = Culture de maïs ; **C** = Culture du riz ; **D** = Culture de patates douces

3.1.1.2.4. Utilisation et gestion des pesticides par les producteurs

3.1.1.2.4.1. Pesticides utilisés par les Producteurs

Les proportions de pesticides utilisées dans les champs aux alentours du fleuve sont données dans le tableau XXI. Ces familles sont principalement constituées des herbicides (72,45 %) et des insecticides (27,55 %). L'herbicide est utilisé pour deux raisons, le désherbage total des parcelles avant semis et l'élimination de mauvaises herbes avant et la post-levée des cultures. L'insecticide est utilisé pour la protection des plantes contre les ravageurs. Par ailleurs, le glyphosate et l'acétamipride sont respectivement l'herbicide et l'insecticide les plus appréciés des agriculteurs. Néanmoins, les herbicides dans leur ensemble, cumulent un taux d'utilisation supérieur aux insecticides.

Tableau XXI : Proportion des substances actives retrouvées sur les parcelles

Familles de pesticide	Matières actives	Nombre de fois cité	Pourcentage (%)
Herbicide (72,45 %)	Glyphosate	101	44,89
	Metsulfuron-methyl	20	8,89
	2,4 D	18	8,00
	Isopropylamine	15	6,67
	Ester de méthyle Haloxyfop-R	5	2,22
	Nicosulfuron	4	1,78
Insecticide (27,55 %)	Acétamipride	16	7,11
	Lambdacyhalothrine	13	5,78
	Cyperméthrine	11	4,89
	Deltaméthrine	11	4,89
	Imidaclopride	6	2,67
	Bifenthrine	4	1,78
	Carbofuran	1	0,44

Certains agriculteurs ne se limitent plus aux pesticides recommandés en maraîchage ni aux doses recommandées. Ils font recours aux pesticides chimiques destinés à la culture pérenne pour combattre les insectes dans le maraîchage. Le tableau XXII présente l'ensemble des pesticides recensés et utilisés par les producteurs dans leurs champs sous les différents noms commerciaux. Un total de trente-trois produits est consigné dans le tableau comprenant les informations telles que le nom commercial, les matières actives, le type de pesticide, l'homologation ainsi que leur classe de toxicité OMS. Vingt-un produits retrouvés à Guessabo sont homologués en Côte d'Ivoire, sept sont non listés et cinq non déterminés dans la base d'homologation des pesticides en Côte d'Ivoire. Parmi ceux qui sont homologués, quinze sont qualifiés de toxicité III, c'est-à-dire modérément toxique pour l'homme et les six autres sont de toxicité II, c'est-à-dire légèrement toxique.

Tableau XXII : Pesticides répertoriés chez les producteurs à Guessabo

N°	Noms commerciaux	Matières actives	Classe FAO/ OMS	Types de pesticides	Dose d'application	Types de cultures	Homologation	Maisons de distribution
01	BIBANA 480 SL	Glyphosate 360g/L	III	Herbicide liquide	4 L/ha	Plantations, Jachères et autres espaces non cultivés	11 1027 He	NSGMCI
02	CACAO Super 40 EC	Acétamipride : 20 g/l Bifenthrine : 20 g/l	III	Insecticide	0,5 L/ha	Cacao	09 0836 In	PHYTOTOP
03	CALLIFAN Super 40 EC	Acétamipride: 20 g/l Bifenthrine : 20 g/l	III	Insecticide	0,5 L/ha	Cacao	06 0717 In	CALLIVOIRE
04	CAO-Net 30 SC	Imidaclopride	II	Insecticide	1 L/ha	Cacao	05 0688 In	AF-CHEM SOFACO
05	CATAPULTE 25 EC	Imidaclopride 15g/L Bifenthrine 10g/L	III	Insecticide		Cacao	10 0936 In	CHP
06	CYPERMAX 50 EC	Cypermethrine 50 g/l	III	Insecticide	1 L/ha	Cultures maraichères	14 1430 In	AFRIQUE PHYTO PLUS
07	FANGA 777 SG	Glyphosate 777 g/kg	II	Herbicide poudre	1 à 3 L/ha	Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	09 0886 He	VOLCAGRO-CI
08	FELITHRINE 50 EC	Lambdacyhalothrine	II	Insecticide		Cultures Maraichères	11 1050 In	CHP
09	FURADAN 5 GR	Carbofuran : 5%	II	Insecticide		Ananas, Banane, Canne à sucre, Cultures Maraichères et vivrières, Maïs	90 0091 In/Ac	LDC CÔTE D'IVOIRE
10	GLYPHADER 360 SL	Glyphosate 360g/L	III	Herbicide liquide	3 à 6 L/ha	Ananas, Banane, Palmier à huile, Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	02 0584 He	ALM-AFRIQUE DE L'OUEST
11	GLYPHADER 75 SG	Glyphosate	III	Herbicide solide	1,5 à 4 L/ha	Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	09 0835 He	LDC CÔTE D'IVOIRE
12	GROSUDINE Super 50	Imidaclopride 30g/L Bifenthrine 20g/L	III	Insecticide	0,5 L/ha	Cacao	10 0932 In	ALL-GRO
13	HERBIGRO 720 SL	2,4 D de Sel d'amine 720 g/L	II	Herbicide liquide		Riz	04 0663 He	ALL-GRO
14	HERBEXTRA 720 SL	2,4 D de Sel d'amine 720 g/L	II	Herbicide liquide	2 à 4 L/ha	Riz, Maïs, Canne à sucre	96 0341 He	LDC CÔTE D'IVOIRE
15	HERCULE 480 SL	Glyphosate 480g/L	III	Herbicide liquide	2 à 6 L/ha	Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	09 0887 He	VOLCAGRO

Résultats et discussion

16	KABAMAX 40 SC	Nicosulfuron 40g/L	III	Herbicide liquide	1 à 1,5 L/ha	Maïs	13 1336 He	VOLCAGRO
17	KALACH Extra 700 SG	Glyphosate 700 g/kg	III	Herbicide solide	1 à 4 Kg/ha	Jachères, Plantations et autres espaces non cultivés	07 0747 He	CALLIVOIRE
18	LADABA 480 SL	Glyphosate sel d'Isopropylamine : 480 g/l	III	Herbicide liquide		Toutes cultures, Jachères et autres espaces non cultivés	12 1175 He	LDC CÔTE D'IVOIRE
19	RANGRO 757 WG	Glyphosate 757 g/kg	III	Herbicide solide		Plantations, Jachères et autres espaces non cultivés	11 1090 He	ALL-GRO
20	RAPIDMAX 750 WG	Glyphosate 750 g/kg	III	Herbicide poudre		Plantations, Jachères et autres espaces non cultivés	11 1053 He	CHP
21	THIOSULFAN 60 EC	Imidaclopride : 60 g/L	III	Insecticide		Cacao	07 0739 In	LDC COTE D'IVOIRE
22	TITAN 200 WP	Metsulfuron-methyl 200g/kg	III	Herbicide	50 à 200 g/ha	Riz Palmier à huile	11 1059 He	VOLCAGRO-CI
23	TORO Plus 40 EC	Acétamipride 20 g/L Deltaméthrine 20 g/L	II	Insecticide	0,5 L/ha	Riz	12 1242 In	AF-CHEM SOFACO
24	BAZOOKA	2,4-D Sel d'amine 720 g/L	III	Herbicide	2 à 4 L/ha	Riz, Maïs, Canne à sucre	131346 He	AFRIQUE PHYTO PLUS
25	Décis 25 EC	Deltaméthrine	ND	Insecticide		ND	ND	ND
26	LAMBDA SUPER 25 EC	Lambdacyhalothrine : 25 g/l	ND	Insecticide		ND	ND	ND
27	RANGRO 480 SL	Glyphosate 480 SL	ND	Herbicide liquide		ND	ND	ND
28	RAPIDMAX 480 SL	Glyphosate 480 SL	ND	Herbicide liquide		ND	ND	ND
29	THIODAN Super	Acétamipride Bifenthrine	ND	Insecticide		ND	ND	ND
30	TIOTEPHAN	NL	NL	NL		NL	NL	NL
31	TOUT PUISSANT 480 SL	Glyphosate Sel Isopropylamine	ND	Herbicide liquide		ND	ND	ND
32	VOLCAO	NL	NL	NL		NL	NL	NL

NL : Non Listé, ND : Non Déterminé

3.1.1.2.4.2. Gestion des restes de pesticides et des fonds de cuve de rinçage

Tout le contenu de la boîte de pesticide, une fois ouverte est utilisée sur la parcelle dans 18,49 % de cas des producteurs. Pour ceux qui conservent leur reste de pesticide, 38,04 % le font à leur domicile, 43,47 % dans les champs pour une seconde réutilisation plus tard sur la même parcelle (Figure 23 A). La majorité des producteurs dans 94,56 % de cas préfèrent verser leur produit de rinçage sur la parcelle. Par contre, 5,44 % versent ce fond de rinçage sur les herbes aux alentours de leur parcelle (Figure 23 B).

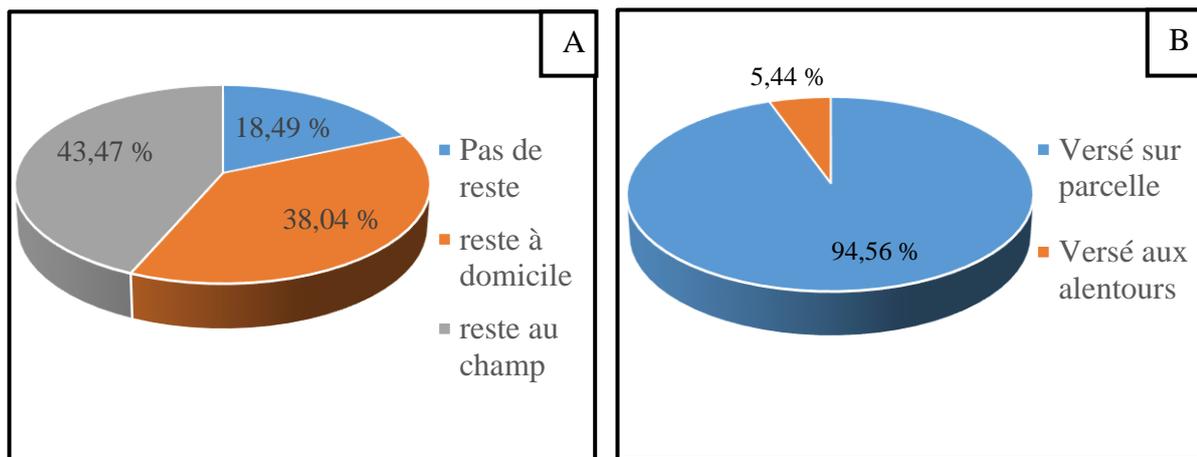


Figure 23 : Gestion des restes de pesticides et des fonds de cuves de rinçage
A = Lieu de conservation de reste de pesticide ; B = Lieu de déversement des fonds de rinçage

3.1.1.2.4.3. Gestion des emballages vides des pesticides après usage

Après utilisation de leur contenu, 69,56 % des producteurs abandonnent les emballages vides dans la nature en les jetant dans les champs. 26,09 % d'entre eux brûlent ces emballages vides et 3,26 % les enfouissent en terre. Le reste des producteurs (1,09 %) les jettent dans le fleuve (Figure 24).

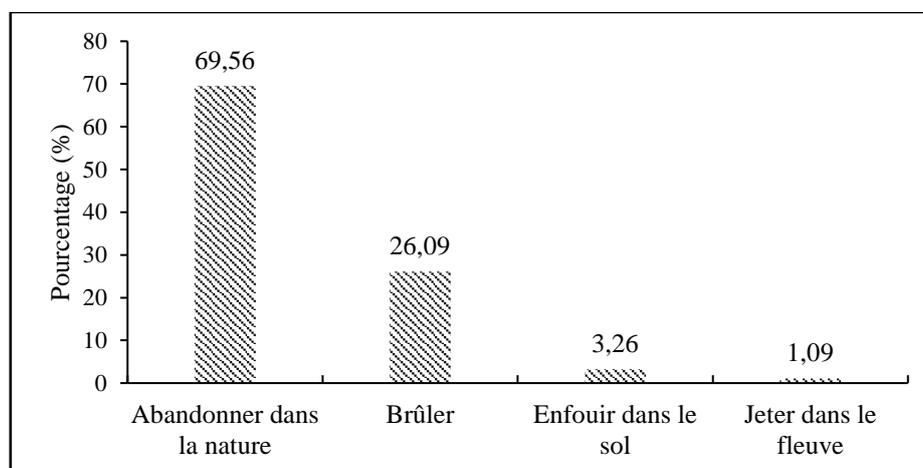


Figure 24 : Gestion des emballages vides des pesticides

3.1.1.2.4.4. Matériels de préparation des bouillies et équipement de protection

Certains producteurs (25 %) utilisent des seaux ou des bidons vides pour la préparation des bouillies de pesticides. Les autres (75 %) utilisent les fermetures des boîtes des pesticides pour les dosages (Figure 25 A). Les appareils utilisés pour l’application des pesticides dans les champs sont des pulvérisateurs portés sur le dos. 77,17 % des agriculteurs utilisent des habits non conformes pour manipuler les produits sur les parcelles cultivées. Ceux qui se protègent utilisent rarement un ensemble complet d’équipement de protection. Parmi eux, 4,35 % utilisent les gants, 2,17 % utilisent les masques et 15,22 % utilisent les bottes. Seulement 4,35 % d’entre eux affirment disposer d’une combinaison complète (Figure 25 B).

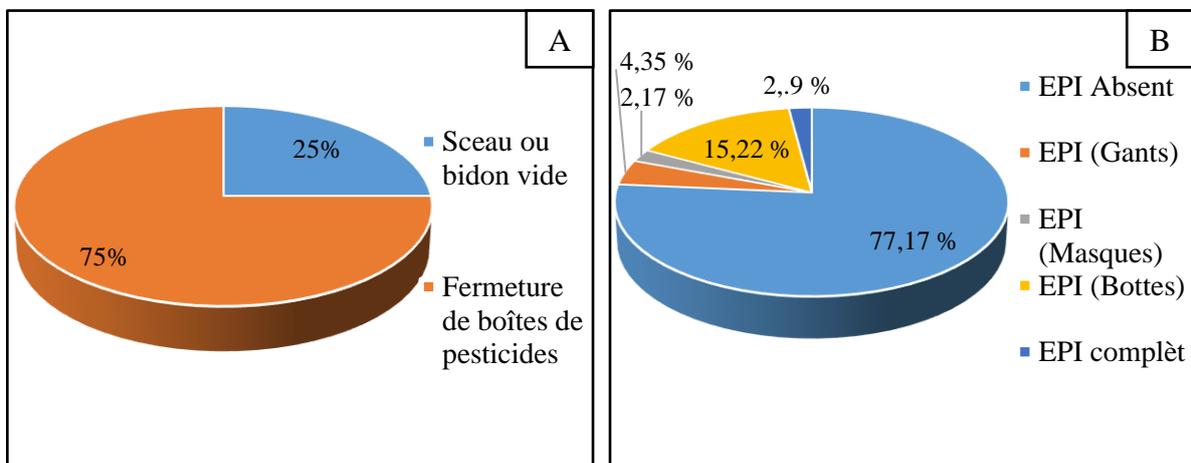


Figure 25 : Gestion des bouillies de traitement et équipement de protection
A = Gestion des bouillies de pesticides ; **B** = Gestion des Equipements de Protection Individuelle (EPI)

3.1.2. Contamination de l’eau et des sédiments par les pesticides

3.1.2.1. Caractéristiques physico-chimiques du fleuve à Guessabo

3.1.2.1.1. Potentiel d’Hydrogène

La figure 26 A présente la variation du pH du milieu selon les saisons. Le pH varie de 5,90 à 7,15 à la saison de basses eaux avec une valeur moyenne de $6,82 \pm 0,31$ et de 6,01 à 6,21 à la saison de hautes eaux. L’analyse statistique (Test, t) montre qu’il y’a une différence significative ($p < 0,05$) entre les saisons, concernant le pH. La valeur la plus élevée a été obtenue au cours des basses eaux tandis que la période des hautes eaux enregistre le pH le plus faible.

3.1.2.1.2. Température

La température du milieu varie très peu. Les valeurs sont comprises entre 25,31 et 28,80 °C avec une moyenne de $26,82 \pm 1,12$ °C toutes saisons confondues. La plus faible valeur

de température et la plus forte valeur ont été enregistrées à la période des basses eaux. Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'est observée entre les saisons pour la température (Figure 26 B).

3.1.2.1.3. Conductivité

L'évolution de la conductivité des eaux en fonction des saisons est présentée dans la figure 26 C. Les valeurs saisonnières de la conductivité varient de 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductivité la plus élevée est enregistrée pendant la saison des basses eaux (125 $\mu\text{S}/\text{cm}$) tandis que la plus faible valeur est obtenue pendant la saison des hautes eaux (75 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La conductivité des eaux ne varie pas significativement ($p > 0,05$) entre les saisons. En moyenne, la conductivité du milieu est de $93,84 \pm 17,3 \mu\text{S}/\text{cm}$.

3.1.2.1.4. Oxygène dissous

L'évolution des concentrations d'oxygène dissous en fonction des saisons est présentée dans la figure 26 D. Les concentrations de l'oxygène dissous présente une variation significative ($p < 0,05$) entre les saisons. La saison des hautes eaux, présente la plus forte teneur en oxygène dissous (7,21 mg/L) et la saison des basses eaux, la plus faible teneur (4,05 mg/L). La valeur moyenne en oxygène dissous est de $4,97 \pm 0,76 \text{ mg/L}$.

3.1.2.1.5. Transparence

Concernant la transparence des eaux du milieu, elle varie de 0,78 à 1,1 m pendant la période du lit mineur puis de 0,93 à 1,24 m durant la saison des hautes eaux. Sa valeur moyenne est de $0,93 \pm 0,096 \text{ m}$. La plus faible transparence a été enregistrée à la saison des basses eaux et la plus forte à la saison des hautes eaux. L'analyse statistique (ANOVA) montre une différence significative ($p < 0,05$) des valeurs de transparences entre les saisons (Figure 26 E).

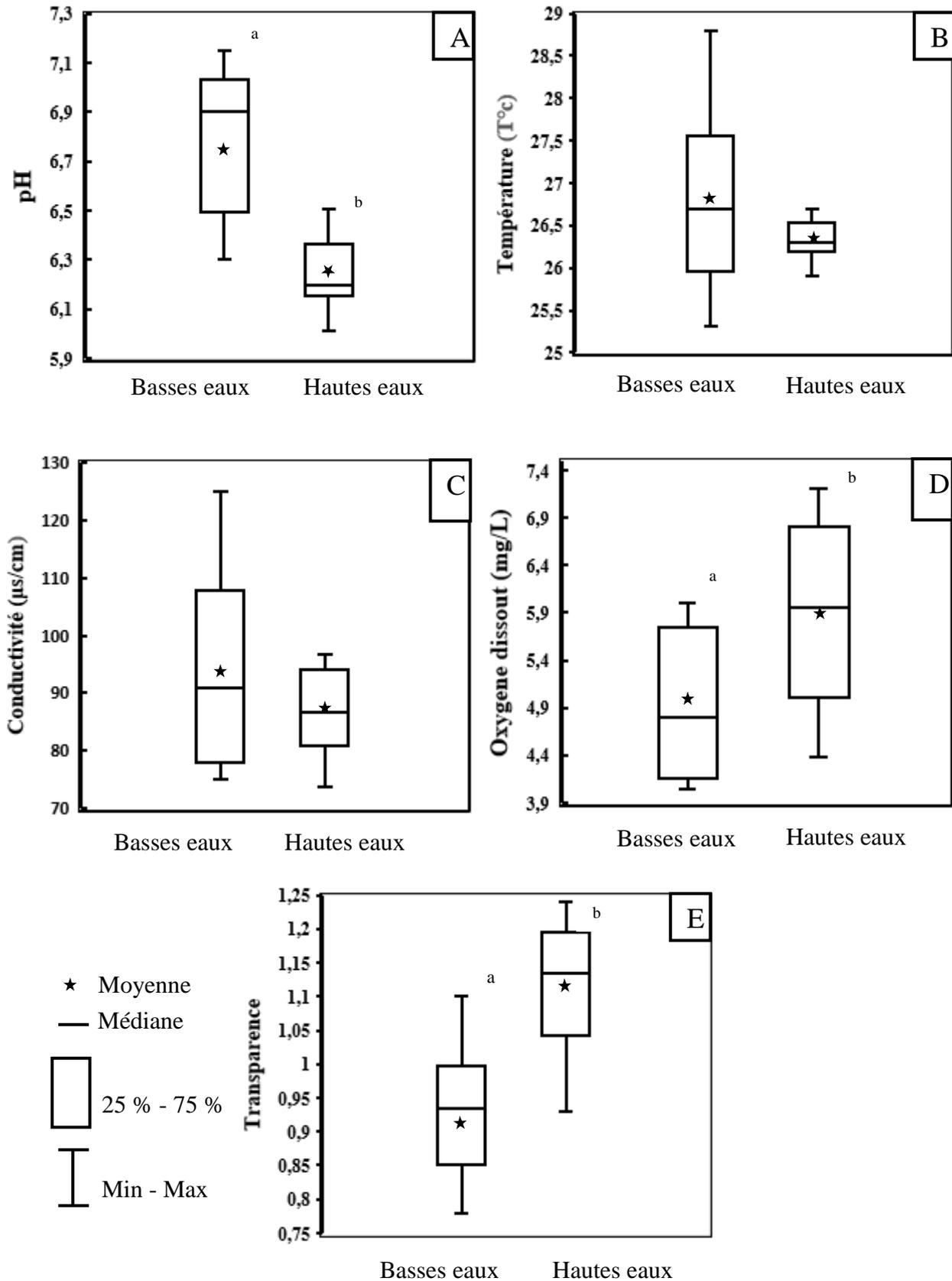


Figure 26 : Valeurs temporelles des paramètres physico-chimiques du fleuve mesurés *In-situ*

Les concentrations affectées de différentes lettres a et b sont significativement différentes au seuil de 0,05 pH (A), Température (B), Conductivité (C), Oxygène Dissous (D), Transparence (E)

3.1.2.2 Variation temporelle de résidus de pesticides dans l'eau du fleuve à Guessabo

3.1.2.2.1. Teneurs en pesticides de l'eau

Le tableau XXIII présente les concentrations saisonnières et annuelles de l'imidaclopride, l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine, la deltaméthrine, le glyphosate et le 2,4-D de l'eau du fleuve Sassandra à Guessabo. Les concentrations de tous les résidus de pesticides recherchés sont élevées en périodes de hautes eaux, que celles enregistrées en périodes de basses eaux.

Les valeurs de l'imidaclopride varient de $0,54 \pm 0,32$ µg/L en période de lit mineur à $2,35 \pm 1,51$ µg/L en périodes de hautes eaux. Celle de l'acétamipride est de $1,59 \pm 0,71$ µg/L en périodes de basses eaux et de $4,09 \pm 3,32$ µg/L en périodes de hautes eaux. L'analyse saisonnière montre aussi que les concentrations de la lambdacyhalothrine varient de $6,35 \pm 1,62$ µg/L en périodes de basses eaux à $49,96 \pm 25,92$ µg/L en périodes de hautes eaux tandis que celles de la cyperméthrine, varient de $0,41 \pm 0,33$ µg/L à $0,90 \pm 0,77$ µg/L, respectivement en en périodes de basses eaux et en périodes de hautes eaux. Quant à la concentration de la deltaméthrine, elle varie de $0,62 \pm 0,04$ µg/L à la période de basses eaux à $2,88 \pm 0,02$ µg/L à la période de hautes eaux et la concentration du glyphosate est de $1,04 \pm 0,41$ µg/L en périodes de basses eaux tandis qu'à la période de hautes eaux cette concentration est de $2,31 \pm 1,72$ µg/L. La valeur de la concentration de 2,4-D enregistrée en période de lit mineur est de $0,78 \pm 0,30$ µg/L et celle observée en périodes de hautes eaux est de $1,74 \pm 1,31$ µg/L. L'analyse statistique montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les saisons hydrologiques concernant l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, la deltaméthrine et le glyphosate. Par contre les concentrations de l'acétamipride, de la cyperméthrine et du 2,4-D ne montrent aucune différence significative ($p > 0,05$) entre ces saisons. La concentration moyenne annuelle de la lambdacyhalothrine est la plus élevée dans l'eau du fleuve avec une valeur de $28,16 \pm 28,11$ µg/L. Quant à la Cyperméthrine, elle présente la plus faible concentration moyenne annuelle dans la colonne de l'eau du fleuve avec une valeur de $0,65 \pm 0,061$ µg/L.

Tableau XXIII : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) périodiques des résidus de pesticides (Moyenne \pm écart-type) de l'eau du fleuve Sassandra à Guessabo

Résidus de pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	0,54 \pm 0,32 ^a	2,35 \pm 1,51 ^b	01,44 \pm 1,41
Acétamipride	1,59 \pm 0,71	4,09 \pm 3,32	02,84 \pm 2,63
Lambdacyhalothrine	6,35 \pm 1,62 ^a	49,96 \pm 25,92 ^b	28,16 \pm 28,11
Cyperméthrine	0,41 \pm 0,33	0,90 \pm 0,77	0,65 \pm 0,061
Deltaméthrine	0,62 \pm 0,04 ^a	2,88 \pm 0,02 ^b	01,75 \pm 1,62
Glyphosate	1,04 \pm 0,41 ^a	2,31 \pm 1,72 ^b	01,65 \pm 0,02
2,4-D	0,78 \pm 0,30	1,74 \pm 1,31	01,26 \pm 1,01

Les concentrations affectées de différentes lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.2.2.2. Corrélations entre les résidus de pesticides de l'eau

La matrice de corrélation (Tableau XXIV) présente les corrélations entre les concentrations des résidus de pesticides retrouvées dans l'eau du fleuve. L'observation de cette matrice montre une corrélation significative et négative entre l'acétamipride, la cyperméthrine et le glyphosate ($-0,70 \leq r \leq -0,60$). Des corrélations négatives existent entre l'acétamipride et la cyperméthrine ($r = -0,67$) et entre l'acétamipride et le glyphosate ($r = -0,68$). Les concentrations de l'acétamipride tendent à augmenter lorsque celles de la cyperméthrine et du glyphosate diminuent dans l'eau. Par ailleurs, les concentrations de la cyperméthrine et du glyphosate présentent une corrélation significative et positive ($r = 0,60$) dans l'eau du fleuve. Ces deux teneurs entretiennent une forte corrélation.

Tableau XXIV : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides dans l'eau ($\mu\text{g/L}$) du fleuve Sassandra à Guessabo

	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D
Imida	1,00						
Acéta	-0,11	1,00					
Lambda	0,36	0,15	1,00				
Cyper	0,08	-0,67*	0,10	1,00			
Delta	0,04	-0,08	0,13	-0,22	1,00		
Glypho	-0,13	-0,68*	-0,39	0,60*	-0,28	1,00	
2,4-D	0,03	-0,37	0,10	0,40	-0,38	-0,01	1,00

Les valeurs affectées d'une étoile (*) présentent une corrélation significative à $p < 0,05$;

Imida = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

3.1.2.2.3. Corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les résidus de pesticides dans l'eau

Le tableau XXV met en exergue la corrélation entre sept résidus de pesticides et cinq paramètres physico-chimiques de l'eau. Il existe une corrélation significative entre l'oxygène dissous et l'acétamipride ($r = 0,57$), entre l'oxygène dissous et la lambdacyhalothrine ($r = 0,50$) puis entre l'oxygène dissous et la deltaméthrine ($r = - 0,53$). La corrélation est aussi significative entre la température et la lambdacyhalothrine ($r = - 0,55$).

La corrélation est positive entre l'oxygène dissous et les résidus de l'acétamipride et de la lambdacyhalothrine dans le milieu. Par contre, les corrélations négatives sont observées entre l'oxygène dissous et la deltaméthrine puis entre la température et la lambdacyhalothrine. Le pH enregistre de faibles corrélations positives avec l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine et le glyphosate puis négatives avec l'acétamipride, la cyperméthrine, la deltaméthrine et le 2,4-D. La conductivité et la transparence également présentent de faibles corrélations avec les différents paramètres physico-chimiques.

Tableau XXV : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides ($\mu\text{g/L}$) et les paramètres physico-chimiques du fleuve Sassandra à Guessabo

	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D	pH	OD	Cond	T°C	Trans
Imida	1,00											
Acéta	-0,20	1,00										
Lambda	0,37	0,17	1,00									
Cyper	0,29	-0,71	0,22	1,00								
Delta	-0,12	-0,03	0,01	-0,22	1,00							
Glypho	0,01	-0,73	-0,39	0,57	-0,31	1,00						
2,4-D	0,00	-0,43	0,01	0,53	-0,45	0,16	1,00					
pH	0,06	-0,06	0,02	-0,01	-0,17	0,07	-0,11	1,00				
OD	-0,22	0,57*	0,50*	-0,09	-0,53*	-0,27	0,13	-0,11	1,00			
Cond	-0,37	0,31	-0,39	-0,41	-0,18	0,08	-0,06	-0,60	0,34	1,00		
T°C	-0,23	-0,11	-0,55*	-0,16	-0,49	0,33	0,21	0,64	-0,05	0,06	1,00	
Trans	0,24	-0,23	0,29	-0,15	0,17	0,11	-0,34	0,04	-0,18	-0,21	-0,18	1,00

Les valeurs affectées d'une étoile (*) présentent une corrélation significative à $p < 0,05$

Imida = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.
 pH = potentiel d'Hydrogène ; OD = Oxygène Dissous ; Cond = Conductivité ; T°C = Température ; Trans = Transparence.

3.1.2.3. Variation temporelle de résidus de pesticides dans les sédiments du fleuve à Guessabo

3.1.2. 3.1. Teneurs en pesticides des sédiments

Le tableau XXVI présente les concentrations périodiques de résidus de pesticides des sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo. Les concentrations de l'imidaclopride, l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la deltaméthrine, et le 2,4-D sont plus élevées en périodes de basses eaux qu'en périodes de hautes eaux, contrairement à celles de la cyperméthrine et du glyphosate qui sont plus élevées en hautes eaux qu'en basses eaux. Les concentrations de la lambdacyhalothrine et de l'acétamipride varient respectivement de $4,05 \pm 1,51$ mg/kg à $0,38 \pm 0,19$ mg/kg et de $0,68 \pm 0,11$ mg/kg à $0,16 \pm 0,10$ mg/kg de la saison de basses eaux à la saison de hautes eaux. Celles de la deltaméthrine, de l'imidaclopride et de 2,4-D varient aussi respectivement de $0,11 \pm 0,11$ mg/kg à $0,08 \pm 0,05$ mg/kg, de $0,08 \pm 0,04$ mg/kg à $0,07 \pm 0,04$ mg/kg et de $0,10 \pm 0,05$ mg/kg à $0,027 \pm 0,01$ mg/kg, de la période de basses eaux à la période de hautes eaux. Quant au glyphosate et la cyperméthrine, les teneurs varient respectivement de $0,37 \pm 0,19$ mg/kg à $0,09 \pm 0,04$ mg/kg et de $0,41 \pm 0,21$ mg/kg à $0,01 \pm 0,00$ mg/kg de la période de basses eaux à la période de hautes eaux. Cependant, une différence significative ($p < 0,05$) est notée entre les saisons uniquement pour l'imidaclopride, la deltaméthrine et le glyphosate. La lambdacyhalothrine enregistre la concentration moyenne annuelle la plus élevée dans les sédiments du fleuve avec une valeur de $2,21 \pm 2,05$ mg/kg. Quant au 2,4-D, il détient la plus faible concentration moyenne annuelle dans les sédiments du fleuve avec la valeur de $0,06 \pm 0,03$ mg/kg. L'analyse statistique (ANOVA) ne montre aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les saisons concernant l'acétamipride, la cyperméthrine, la lambdacyhalothrine et le 2,4-D.

Tableau XXVI : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides (Moyenne \pm écart-type) dans les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo

Matières actives	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	$0,08 \pm 0,04^a$	$0,07 \pm 0,04^b$	$0,07 \pm 0,04$
Acétamipride	$0,68 \pm 0,11$	$0,16 \pm 0,10$	$0,42 \pm 0,29$
Lambdacyhalothrine	$4,05 \pm 1,51$	$0,38 \pm 0,19$	$2,21 \pm 2,05$
Cyperméthrine	$0,01 \pm 0,00$	$0,41 \pm 0,21$	$0,21 \pm 0,20$
Deltaméthrine	$0,11 \pm 0,11^a$	$0,08 \pm 0,05^b$	$0,10 \pm 0,08$
Glyphosate	$0,09 \pm 0,04^a$	$0,37 \pm 0,19^b$	$0,23 \pm 0,19$
2,4-D	$0,10 \pm 0,05$	$0,027 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,03$

Les concentrations affectées des différentes lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.2.3.2. Corrélations entre les résidus de pesticides dans les sédiments

Les corrélations entre les concentrations des résidus de pesticides dans les sédiments sont présentées dans le tableau XXVII. Cette matrice montre une forte corrélation significative et positive entre l'acétamipride, la lambdacyhalothrine et le 2,4-D ($0,60 \leq r \leq 0,90$). L'acétamipride est aussi fortement corrélé, mais négativement à la concentration du glyphosate et à celle de la cyperméthrine ($-0,90 \leq r \leq -0,60$). La forte corrélation de la lambdacyhalothrine est positive au 2,4-D ($r = 0,79$). Cette concentration de la lambdacyhalothrine est fortement et négativement corrélée aux concentrations de la cyperméthrine et du glyphosate ($-0,80 \leq r \leq -0,60$). La forte corrélation est aussi positive entre le 2,4-D et la deltaméthrine puis négative entre le 2,4-D et le glyphosate.

La cyperméthrine est significativement et positivement corrélée avec le glyphosate ($r = 0,60$) puis négativement avec le 2,4-D ($r = -0,53$). La corrélation entre l'imidaclopride et les autres matières actives est faible et négative avec la cyperméthrine et la deltaméthrine.

Tableau XXVII : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides (mgL^{-1}) dans les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo

	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2, 4-D
Imida	1,00						
Acéta	0,25	1,00					
Lambda	0,09	0,88*	1,00				
Cyper	-0,21	-0,79*	-0,72*	1,00			
Delta	-0,08	0,32	0,44	-0,23	1,00		
Glypho	0,09	-0,70*	-0,65*	0,60*	-0,26	1,00	
2, 4 D	0,06	0,71*	0,79*	-0,54*	0,72*	-0,50	1,00

Les valeurs affectées d'une étoile présentent une corrélation significative à $p < 0,05$

Imida = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

3.1.2.4. Relations entre les résidus de pesticides dans l'eau et les sédiments

Le tableau XXIII présente la matrice de corrélation entre les résidus de pesticides de pesticides dans l'eau et celles enregistrées dans les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo.

L'analyse du tableau montre des corrélations entre l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine, la deltaméthrine, le glyphosate et le 2,4-D contenus dans

l'eau avec l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine, le glyphosate et le 2,4 -D contenus dans les sédiments.

Les corrélations sont positives entre la cyperméthrine dans les sédiments et l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine, la deltaméthrine dans l'eau. Elle est aussi positive entre le glyphosate dans les sédiments et l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, et la deltaméthrine dans l'eau. Cependant, ces corrélations sont négatives entre l'acétamipride dans les sédiments et toutes les matières actives dans l'eau sauf l'acétamipride. Ces corrélations sont aussi négatives entre la lambdacyhalothrine dans les sédiments et toutes les matières actives dans l'eau excepté l'acétamipride et le 2,4-D. Enfin, elles sont négatives entre le 2,4-D dans les sédiments et la lambdacyhalothrine et le glyphosate dans l'eau.

Ainsi il ressort que les concentrations de la cyperméthrine dans les sédiments tendent à augmenter avec celles de l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine dans l'eau. De la même façon, les teneurs du glyphosate dans les sédiments tendent aussi à augmenter avec celles de l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine et la deltaméthrine dans l'eau. Par contre, les concentrations de l'acétamipride et de la lambdacyhalothrine dans les sédiments tendent à augmenter contrairement aux matières actives dans l'eau qui diminuent.

Par ailleurs, de fortes corrélations existent entre l'acétamipride dans les sédiments et le glyphosate dans l'eau ($r = - 0,80$). Cette forte corrélation existe aussi entre l'acétamipride dans les sédiments et la lambdacyhalothrine dans l'eau ($r = - 0,74$) puis entre la lambdacyhalothrine dans les sédiments et le glyphosate dans l'eau ($r = - 0,73$). La forte corrélation est positive entre la cyperméthrine dans les sédiments et la deltaméthrine dans l'eau ($r = 0,75$) puis entre la cyperméthrine dans les sédiments et le glyphosate dans l'eau ($r = 0,74$) et enfin entre le glyphosate dans les sédiments et la lambdacyhalothrine dans l'eau ($r = 0,98$).

L'acétamipride dans l'eau ne présente aucune corrélation avec les matières actives dans les sédiments. Aussi l'imidaclopride et la deltaméthrine dans les sédiments, ne présentent aucune corrélation avec les matières actives dans l'eau.

Résultats et discussion

Tableau XXVIII : Matrice de corrélation entre les résidus de pesticides dans l'eau et les sédiments du fleuve Sassandra à Guessabo

	ImidaS	AcétaS	LambdaS	CyperS	DeltaS	GlyphoS	2, 4 DS	ImidaE	AcétaE	LambdaE	CyperE	DeltaE	GlyphoE	2, 4 DE
ImidaS	1,00													
AcétaS	0,25	1,00												
LambdaS	0,09	0,88*	1,00											
CyperS	-0,21	-0,79*	-0,72*	1,00										
DeltaS	-0,08	0,32	0,44	-0,23	1,00									
GlyphoS	0,09	-0,70*	-0,65*	0,60*	-0,26	1,00								
2, 4 DS	0,06	0,71*	0,79*	-0,54*	0,72*	-0,50	1,00							
ImidaE	0,04	-0,59*	-0,59*	0,63*	-0,05	0,67*	-0,40	1,00						
AcétaE	0,11	-0,39	-0,39	0,19	-0,11	0,43	-0,44	0,25	1,00					
LambdaE	0,00	-0,74*	-0,69*	0,64*	-0,23	0,98*	-0,53*	0,69*	0,46	1,00				
CyperE	-0,46	-0,52*	-0,39	0,53*	-0,20	0,40	-0,30	0,35	-0,30	0,41	1,00			
DeltaE	0,06	-0,62*	-0,61*	0,75*	-0,06	0,58*	-0,48	0,49	0,29	0,61*	0,18	1,00		
GlyphoE	-0,33	-0,80*	-0,73*	0,74*	-0,13	0,46	-0,53	0,49	0,05	0,52*	0,68*	0,46	1,00	
2, 4 DE	-0,16	-0,50	-0,42	0,19	-0,22	0,42	-0,27	0,33	-0,06	0,42	0,52*	0,09	0,38	1,00

Les valeurs affectées d'une étoile présentent une corrélation significative à $p < 0,05$

ImdaS = Imidaclopride dans sédiment ; AcétaS = Acétamipride dans sédiment ; LambdaS = Lambdacyhalothrine dans sédiments ; CyperS = Cyperméthrines sédiment ; DeltaS = Deltaméthrine sédiment ; GlyphoS = Glyphosate sédiment ; 2,4 D = 2,4 D sédiment.

ImdaE = Imidaclopride dans l'eau ; AcétaE = Acétamipride dans l'eau ; LambdaE = Lambdacyhalothrine dans l'eau ; CyperE = Cyperméthrines l'eau ; DeltaE = Deltaméthrine dans l'eau ; GlyphoE = Glyphosate dans l'eau ; 2,4 D E = 2,4 D dans l'eau.

3.1.2.5. Coefficient d'échange eau – sédiment

Le coefficient d'échange eau – sédiment caractérise la mobilité des matières actives de pesticides de l'eau vers les sédiments. Les coefficients d'échange annuels et saisonniers des différentes matières actives sont consignés dans le tableau XXIX.

La lambda-cyhalothrine présente des coefficients saisonniers les plus bas en saison sèche (15,6) et les plus élevés en saison pluvieuse (1308,3) par rapport aux autres matières actives.

La quasi-totalité des matières actives étudiées a son coefficient d'échange relativement plus élevé en saison pluvieuse qu'en saison sèche excepté la cyperméthrine qui présente l'effet contraire. Le coefficient d'échange de la cyperméthrine est 362,4 en saison sèche et de 22,2 en saison pluvieuse. Dans le bilan annuel, le coefficient d'échange eau - sédiment de la lambda-cyhalothrine (661,95) est le plus élevé contrairement à celui du glyphosate (98,85) qui est le plus bas.

Tableau XXIX : Coefficient d'échange eau – sédiment des résidus de pesticides du fleuve Sassandra à Guessabo

Matières actives	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	66,8	342,9	204,85
Acétamipride	23,4	261,4	142,4
Lambda-cyhalothrine	15,6	1308,3	661,95
Cyperméthrine	362,4	22,2	192,3
Deltaméthrine	54,8	359,1	206,95
Glyphosate	83,3	114,4	98,85
2,4 D	82	637,3	359,65

3.1.3. Contamination de *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* par les pesticides

3.1.3.1. Contamination de *Oreochromis niloticus* par les pesticides

3.1.3.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les organes de *Oreochromis niloticus*

3.1.3.1.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les branchies

Le tableau XXX présente les concentrations des résidus de pesticides dans les branchies de *Oreochromis niloticus* pêché à Guessabo. Ces concentrations présentent des différences

significatives entre les saisons hydrologiques ($p < 0,05$) pour tous les résidus de pesticides. Excepté la cyperméthrine, les concentrations des autres résidus de pesticides (imidaclopride, acétamipride, lambdacyhalothrine, deltaméthrine, glyphosate et 2,4-D) dans les branchies en périodes de basses eaux sont plus élevées que celles obtenues en périodes de hautes eaux. La lambdacyhalothrine enregistre les plus fortes concentrations par rapport aux autres matières actives en périodes de basses eaux ($4,44 \pm 0,46$ mg/kg) et en périodes de hautes eaux ($2,01 \pm 0,64$ mg/kg). Les faibles concentrations sont enregistrées à la période de basses eaux par la cyperméthrine ($0,03 \pm 0,01$ mg/kg) et à la période de hautes eaux par la deltaméthrine ($0,05 \pm 0,02$ mg/kg). Les concentrations annuelles de la lambdacyhalothrine et de l'acétamipride ont été les plus élevées dans les branchies avec des moyennes respectives de $3,22 \pm 1,57$ mg/kg et $1,35 \pm 1,21$ mg/kg. La teneur annuelle du glyphosate dans les branchies de *Oreochromis niloticus* est la plus faible avec une concentration moyenne de $0,15 \pm 0,08$ mg/kg.

Tableau XXX : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides dans les branchies de *Oreochromis niloticus* à Guessabo

Résidus de pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	$1,76 \pm 0,53^a$	$0,23 \pm 0,22^b$	$0,99 \pm 0,89$
Acétamipride	$2,45 \pm 0,46^a$	$0,24 \pm 0,09^b$	$1,35 \pm 1,21$
Lambdacyhalothrine	$4,44 \pm 1,20^a$	$2,01 \pm 0,64^b$	$3,22 \pm 1,57$
Cyperméthrine	$0,03 \pm 0,01^a$	$0,32 \pm 0,09^b$	$0,18 \pm 0,17$
Deltaméthrine	$0,30 \pm 0,11^a$	$0,05 \pm 0,02^b$	$0,17 \pm 0,15$
Glyphosate	$0,23 \pm 0,07^a$	$0,07 \pm 0,03^b$	$0,15 \pm 0,08$
2,4-D	$0,29 \pm 0,06^a$	$0,15 \pm 0,03^b$	$0,22 \pm 0,09$

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.1.1.2. Teneurs des résidus de pesticides dans le foie

Les concentrations des résidus de pesticides dans le foie de *Oreochromis niloticus* à Guessabo sont consignées dans le tableau XXXI. Ces résultats montrent que toutes les matières actives dans le foie du tilapia, excepté la lambdacyhalothrine, présentent des différences significatives de concentration entre les périodes ($p < 0,05$). Les concentrations de l'imidaclopride, l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine sont plus élevées dans le foie de *Oreochromis niloticus* en en périodes de hautes eaux que dans celui du poisson pêché en en périodes de basses eaux. Par contre le glyphosate et le 2,4-D ont de faibles concentrations dans le foie en en périodes de hautes eaux qu'en en périodes de basses

eaux. Quant aux concentrations moyennes annuelles, les valeurs les plus élevées sont celles de la lambdacyhalothrine ($2,93 \pm 1,43$ mg/kg) et de l'acétamipride ($1,26 \pm 0,94$ mg/kg). Les concentrations annuelles du glyphosate ($0,14 \pm 0,05$ mg/kg) et du 2,4 -D ($0,13 \pm 0,04$ mg/kg) sont les plus faibles.

Tableau XXXI : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides dans le foie de *Oreochromis niloticus*

Résidus de pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	$0,30 \pm 0,13^a$	$1,30 \pm 0,27^b$	$0,80 \pm 0,56$
Acétamipride	$0,59 \pm 0,19^a$	$1,93 \pm 0,91^b$	$1,26 \pm 0,94$
Lambdacyhalothrine	$2,79 \pm 1,9$	$3,07 \pm 0,77$	$2,93 \pm 1,43$
Cyperméthrine	$0,02 \pm 0,00^a$	$0,31 \pm 0,06^b$	$0,17 \pm 0,15$
Deltaméthrine	$0,21 \pm 0,10^a$	$1,46 \pm 0,74^b$	$0,84 \pm 0,82$
Glyphosate	$0,18 \pm 0,05^a$	$0,09 \pm 0,01^b$	$0,14 \pm 0,05$
2,4-D	$0,17 \pm 0,02^a$	$0,10 \pm 0,02^b$	$0,13 \pm 0,04$

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.1.1.3. Teneurs des résidus de pesticides dans le muscle

Le tableau XXXII présente les concentrations de résidus de pesticides dans le muscle de *Oreochromis niloticus*.

Les concentrations de l'imidaclopride, l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine sont significativement différentes d'une période à l'autre ($p < 0,05$). Par contre, les teneurs du glyphosate et du 2,4-D ne présentent aucune différence significative ($p > 0,05$) dans le muscle entre les périodes.

L'imidaclopride, l'acétamipride, la lambdacyhalothrine et le 2,4 -D ont des teneurs élevées en périodes de basses eaux qu'en périodes de hautes eaux dans le muscle de *Oreochromis niloticus* à Guessabo. A l'inverse, la cyperméthrine, la deltaméthrine et le glyphosate enregistrent de faibles teneurs dans le muscle de ce poisson en périodes de basses eaux qu'en périodes de hautes eaux. La lambdacyhalothrine enregistre les plus fortes concentrations aussi bien en périodes de basses eaux ($6,07 \pm 1,58$ mg/kg) qu'en périodes de hautes eaux ($0,36 \pm 0,07$ mg/kg). La concentration moyenne annuelle ($3,21 \pm 3,18$ mg/kg) la plus élevée dans le muscle de ce poisson est obtenue avec ce même résidu de pesticide.

Tableau XXXII : Concentrations (mg/kg) des résidus de pesticides dans le muscle de *Oreochromis niloticus* à Guessabo

Résidus de pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	0,32 ± 0,16 ^a	0,03 ± 0,01 ^b	0,18 ± 0,12
Acétamipride	0,52 ± 0,09 ^a	0,04 ± 0,01 ^b	0,29 ± 0,26
Lambdacyhalothrine	6,07 ± 1,58 ^a	0,36 ± 0,07 ^b	3,21 ± 3,18
Cyperméthrine	0,03 ± 0,01 ^a	0,36 ± 0,06 ^b	0,20 ± 0,18
Deltaméthrine	0,06 ± 0,01 ^a	0,13 ± 0,03 ^b	0,10 ± 0,04
Glyphosate	0,21 ± 0,08	0,22 ± 0,07	0,21 ± 0,07
2,4-D	0,18 ± 0,07	0,15 ± 0,03	0,17 ± 0,05

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.1.2. Facteur de bioconcentration et de bioaccumulation des pesticides dans l'organisme de *Oreochromis niloticus*

Le tableau XXXIII présente les valeurs du facteur de bioconcentration des pesticides dans les organes de *Oreochromis niloticus*. Les valeurs sont comprises entre 548,00 et 6922,97. La valeur maximale est obtenue dans les branchies avec l'imidaclopride et la valeur minimale dans le muscle avec la deltaméthrine. L'ordre de bioconcentration dans les organes est les branchies suivies du foie et ensuite le muscle. L'ordre de bioconcentration des résidus de pesticides est :
 - cyperméthrine > 2,4-D > imidaclopride > lambdacyhalothrine > acétamipride > deltaméthrine > glyphosate, dans le muscle ;
 - imidaclopride > deltaméthrine > acétamipride > cyperméthrine > 2,4-D > lambdacyhalothrine > glyphosate, dans le foie ;
 - imidaclopride > acétamipride > cyperméthrine > 2,4-D > lambdacyhalothrine > deltaméthrine > glyphosate, dans les branchies.

Quant à la bioaccumulation, les valeurs sont comprises entre 0,6 et 13,4 (Tableau XXXIV). Les valeurs maximales et minimales sont obtenues dans les branchies, respectivement avec l'imidaclopride (13,4) et le glyphosate (0,6). L'ordre de bioaccumulation dans les organes est le foie suivi des branchies et ensuite le muscle. Le Facteur de bioaccumulation de l'imidaclopride (10,74) est élevé dans le foie tandis que celui du glyphosate (0,6) est faible. Le muscle accumule fortement le 2,4-D (2,7) et accumule faiblement l'acétamipride (0,7).

L'ordre de bioaccumulation des matières actives est :

- 2,4-D > imidaclopride > lambdacyhalothrine > deltaméthrine > cyperméthrine > glyphosate > acétamipride, dans le muscle ;
- imidaclopride > deltaméthrine > acétamipride > 2,4-D > lambdacyhalothrine > cyperméthrine > glyphosate, dans le foie ;
- imidaclopride > 2,4-D > acétamipride > deltaméthrine > lambdacyhalothrine > cyperméthrine > glyphosate, dans les branchies.

Tableau XXXIII : Facteur de bioconcentration des résidus de pesticides dans l'organisme de *Oreochromis niloticus*.

Organes	Résidus de pesticides						
	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D
Muscle	1211,69	980,07	1141,32	3021,83	548,00	846,67	1330,99
Foie	5530,77	4437,11	1041,67	2545,12	4774,36	532,32	1065,19
Branchie	6922,97	4737,79	1143,82	2732,50	994,47	586,82	1733,16

Imda = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

Tableau XXXIV : Facteur de bioaccumulation des résidus de pesticides dans l'organisme de *Oreochromis niloticus*.

Organes	Résidus de pesticides						
	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D
Muscle	2,4	0,7	1,4	0,9	1,0	0,9	2,7
Foie	10,74	3,0	1,3	0,8	8,6	0,6	2,2
Branchie	13,4	3,2	1,5	0,9	1,8	0,6	3,6

Imda = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

3.1.3.2. Contamination de *Chrysichthys nigrodigitatus* par les pesticides

3.1.3.2.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les organes de *Chrysichthys nigrodigitatus*

3.1.3.2.1.1. Teneurs des résidus de pesticides dans les branchies

Les concentrations des résidus de pesticides dans les branchies du *Chrysichthys nigrodigitatus* sont présentées dans le tableau XXXV. Tous les résidus de pesticides présentent une différence significative entre les saisons ($p < 0,05$). Les concentrations sont élevées pendant la basse saison sauf pour l'acétamipride. Les valeurs minimale et maximale sont obtenues respectivement avec l'imidaclopride (0,03 mg/kg) en hautes eaux et avec la lambdacyhalothrine (2,56 mg/kg) en basses eaux. La concentration annuelle de la lambdacyhalothrine est la plus élevée dans les branchies du *Chrysichthys nigrodigitatus* et celle de la cyperméthrine est la plus faible avec les valeurs respectives de 1,71 mg/kg et 0,06 mg/kg. L'ordre des valeurs de concentration annuelle dans les branchies est la lambdacyhalothrine, l'acétamipride, la deltaméthrine, le glyphosate, le 2,4-D, l'imidaclopride et la cyperméthrine.

Tableau XXXV : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides dans les Branchies de *Chrysichthys nigrodigitatus* à Guessabo

Résidus de Pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	0,12 ± 0,04 ^a	0,03 ± 0,01 ^b	0,08 ± 0,05
Acétamipride	0,19 ± 0,05 ^a	0,32 ± 0,09 ^b	0,25 ± 0,09
Lambdacyhalothrine	2,56 ± 0,91 ^a	0,86 ± 0,24 ^b	1,71 ± 1,09
Cyperméthrine	0,07 ± 0,01 ^a	0,05 ± 0,01 ^b	0,06 ± 0,01
Deltaméthrine	0,29 ± 0,07 ^a	0,15 ± 0,04 ^b	0,22 ± 0,09
Glyphosate	0,23 ± 0,11 ^a	0,07 ± 0,03 ^b	0,15 ± 0,11
2,4-D	0,16 ± 0,05 ^a	0,04 ± 0,02 ^b	0,12 ± 0,07

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.2.1.2. Teneurs des résidus de pesticides dans le foie

Le tableau XXXVI présente les concentrations des résidus de pesticides dans le foie du *Chrysichthys nigrodigitatus*.

La comparaison de concentrations de résidus de pesticides dans le foie montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les périodes pour l'acétamipride, le glyphosate, l'imidaclopride, la cyperméthrine, le 2,4-D et la deltaméthrine. En revanche, aucune différence significative

n'est observée entre les périodes pour la lambdacyhalothrine. Les concentrations des résidus de pesticides dans le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus* pêché en périodes de basses eaux ont été plus élevées que celles obtenues en périodes de hautes eaux sauf les valeurs de la cyperméthrine et du glyphosate.

La lambdacyhalothrine est fortement accumulée dans le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus*. La valeur moyenne annuelle de la lambdacyhalothrine est de $2,96 \pm 1,97$ mg/kg. La deltaméthrine présente la plus faible concentration avec la valeur moyenne annuelle de $0,14 \pm 0,12$ mg/kg.

Tableau XXXVI : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides dans le Foie de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Résidus de Pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	$0,41 \pm 0,16^a$	$0,20 \pm 0,04^b$	$0,31 \pm 0,16$
Acétamipride	$2,15 \pm 0,68^a$	$0,26 \pm 0,09^b$	$1,20 \pm 1,09$
Lambdacyhalothrine	$4,44 \pm 1,78$	$1,48 \pm 0,35$	$2,96 \pm 1,97$
Cyperméthrine	$0,03 \pm 0,01^a$	$0,38 \pm 0,14^b$	$0,21 \pm 0,20$
Deltaméthrine	$0,23 \pm 0,11^a$	$0,05 \pm 0,02^b$	$0,14 \pm 0,12$
Glyphosate	$0,14 \pm 0,07^a$	$0,59 \pm 0,23^b$	$0,36 \pm 0,29$
2,4-D	$0,21 \pm 0,04^a$	$0,14 \pm 0,02^b$	$0,17 \pm 0,05$

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.2.1.3. Teneurs des résidus pesticides dans le muscle

Les résultats présentés dans le tableau XXXVII ne montrent pas de différence significative ($p > 0,05$) entre les périodes pour l'imidaclopride. Par contre une différence significative ($p < 0,05$) existe entre les périodes pour l'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine, la deltaméthrine, le glyphosate et le 2,4-D.

Le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* enregistre la concentration la plus élevée en périodes de basses eaux avec la lambdacyhalothrine et la faible concentration en périodes de hautes eaux avec la deltaméthrine. La concentration moyenne annuelle est dominée par la lambdacyhalothrine (0,67 mg/kg), contrairement à l'imidaclopride (0,08 mg/kg) qui enregistre la plus faible concentration dans le muscle.

Tableau XXXVII : Concentrations (mg/kg) périodiques des résidus de pesticides dans le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* à Guessabo

Résidus de pesticides	Périodes		Annuelles
	Basses eaux	Hautes eaux	
Imidaclopride	0,07 ± 0,04	0,08 ± 0,01	0,08 ± 0,03
Acétamipride	0,07 ± 0,03 ^a	0,26 ± 0,13 ^b	0,16 ± 0,13
Lambdacyhalothrine	0,63 ± 0,26 ^a	0,71 ± 0,24 ^b	0,67 ± 0,24
Cyperméthrine	0,17 ± 0,06 ^a	0,05 ± 0,03 ^b	0,11 ± 0,08
Deltaméthrine	0,27 ± 0,12 ^a	0,02 ± 0,00 ^b	0,17 ± 0,15
Glyphosate	0,23 ± 0,05 ^a	0,11 ± 0,04 ^b	0,17 ± 0,08
2,4-D	0,18 ± 0,04 ^a	0,10 ± 0,01 ^b	0,14 ± 0,05

Les concentrations affectées des lettres a et b dans la même ligne sont significativement différentes entre les saisons au seuil de 0,05

3.1.3.2.2. Facteur de bioconcentration et de bioaccumulation des pesticides dans l'organisme de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Les facteurs de bioconcentrations et de bioaccumulations des pesticides dans le muscle, le foie et les branchies de *Chrysichthys nigrodigitatus* sont présentés respectivement dans le tableau XXXVIII et le tableau XXXIX.

Les valeurs de bioconcentration sont comprises entre 2366,4 et 42368,1. Ces valeurs sont élevées dans les organes pour la cyperméthrine (9293,0-31192,3) suivie de l'acétamipride (5753,7 - 42368,1). Cependant, elles sont faibles pour le glyphosate (5994,1-14413,2) et la lambdacyhalothrine (2366,4-10501,9). La valeur maximale est obtenue dans le foie avec l'acétamipride et la valeur minimale dans le muscle avec la lambdacyhalothrine. L'ordre croissant du facteur de bioconcentration dans les organes est le muscle suivi du foie ensuite les branchies. L'ordre de bioconcentration des résidus de pesticides est :

- cyperméthrine > 2,4-D > deltaméthrine > glyphosate > acétamipride > imidaclopride > lambdacyhalothrine, dans le muscle ;
- acétamipride > cyperméthrine > imidaclopride > glyphosate > 2,4-D > lambdacyhalothrine > deltaméthrine, dans le foie ;
- deltaméthrine > cyperméthrine > acétamipride > 2,4-D > lambdacyhalothrine > glyphosate > imidaclopride, dans les branchies.

Concernant les facteurs de bioaccumulation, la lambdacyhalothrine (0,3) et la cyperméthrine (0,3) détiennent les plus faibles valeurs respectivement dans le muscle et les

branchies. La valeur maximale est enregistrée dans le foie avec l'imidaclopride (4,1). L'imidaclopride, l'acétamipride, la deltaméthrine, le glyphosate et le 2,4 -D ont des facteurs de bioaccumulation supérieurs à 2 contre un facteur de bioaccumulation inférieur à 2 pour la cyperméthrine et la lambdacyhalothrine. Le foie est l'organe le plus accumulateur de matières actives et le muscle est l'organe le moins accumulateur chez l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus*. L'ordre de bioaccumulation des résidus de pesticides est :

- 2,4-D > deltaméthrine > imidaclopride > glyphosate > cyperméthrine > acétamipride > lambdacyhalothrine, dans le muscle ;
- imidaclopride > acétamipride > 2,4-D > glyphosate > deltaméthrine > lambdacyhalothrine > cyperméthrine, dans le foie ;
- deltaméthrine > 2,4-D > imidaclopride > lambdacyhalothrine > acétamipride > glyphosate > cyperméthrine, dans les branchies.

Tableau XXXVIII : Facteur de bioconcentration des résidus de pesticides dans l'organisme de *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Oranges	Résidus de pesticides						
	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D
Muscle	5158,2	5753,7	2366,4	16856,6	8319,8	6708,9	10693,9
Foie	21082,7	42368,1	10501,9	31192,3	8011,9	14413,2	13580,2
Branchie	5274,7	8825,3	6077,4	9293,0	12573,1	5994,1	8045,5

Imda = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

Tableau XXXIX : Facteur de bioaccumulation des résidus de pesticides dans l'organisme de *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Organes	Résidus de pesticides						
	Imida	Acéta	Lambda	Cyper	Delta	Glypho	2,4-D
Muscle	1,0	0,4	0,3	0,5	1,5	0,7	2,2
Foie	4,1	2,9	1,3	1,0	1,4	1,6	2,8
Branchie	1,0	0,6	0,8	0,3	2,3	0,6	1,6

Imda = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrines ; Delta = Deltaméthrine ; Glypho = Glyphosate.

3.1.3.3. Analyse comparative des résidus de pesticides dans les organes de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*

La figure 27 présente les pourcentages d'accumulation des résidus de pesticides dans les organes des deux espèces de poissons. Les organes de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* sont accumulateurs de matières actives dans leur ensemble, avec des variations de pourcentage d'accumulations selon les organes. Les pourcentages d'accumulations sont élevés pour la lambdacyhalothrine avec des proportions supérieures à 45 % du taux d'accumulation de résidus de pesticides dans tous les organes des poissons. Cette matière active est suivie de l'acétamipride avec des pourcentages supérieurs ou égaux à 10 % dans les organes des poissons. Outre la lambdacyhalothrine et l'acétamipride, les autres résidus de pesticides ont de faibles pourcentages d'accumulations avec des valeurs oscillantes entre 1 % et 9 %. La Cyperméthrine a des pourcentages d'accumulation très faibles dans les organes des différents poissons. Ce pourcentage avoisine 1 % dans le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus*. Hormis la lambdacyhalothrine, le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* est assez accumulateur de résidus de pesticides comparativement au muscle de *Oreochromis niloticus*. Par contre, le foie et les branchies de *Oreochromis niloticus* ont des pourcentages d'accumulation supérieurs au foie et aux branchies de *Chrysichthys nigrodigitatus*.

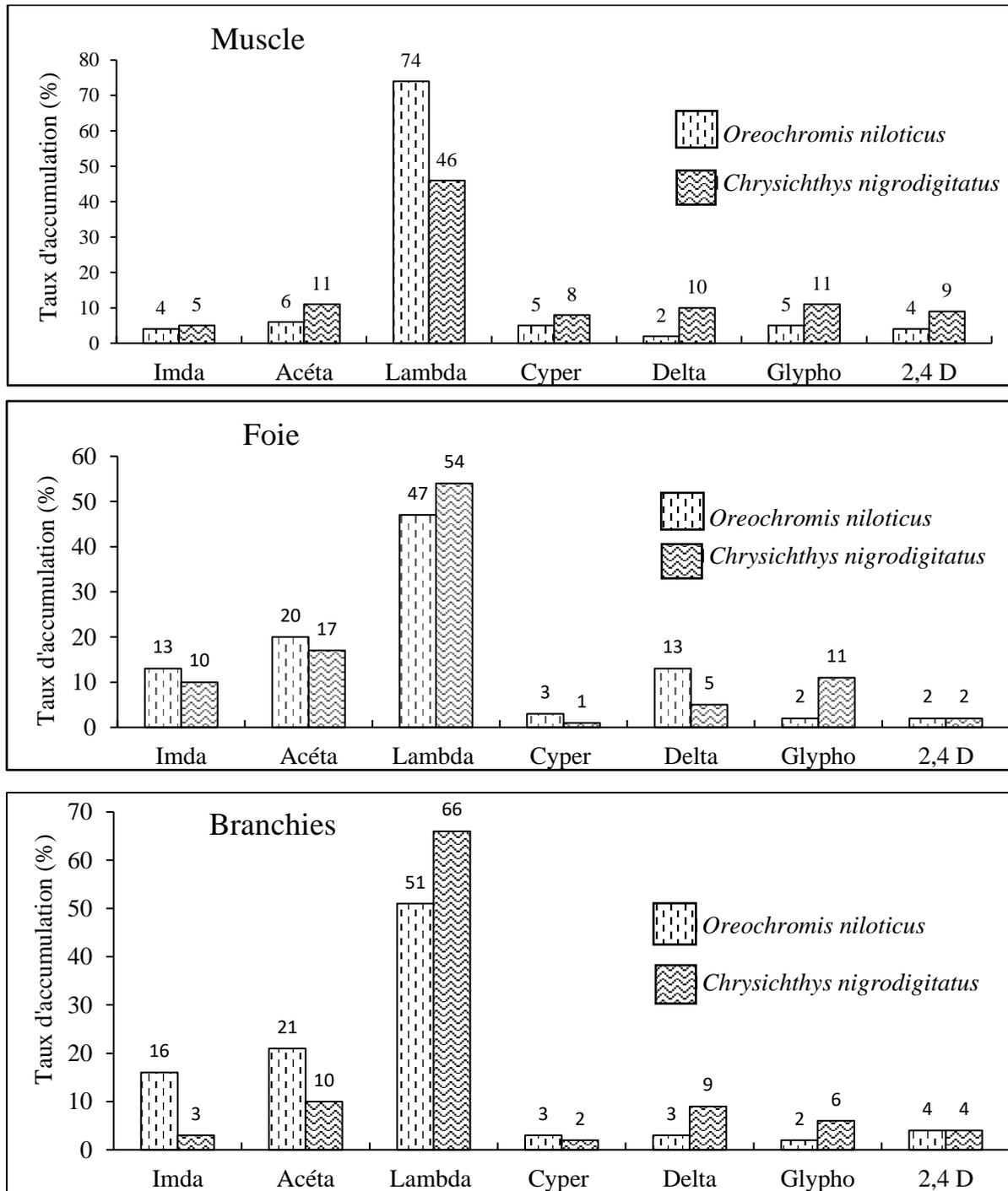


Figure 27 : Pourcentages des matières actives dans les organes de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* pêchés à Guessabo

Imda = Imidaclopride ; Acéta = Acétamipride ; Lambda = Lambdacyhalothrine ; Cyper = Cyperméthrine ; Delta = Deltaméthrine ; 2,4 D = 2,4-dichlorophénoxyacétique ; Glypho = Glyphosate

3.1.4. Risques écotoxicologiques liés aux résidus de pesticides à Guessabo

3.1.4.1. Risques sanitaires et environnementaux des résidus de pesticides

3.1.4.1.1. Indices de risques sanitaires et environnementaux des résidus de pesticides recensés chez les agriculteurs

Les valeurs des indices de risques pour la santé et les valeurs des indices de risques pour l'environnement des résidus de pesticides retrouvés chez les agriculteurs sont respectivement présentées dans les tableau XL et XLI.

Dans le tableau XL, tous les résidus de pesticides présentent des indices de risques de toxicités aiguës, et des indices de risque toxicités chronique. Certains résidus tels que l'imidaclopride (10 – 10), la deltaméthrine (17 - 37) le glyphosate (20 - 29) et le 2,4 D (18 – 23) présentent ensemble les risques de toxicités aiguës et chroniques élevés. D'autres comme l'acétamipride (20 – 4), la lambdacyhalothrine (28 – 11) et la cyperméthrine (14 – 25) présentent soient des risques de toxicités aiguës élevés et des risques de toxicités chronique faible ou vis-versa. L'acétamipride et le glyphosate enregistrent la plus faible valeur de facteur du potentiel de persistance (1) environnementale. Les valeurs les plus élevées des indices de risques toxicologiques et des indices de risques pour la santé ont été obtenues avec la deltaméthrine (15376 – 1537,6), la cyperméthrine (5852 - 585,2) le 2,4 D (4096 – 409,6), et lambdacthalothrine (3721 – 372,1) alors que la plus faible valeur a été obtenue avec l'acétamipride.

Concernant l'environnement (Tableau XLI), les résidus de pesticides présentant un risque élevé pour les invertébrés terrestres sont la cyperméthrine (210,25), le 2,4 D (210,25), la deltaméthrine (169), l'imidaclopride (121) et le glyphosate (52,56). Tous les résidus de pesticides ont présenté des toxicités sur le sol. L'acétamipride, le 2,4 D, le glyphosate ont des risques élevés (2) pour les oiseaux. Contrairement à l'imidaclopride et l'acétamipride (0) l'ensemble des matières présentent des risques de toxicités élevés pour le milieu aquatique. La cyperméthrine enregistre le plus fort risque (4) dans le milieu aquatique. Le risque de mobilité a été quasi nul dans l'ensemble. Les facteurs de persistances les plus élevés ont été observés avec l'imidaclopride (2) et la cyperméthrine (0,5). Des potentiels élevés (2) de bioaccumulations ont été enregistrés avec la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine la deltaméthrine.

Tableau XL : Toxicité et indice de risques pour la santé des résidus de pesticides étudiés

Résidus de Pesticides	Toxicité aiguë	Toxicité chronique	Fper	IRT	FPf	FCP	IRS
Imidaclopride	10	10	2,5	1225	2	0,5	122,5
Acétamipride	20	4	1	576	2	0,5	57,6
Lambdacyhalothrine	28	11	3	3721	2	0,5	372,1
Cyperméthrine	14	25	2,5	5852	2	0,5	585,25
Deltaméthrine	17	37	2	8281	2	0,5	828,1
Glyphosate	20	29	1	2401	1	1	240,1
2,4-D	18	23	2	4096	1	1	409,6

Fper = Facteur en lien avec la persistance dans l'environnement et le potentiel de bioaccumulation ; IRT = Indice de Risque de Toxicité ; FPf = Facteur de Pondération pour le type de formulation ; FCP = Facteur de Compensation pour la Préparation commerciale ; IRS = Indice de Risque pour la Santé.

Tableau XLI : Toxicité et indice de risque pour l'environnement des résidus de pesticides étudié

Résidus de pesticides	T	O	A	M	P	B	IRE
Imidaclopride	4	0	0	0	2	0	121
Acétamipride	2	2	0	0	0	0	12,25
Lambdacyhalothrine	2	0	3	0	0	2	9,25
Cyperméthrine	4	0	4	0	0,5	2	210,25
Deltaméthrine	4	0	3	0	0	2	169
Glyphosate	2	1	1	0	0	0	52,56
2,4-D	4	2	3	0	0	0	210,25

T = Risque pour les organismes terrestres ; O = Risque pour les oiseaux ; A = Risque pour les organismes aquatiques ; M = Mobilité dans le sol ; P = Persistance dans l'environnement ; B = Bioaccumulation ; IRE = Indice de Risque pour l'Environnement.

3.1.4.1.2. Doses journalières d'exposition à l'ingestion des poissons et quotients de danger

Les tableaux XLII et XLIII présentent les valeurs de l'évaluation de l'exposition aux pesticides liée à l'ingestion de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* à Guessabo ainsi que les quotients de danger (QD) correspondants chez les enfants et les adultes.

Les résultats des enquêtes ont permis de déterminer la consommation moyenne journalière de poisson à Guessabo. Il sera considéré dans ce travail que chaque personne consomme en moyenne $43,78 \cdot 10^{-3}$ kg/jour à Guessabo.

Les valeurs de doses journalières d'exposition (DJE) liées à l'ingestion de *Oreochromis niloticus* sont comprises entre $1,56 \cdot 10^{-4}$ et $5,02 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j chez l'enfant puis entre $6,25 \cdot 10^{-5}$ et $2,01 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j chez l'adulte. Les valeurs des quotients de danger (QD) sont comprises entre $6,57 \cdot 10^{-4}$ et 1,004 chez l'enfant puis entre $2,63 \cdot 10^{-4}$ et $4,01 \cdot 10^{-1}$ chez l'adulte. Quant aux valeurs de doses journalières d'expositions (DJE) liées à l'ingestion de *Chrysichthys nigrodigitatus*, elles sont comprises entre $1,25 \cdot 10^{-4}$ et $1,05 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j chez l'enfant puis entre $5 \cdot 10^{-5}$ et $4,19 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j chez l'adulte. Les différentes valeurs des quotients de danger affiliées sont comprises entre $5,32 \cdot 10^{-4}$ et $2,09 \cdot 10^{-1}$ puis entre $2,13 \cdot 10^{-4}$ et $8,38 \cdot 10^{-2}$ respectivement chez l'enfant et chez l'adulte.

Le risque d'effets toxiques lié aux résidus de pesticides en ce qui concerne la consommation de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* aussi bien chez les adultes que chez les enfants est relativement faible ($QD < 1$). Cependant, le risque d'effets toxiques est plus probable avec la lambdacyhalothrine en ce qui concerne la consommation de *Oreochromis niloticus* chez les enfants. Le quotient de danger de la lambdacyhalothrine pour les enfants (1,004) est supérieur à 1 ; ceci pourrait entraîner des effets toxiques liés à la lambdacyhalothrine sur la population infantile consommatrice de ce poisson. Par ailleurs, la survenue d'un effet toxique provenant de la lambdacyhalothrine et lié à la consommation de *Chrysichthys nigrodigitatus* est peu probable ($QD = 8,38 \cdot 10^{-2} < 1$) chez les adultes. Par contre, l'on peut s'attendre à des effets toxiques chez les enfants ($QD = 2,09 \cdot 10^{-1} < 1$) en raison de leur faible poids corporel.

Tableau XLII : Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes liés à la consommation de *Oreochromis niloticus*

Résidus de pesticides	C (mg/kg)	DJA (mg/kg/j)	DJE (mg/kg/j)		QD	
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Imidaclopride	0,18	0,06	$2,28.10^{-4}$	$1,12.10^{-4}$	$4,6.10^{-3}$	$1,87.10^{-3}$
Acétamipride	0,29	0,025	$4,53.10^{-4}$	$1,81.10^{-4}$	$1,81.10^{-2}$	$7,25.10^{-3}$
Lambdacyhalothrine	3,21	0,005	$5,02.10^{-3}$	$2,01.10^{-3}$	1,004	$4,01.10^{-1}$
Cyperméthrine	0,2	0,05	$3,13.10^{-4}$	$1,25.10^{-4}$	$6,25.10^{-3}$	$2,50.10^{-3}$
Deltaméthrine	0,1	0,01	$1,56.10^{-4}$	$6,25.10^{-5}$	$1,56.10^{-2}$	$6,25.10^{-3}$
Glyphosate	0,21	0,5	$3,28.10^{-4}$	$1,31.10^{-4}$	$6,57.10^{-4}$	$2,63.10^{-4}$
2,4-D	0,17	0,05	$2,65.10^{-4}$	$1,06.10^{-4}$	$5,32.10^{-3}$	$2,13.10^{-3}$

C = Concentration annuelle en pesticides dans le muscle de *Oreochromis niloticus*

Tableau XLIII : Dose journalière d'exposition et quotient de danger chez les enfants et les adultes liés à la consommation de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Résidus de pesticides	C (mg/kg)	DJA (mg/kg/j)	DJE (mg/kg/j)		QD	
			Enfant	Adulte	Enfant	Adulte
Imidaclopride	0,08	0,06	$1,25.10^{-4}$	5.10^{-5}	$2,08.10^{-3}$	$8,34.10^{-4}$
Acétamipride	0,16	0,025	$2,50.10^{-4}$	1.10^{-4}	1.10^{-2}	4.10^{-3}
Lambdacyhalothrine	0,67	0,005	$1,05.10^{-3}$	$4,19.10^{-4}$	$2,09.10^{-1}$	$8,38.10^{-2}$
Cyperméthrine	0,11	0,05	$1,72.10^{-4}$	$6,88.10^{-5}$	$3,44.10^{-3}$	$1,37.10^{-3}$
Deltaméthrine	0,17	0,01	$2,67.10^{-4}$	$1,06.10^{-4}$	$2,65.10^{-2}$	$1,06.10^{-2}$
Glyphosate	0,17	0,5	$2,58.10^{-4}$	$1,06.10^{-4}$	$5,32.10^{-4}$	$2,13.10^{-4}$
2,4-D	0,14	0,05	$2,19.10^{-4}$	$8,75.10^{-5}$	$4,38.10^{-3}$	$1,75.10^{-3}$

C = Concentration annuelle en pesticides dans le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus*

3.1.4.2. Effets histologiques dans les organes de poissons

3.1.4.2.1. Changements histologiques des branchies

La figure 28 présente les changements histologiques observés dans les branchies de *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*.

Les branchies des poissons présentent des affections de kyste, d'atrophie et de dégénérescence. Sur 30 coupes branchiales observées chez l'espèce *Oreochromis niloticus*, 28 branchies enregistrent des anomalies (Tableaux XLIV). Cette proportion représente une prévalence de 93,30 %. L'observation est pratiquement identique à celle effectuée avec les branchies de *Chrysichthys nigrodigitatus*. Sur les 30 coupes, 29 branchies présentent des dommages tissulaires, soit une prévalence de 96,60 %. Une perte de structure lamellaire des filaments branchiaux est observée (Figure 28 A). Ces filaments se dilatent et adhèrent les uns aux autres. On observe aussi des kystes au sommet des lamelles branchiales entraînant des désorganisations et des raccourcissements de celles-ci (Figure 28 B). Il a été constaté une atrophie des lamelles secondaires suite à une dilatation et une congélation dans les vaisseaux sanguins des filaments de branchies assez poussées chez l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* (Figure 28 B).

3.1.4.2.2. Changements histologiques du foie

La figure 29 présente les changements histologiques observés dans le foie de *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*. L'étude histologique des foies de poissons *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* a montré plusieurs anomalies tissulaires, dont le Corps de Mallory, la nécrose, l'Hépatocyte Stéatosique et la lésion de pycnose. Une destruction massive des cellules hépatiques est observée au niveau du foie avec une nécrose hépatique. Des lésions sont observées suite à des inflammations dans le foie. On note aussi des accumulations de graisse (hépatocyte Stéatosique) donnant lieu de la stéatohépatite non alcoolique (NASH) qui est une maladie chronique. Des traces de réponses cellulaires de défense à un stress toxique sont observées, déterminant ainsi clairement la présence des corps de Mallory. L'observation du tableau XLIV montre que 26 échantillons de coupes histologiques ont présenté des anomalies avec l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus*, soit un taux de prévalence de 86,60 % (Figure 29 A et 29 C) et 23 coupes avec l'espèce *Oreochromis niloticus*, soit une prévalence de 76,60 % (Figure 29 B et 29 D).

3.1.4.2.3. Changements histologiques des muscles

La figure 30 présente les changements histologiques observés au niveau des muscles de *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* pêchés dans le fleuve à Guessabo.

Les muscles des poissons présentent des anomalies de Myonécrose.

Sur 30 coupes de muscle de *Oreochromis niloticus* observées présentant des lésions de myogenèse, le taux de prévalences est de 10 % (Tableaux XL). Dans le cas de *Chrysichthys nigrodigitatus*, des lésions de Myonécrose sont aussi observées, représentant un taux de prévalence de 13,30 %. Il s'agit de la Myonécrose sévère à des endroits du muscle. Cette anomalie se traduit par de fortes colorations des lamelles avec des œdèmes bien observables sur les images.

Tableau XLIV : Prévalences (%) des altérations de branchies, foies et muscles de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* pêchés à Guessabo.

Organes	Poissons	Nombre échantillon (coupes)	Changements observés (coupes)	Prévalences (%)
Branchies	<i>Oreochromis niloticus</i>	30	28	93,30
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	30	29	96,60
Foies	<i>Oreochromis niloticus</i>	30	23	76,60
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	30	26	86,60
Muscles	<i>Oreochromis niloticus</i>	30	03	10
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	30	04	13,30

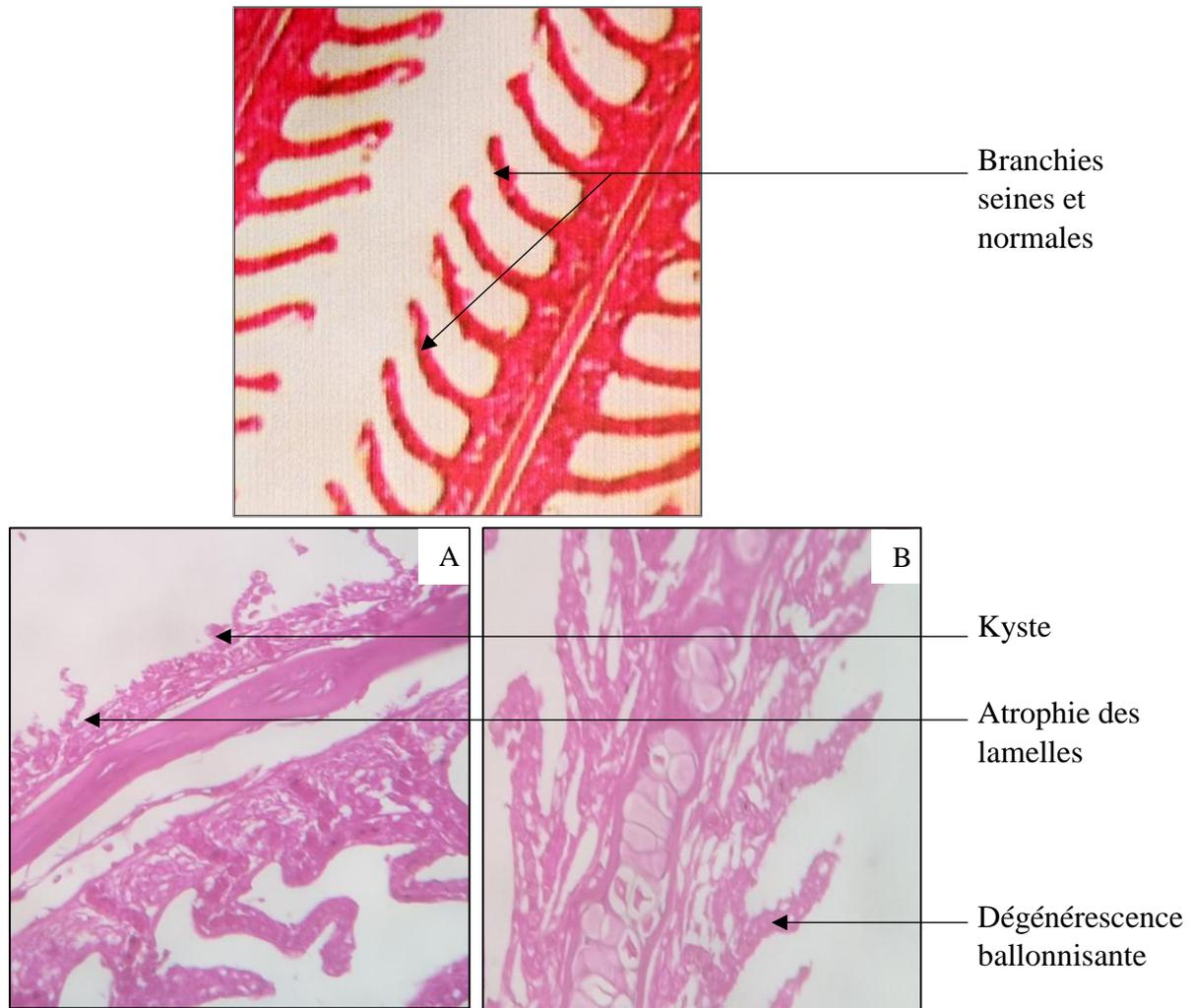


Figure 28: Anomalies histologiques observées au niveau des branchies chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le fleuve Sassandra à Guessabo.

A = branchies *Oreochromis niloticus* ; B = branchies *Chrysichthys nigrodigitatus*
(Coloration à l'Hématoxyline-éosine, Grossissement X 200)

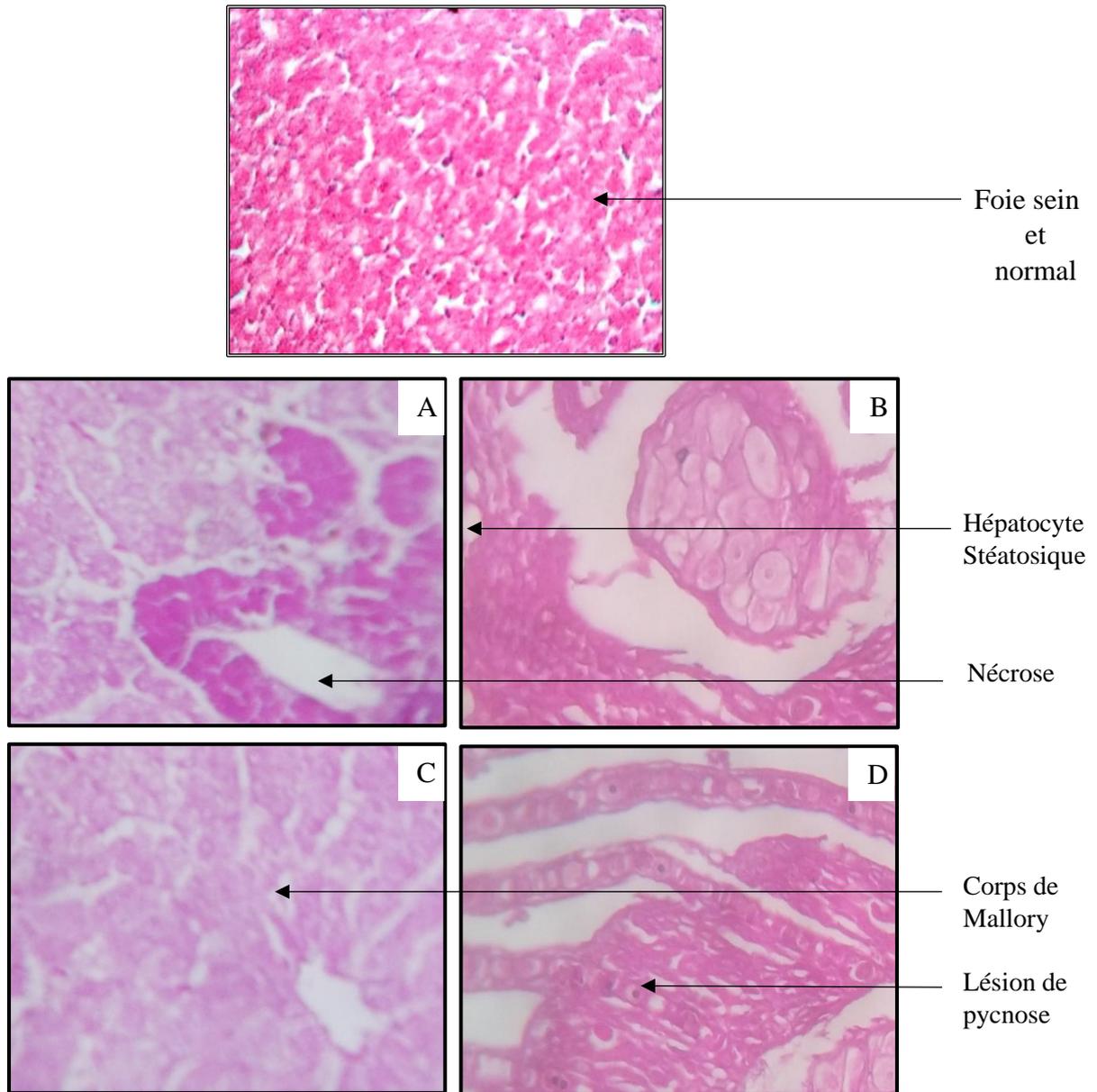


Figure 29 : Anomalies histologiques observées au niveau du foie chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le fleuve Sassandra à Guessabo.

A et C = foie de *Chrysichthys nigrodigitatus* B et D = foie de *Oreochromis niloticus*
 (Coloration à l'Hématoxyline-éosine, Grossissement X 200)

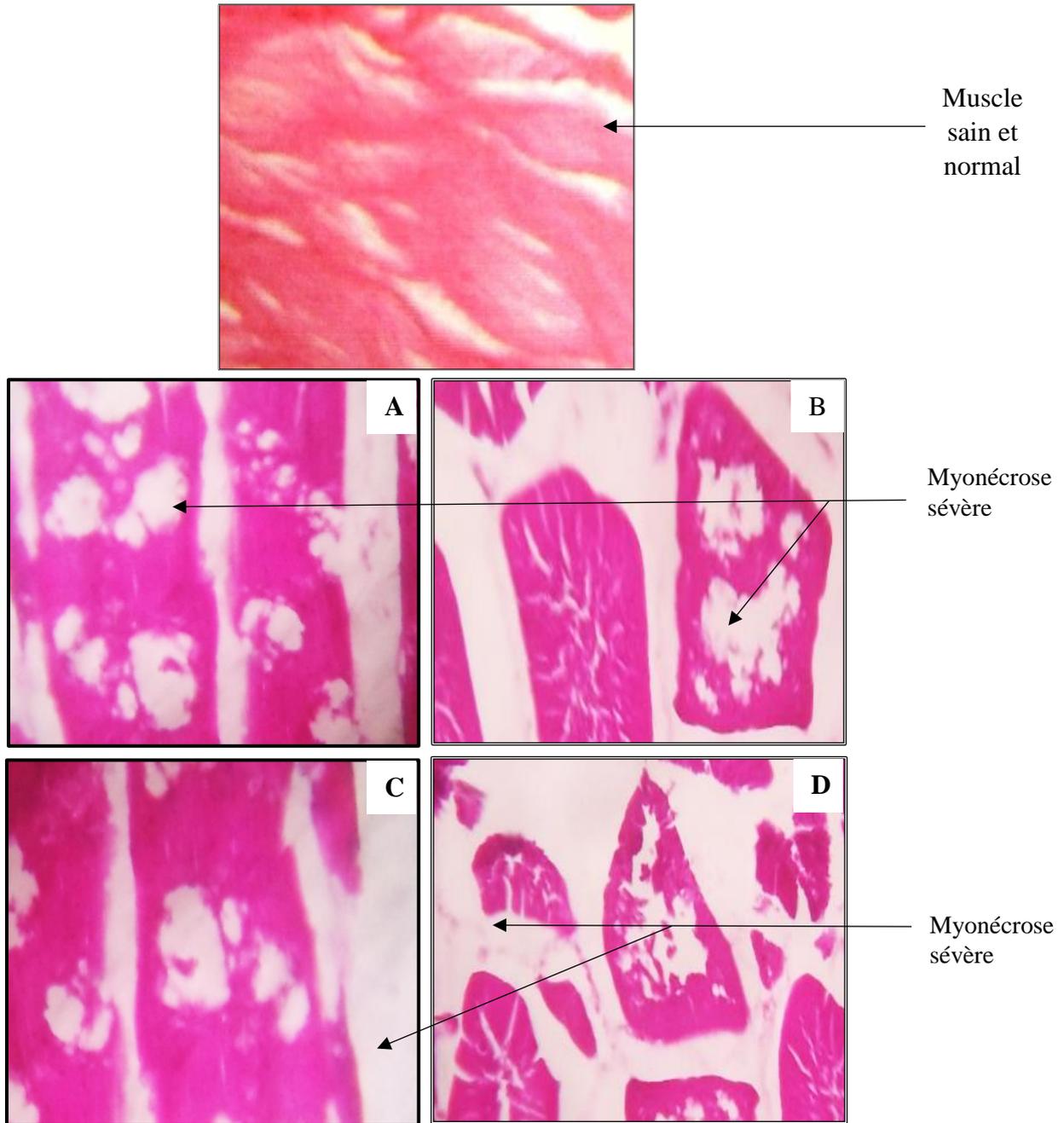


Figure 30 : Anomalies histologiques observées au niveau des muscles chez les poissons (*Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*) pêchés dans le Fleuve Sassandra.

A et C = muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* B et D = muscle de *Oreochromis niloticus*

(Coloration à l'Hématoxyline-éosine, Grossissement X 200)

3.2. DISCUSSION

Les mauvaises pratiques dans l'utilisation des pesticides exposent tous les compartiments des écosystèmes (Adechian *et al.*, 2015). Les investigations ont montré que la commercialisation de pesticides à Guessabo est majoritairement dominée par des personnes de faible niveau scolaire (60 %). Cela implique que ces personnes sont incapables de lire les fiches, de pratiquer une commercialisation sécurisée des pesticides et de renseigner les agriculteurs sur l'importance du respect des consignes d'utilisation des produits phytosanitaires. Cette observation est en adéquation avec celle de Toé (2010) qui signale que les distributeurs sans niveau d'instruction sont incapables de lire les étiquettes et de suivre les renseignements en rapport avec la bonne utilisation des pesticides.

La totalité des magasins de vente de ces produits est dirigée par des hommes, tous des allogènes Malinkés. Cette situation pourrait s'expliquer par les divergences culturelles à l'origine de la difficulté pour la femme de s'ingérer dans certaines activités sans l'approbation de l'homme (Dokotala, 2016 ; Dabo, 2017). Les différents magasins de ventes de produits sont près des lieux d'habitation et dans le marché. Ces magasins ne sont pas adaptés aux directives de la FAO en la matière (FAO, 1988 ; FAO/OMS, 2021). Dans ces conditions, ils exposent considérablement la population à des risques sanitaires en cas de fuite des pesticides avec des dommages pouvant être irréversibles. Cette condition inadaptée des magasins de stockages a été décrite par Faye (2013) au Sénégal où la majorité des magasins situés dans des zones habitées, sont dans la plupart des cas, en état de détérioration et ne répondant pas aux normes internationales. L'absence de fiche de stockages dans les magasins ne permet pas une gestion efficace et le respect des règles de stockage de pesticides. Sa présence serait très utile pour un magasin de stockage de produits phytosanitaires selon Gwinner *et al.* (1991), FAO/DANIDA (1993) et Afrique verte (2004) qui en font une priorité absolue. En effet, es auteurs donnent des critères et les raisons de posséder une fiche de stockage dans un magasin pour l'entreposage de pesticides.

Relativement aux produits retrouvés dans les magasins, l'utilisation d'une grande variété de pesticides à Guessabo est constatée avec une préférence pour les produits émulsionnants concentrés (EC) chez les revendeurs. La situation est en concordance avec celle décrite par Ohui (2014) qui rapporte que 82,69 % des formulations couramment utilisées en agriculture au Burkina sont de types émulsionnants concentrés. Cette préférence se justifierait par le fait que ce type de formulation de pesticides soit beaucoup plus facilement absorbé par

les rages des plantes que les solutions aqueuses au cours de son application sur les parcelles (CCHST, 2023).

L'activité agricole aux alentours du fleuve est dominée par les hommes. Cela serait dû au fait que les femmes ont moins de chance d'être propriétaires d'un bien foncier. L'état des lieux de la problématique de l'accès à la terre en Afrique de l'Ouest laisse apparaître de façon générale, que les femmes n'ont pas un accès égalitaire à cette ressource avec les hommes (Koné, 2011). D'autres auteurs affirment que cette domination des hommes est due à la faible implication de la gent féminine dans la mise en place des cultures (Kouakou *et al.*, 2010 ; Kpan Kpan *et al.*, 2019). L'agriculture aux alentours du fleuve est aussi dominée par les hommes dont l'âge est compris entre 10 et 50 ans avec une proportion de 71,12 % de la population enquêtée. Cette jeunesse utilisant assez de pesticide en agriculture se justifierait par le fait que personne ne veut prendre la machette pour le nettoyage de sa parcelle. Néanmoins il est à encourager que la jeunesse s'intéresse de plus en plus aux activités agricoles, surtout aux activités de cultures vivrières aux alentours des points d'eau. Cette activité aurait un revenu rapide et suffisant pour faire face à certains besoins financiers urgents. Par contre, le faible taux de personnes de plus de 70 ans (6,34 %) dans ce domaine serait en rapport avec le poids de l'âge ou les risques sanitaires liés aux pesticides. L'organisme a du mal à éliminer les substances actives inhalées au cours des épandages de produits phytosanitaires. L'équipe de recherche dirigée par Ouédraogo au Burkina Faso a trouvé des personnes de plus de 60 ans exerçant dans le domaine agricole (Ouédraogo *et al.*, 2016). L'équipe a donc justifié cette présence comme un facteur accentuant l'utilisation des pesticides en agriculture. Elle estime que l'agriculture est une activité qui nécessite des bras validés pour les travaux champêtres. Une main-d'œuvre assez vieillissante de plus de 60 ans n'aurait d'autres choix que de faire recours systématique aux herbicides mêmes si ceux-ci sont néfastes à la santé (Ouédraogo *et al.*, 2016).

Les agriculteurs comme les vendeurs de pesticides sont en majorité sans niveau d'instruction (53,85 %). Cela montre qu'ils sont incapables de lire les notices d'application des pesticides qu'ils utilisent. Ceux qui sont instruits ont à peine terminé le niveau scolaire. 95 % des agriculteurs affirment n'avoir reçu aucune formation liée à l'utilisation des pesticides. Le faible niveau d'instruction et l'existence de producteurs non formés constituent une situation préoccupante, car ils limitent l'assimilation des conseils prodigués par les encadreurs techniques en matière de bonnes pratiques d'utilisation des pesticides. A ce sujet, Toé (2007) et Ohui (2014) ont souligné que le bas niveau des producteurs ne favorise guère un processus de mise en place de système de réduction des risques sanitaires et environnementaux au Burkina Faso. Ce faible niveau d'instruction pourrait augmenter les risques d'exposition aux effets des

pesticides. L’instruction et la formation des jeunes agriculteurs devraient être une priorité pour un bon rendement en agriculture. Selon Vargas-Lundius & Suttie (2015), il est indispensable d’améliorer l’accès des jeunes à l’éducation et à la formation pour corriger le déséquilibre des compétences qui pourrait constituer un atout majeur pour une utilisation sécurisée des pesticides en agriculture. Des expériences de plus de dix ans observées dans l’utilisation des pesticides paraîtraient comme un facteur de réussite dans la gestion de ces produits. Cependant, elle pourrait aussi être un facteur de risques toxicologiques. Selon Onil & Louis (2001), le vieux paysan a besoin d’assez de rigueurs dans la manipulation des pesticides afin de s’éviter une intoxication.

Par ailleurs, 24 % des pesticides retrouvés dans les champs à Guessabo ne figurent pas sur la liste des produits phytosanitaires homologués en Côte d’Ivoire. Pourtant, tout pesticide doit faire l’objet d’une homologation ou bénéficier d’une autorisation provisoire de vente préalablement à son utilisation en Côte d’Ivoire (Kouablé, 1998). La présence de ces pesticides chez les agriculteurs se justifie par une entrée frauduleuse de produits phytosanitaires en provenance d’autres pays, sur le territoire ivoirien. L’utilisation des pesticides non homologués est aussi remarquée au Burkina Faso dans des conditions frauduleuses. Selon Sidwaya (2020), certains agriculteurs au Burkina Faso optent pour des produits non homologués en provenance des pays voisins. Ces pesticides non homologués sont utilisés sur toutes les cultures mêmes s’ils ne sont pas adaptés et parfois, sans respecter le délai de carence avant la récolte. Ces produits sont susceptibles d’intoxiquer les consommateurs dans la chaîne trophique. Le manque de connaissances des dangers liés aux pesticides par certains agriculteurs est à la base de l’utilisation de produits non homologués.

Les cultures retrouvées à Guessabo sont en majorité de contre-saison et de courte durée. Elles sont souvent cultivées dans le lit du fleuve. Cela justifie un fort besoin hydrique pour ces plantes. Toutes les parcelles des producteurs enquêtés sont à une distance inférieure à 20 m du lit mineur du fleuve. Cette distance est très petite pour épargner ces sources d’eau des résidus de pesticides lors de l’épandage. Par endroit les cultures sont directement pratiquées sur les traces du recul de l’eau du fleuve. La pratique culturale pourrait donc exposer l’homme, l’environnement et le milieu aquatique aux pesticides. Ainsi, des résidus de pesticides ont été constatés dans l’eau par plusieurs auteurs (Bonney, 1998 ; Giroux *et al.*, 2010 ; Paré, 2011 ; Lalancette, 2012). Cette situation est aggravée par la mauvaise gestion des restes de pesticides et des fonds de cuve de rinçage par les producteurs. 18,49 % des agriculteurs utilisent tout le contenu d’une boîte de pesticide sur une petite parcelle d’environ le quart d’un hectare quand bien même que la mention “une boîte par hectare” est marquée sur la boîte. Cette pratique

laisse une quantité énorme de pesticides dans l'environnement et expose le producteur à un risque de contamination aiguë. 38,04 % des producteurs conservent les restes de pesticides à leur domicile, exposant ainsi les membres de leur famille aux effets néfastes de ces produits. Ces résultats sont similaires à ceux de Toé (2010) et Sawadogo (2016) au Burkina Faso. Par contre, 43,47 % conservent ces produits dans les champs, pour une seconde réutilisation sur la même parcelle. Au-delà de ces pratiques, les agriculteurs sous-estiment le danger du non-respect des fréquences d'épandage des pesticides. Cette attitude conduit à la négligence des délais de carence qui seraient nécessaires pour éviter une intoxication alimentaire de la population (Eldin & Milleville, 1989). Kanda *et al.* (2013) affirment que ces types d'agriculteurs pratiquent une agriculture à risque basé sur un comportement empirique dans l'utilisation des pesticides et la gestion des effets indésirables de cette utilisation. Selon Son *et al.* (2017), ces agriculteurs n'ont pas une bonne connaissance des doses d'application et des fréquences de traitement, alors que l'application de ces produits nécessite beaucoup de précautions, mais surtout une maîtrise des bonnes pratiques en la matière. Par ailleurs, les agriculteurs avaient connaissance de la montée du niveau de l'eau dans le lit du fleuve à la tombée de la pluie. Ce fait les pousserait à faire tout leur possible pour une production rapide. Cette situation d'instabilité culturelle pourrait être à la base de la ruée de ces producteurs vers les produits agrochimiques déconseillés pour la production maraîchère et le non-respect des fréquences d'application des pesticides. C'est le cas de l'utilisation de Grosudine Super 50 SC dans les maraîchers à Guessabo. Ce produit est homologué pour la culture du cacao (Agnero, 2012).

Concernant le rinçage du matériel utilisé, 94,56 % des producteurs préfèrent verser leur produit de rinçage sur leur parcelle contre 5,44 %, qui affirment verser ce fond de rinçage sur les herbes aux alentours de leur parcelle. En effet, leur faible niveau d'études favoriserait l'insouciance des rejets des emballages vides dans l'environnement mettant ainsi le milieu aquatique directement en contact avec les pesticides. Des attitudes similaires sont observées dans d'autres localités en Côte d'Ivoire (Doumbia & Kwadjo, 2009), au Togo (Kanda *et al.*, 2013) et au Maroc (Hafian *et al.*, 2021 ; El Ghazi *et al.*, 2021). Ces auteurs affirment que dans certains cas, les emballages vides sont incinérés et jetés en pleine nature avec les ordures ou enfouie dans le sol. Ces gestes inappropriés des agriculteurs favorisent l'infiltration dans le sol, la volatilisation dans l'air des pesticides, contaminant ainsi tout l'écosystème et amèneraient à retrouver des êtres aquatiques morts en bordure des fleuves. Lévêque & Paugy (1984), Calla (2017) et Landos *et al.*, (2021) présentent les conditions similaires d'intoxication des poissons des fleuves par les comportements inappropriés envers le milieu aquatique. Ces intoxications

pourraient être aussi bien aiguës, tuant rapidement les êtres aquatiques, ou chroniques, en créant des réservoirs de contamination de toute la chaîne trophique liée à ces animaux aquatiques (Bouchon & Lemoine, 2003 ; Vitaux & Spielrein, 2015). Au Bénin, des producteurs réutilisaient les emballages vides pour se procurer à nouveau des produits phytosanitaires chez les détaillants (Ahouangninou *et al.*, 2011 ; El Ghazi *et al.*, 2021).

La manipulation des pesticides nécessite un minimum de connaissances afin de réduire les risques pour l'environnement et la santé humaine (Batsch, 2011 ; Onil & Louis, 2001). Lors de la préparation et de l'application de ces produits, des équipements de protection individuelle (EPI) doivent être portés pour assurer la sécurité des utilisateurs (Tuduri *et al.*, 2016). Très peu de producteurs se conforment aux règles d'hygiène pendant et après les traitements phytosanitaires à Guessabo. L'absence totale d'équipements de protection au cours des manipulations des produits phytosanitaires pourrait être la confirmation que les mesures de protection et de l'hygiène sont souvent négligées par les agriculteurs dans cette localité. Cette négligence de ces règles d'hygiène se justifierait par la méconnaissance des risques directs et indirects qui découlent de la mauvaise manipulation de ces intrants chimiques. En effet, ils sont très peu convaincus des risques directs qu'ils en courent. Ce constat est corroboré par ceux de Cissé *et al.* (2006), Kanda *et al.* (2009) et Wognin *et al.* (2013) qui estiment que l'utilisation des pesticides nécessite un minimum de connaissances théoriques et pratiques pour réduire les risques sur la santé humaine et sur l'environnement. Le non-port d'équipements de protection individuelle pourrait être lié à la méconnaissance d'une frange des utilisateurs des produits et au manque de moyens financier. Ces comportements augmentent les risques d'intoxication et exposent des producteurs aux diverses pathologies. Williamson *et al.* (2008) ont décrit des cas d'hospitalisation et des problèmes de santé liés au non-respect des recommandations lors de l'application des pesticides chez des producteurs maraîchers éthiopiens et ghanéens. Fournier (1988), Toé (2007 ; 2010) et Ibrango (2014) notent également des intoxications aux pesticides, dans le surdosage, la préparation des solutions et le manque des EPI pendant le traitement des parcelles. Cependant, les agriculteurs disent être tous conscients des risques liés à l'utilisation des pesticides sur la santé, l'environnement et le milieu aquatique. Selon Kouablié (2002) et Traoré *et al.* (2015), ces mauvaises pratiques exposent à des risques de toxicité et d'intoxication. INRS (2019) par sa fiche toxicologique n° 273, indique que l'ingestion volontaire ou accidentelle de glyphosate peut provoquer, rapidement ou après un temps de latence de quelques heures, des troubles digestifs, une hypoxie modérée, une hypotension, une insuffisance rénale, une atteinte hépatique ou un coma parfois convulsif.

L'utilisation massive de glyphosate serait due à son caractère herbicide total foliaire systémique, à la fois efficace contre les monocotylédones et les dicotylédones (INRS, 2019 ; Mahé *et al.*, 2020). Cependant, les Européens auraient voulu le retirer du marché à cause de ses effets néfastes sur l'environnement, notamment sur certains insectes et de façon indirecte sur les oiseaux qui se nourrissent de ces insectes, ainsi que sur la santé des personnes exposées aux pulvérisations (INSERM, 2013 ; Mahé *et al.*, 2020). Le glyphosate a été soumis à la Commission européenne pour être classé depuis le 20 mars 2015 comme « probablement cancérigène » par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), agence de l'OMS qui précise que ce classement est une évaluation du niveau de preuves du danger engendré par l'exposition aux produits à base de glyphosate (EFSA, 2015). Certes cette requête n'a pu être validée pour preuves insuffisantes, mais l'abus de ce produit ne serait évidemment pas sans effets secondaires au vu des indices de risques pour la santé (217,8) et pour l'environnement (210,25) obtenus dans la réalisation ce travail à Guessabo.

Dans le milieu aquatique, la qualité physico-chimique joue un rôle très important dans la détermination de la qualité biologique et du degré de la pollution de ce milieu. Elle permet une première estimation de la qualité de l'eau (Coulibaly, 2013). Le pH de l'eau du fleuve à Guessabo est légèrement acide. Cette acidité semble coïncider avec le phénomène de décomposition des restes de cultures pratiquées aux alentours du fleuve, des algues sur le plan de l'eau et des réactions d'oxydation de la matière organique. Ce résultat est similaire à celui de Grogga (2012) sur le lac Taabo. L'auteur affirme que les réactions de fermentation s'accompagnant généralement d'une activité importante des bactéries sulfato-réductrices en période de grande saison des pluies donnent le caractère acide à l'eau. Par contre, la température étant un facteur environnemental important pour la vie aquatique, il contrôle l'ensemble des processus biologiques liés à un environnement donné (Pauly, 2010 ; Baudron *et al.*, 2014 ; Alexander, 2017). Les valeurs enregistrées à Guessabo sont moyennes (25,31 et 28,80°C), comparées la normes et valeurs légales de référence en matière d'eau bruxelloise (Binon & Davesne, 2021a). La variation de cette température serait fonction des facteurs environnementaux et aux impacts des activités humaines aux alentours du fleuve. La température des eaux douces est très sensible à ces deux paramètres (Beaufort, 2015). Ces valeurs sont conformes à celles de N'Guessan *et al.* (2015) enregistré en amont du fleuve Sassandra. Il affirme que les températures des eaux prélevées dans le Sassandra ont une moyenne de 28,91°C. D'une façon générale, la température des eaux de surface est influencée directement par les conditions climatiques (Durand *et al.*, 1994). Relativement à la transparence du fleuve Sassandra, les valeurs moyennes obtenues à Guessabo oscillent entre 0,78 et 1,24 m.

Les valeurs minimales ont été relevées en périodes de lit mineur du fleuve, et les maximales à la période des hautes eaux respectivement en avril et en septembre. Cela pourrait être justifié par une importante activité photosynthétique du plancton en surface de l'eau. Ces résultats sont en harmonie avec ceux de Diaya (2016), qui affirme que la transparence est plus élevée en grande saison des pluies qu'en petite saison sèche. Par ailleurs, l'oxygène dissous dans les eaux de surface joue un rôle prépondérant dans l'autoépuration et le maintien de la vie aquatique (Coulibaly, 2013). A Guessabo, les valeurs d'oxygène dissous obtenues montrent que celui-ci varie entre 4,05 et 6 mg/L en périodes de basses eaux et entre 4,38 et 7,21 mg/L en périodes de hautes eaux. Ces variations des teneurs en l'oxygène dissous dans le milieu aquatique seraient étroitement dépendante de la température et de la pression atmosphérique. Kajeiou (2017), affirme aussi que la quantité d'oxygène dissous a une influence sur les concentrations de biomasse et de lipides produites par les animaux aquatiques. En outre, à Guessabo, la conductivité varie entre 73,8 et 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs obtenues seraient influencées par la charge en matières organiques du fleuve. Cette conductivité permet d'apprécier la qualité de l'ensemble des produits en solution dans l'eau. Selon Moussa (2014), la conductivité de l'eau fournit une indication de la qualité et de la quantité de matières dissoutes. Les valeurs de ces paramètres obtenus dans le fleuve sont moyennes en comparaison avec ceux de la norme et valeur légale de référence en matière d'eau bruxelloise (Binon & Davesne, 2021a ; 2021b)

Les paramètres physico-chimiques des eaux douces sont caractérisés par les variations climatiques et saisonnières (Odjohou *et al.*, 2020). Cependant ces paramètres influencent considérablement la concentration des polluants dans le milieu aquatique (Hébert & Légaré, 2000 ; Aubé, 2016). Les teneurs des pesticides dans l'eau du fleuve, sont élevées en périodes de hautes eaux qu'en périodes de basses eaux. Ces concentrations élevées pourraient s'expliquer par d'intenses activités agricoles aux alentours du fleuve d'une part et par le ruissellement des eaux de pluie provenant des champs agricoles, les trafics sur le fleuve et des talus en bordure de route d'autre part (Flury, 1996 ; Lafrance *et al.*, 1997). Yao *et al.*, (2020) affirment que les concentrations moyennes saisonnières des résidus de pesticides en lagune Ebrié sont plus importantes en saisons des pluies et des crues qu'en saison sèche. Cette même observation est faite par Munz *et al.*, (2013) qui estiment qu'en Suisse, les charges de pesticides les plus élevées sont enregistrées en juin et juillet dans les petits cours d'eau.

Les concentrations des résidus de pesticides dans l'eau à Guessabo sont supérieures aux valeurs guides de l'OMS pour l'eau de consommation. Ces valeurs guides sont fixées à 0,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour les matières actives dans l'ensemble et à 0,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ de façon individuelle (OMS/WHO,

2011 ; Yao *et al.*, 2020). Ce résultat implique que l'eau du fleuve à Guessabo ne peut être utilisée directement par la population pour une eau de consommation humaine. Toutes les concentrations de pesticides dans le fleuve à Guessabo sont également supérieures à la Norme de Qualité Environnementale (NQE). La NQE pour les organismes aquatiques d'eau douce est $0,4 \cdot 10^{-3} \mu\text{g/L}$ (INERIS, 2011). Ces résultats montrent que les eaux du fleuve ont un mauvais état chimique et écologique. C'est le même constat en lagune Ebrié avec Yao *et al.*, (2020), qui estime que les concentrations des résidus de pesticides quantifiées dans l'eau étaient supérieures aux valeurs guide de la qualité fixées par l'OMS.

La concentration moyenne annuelle de la lambda-cyhalothrine (28,15 $\mu\text{g/L}$) est la plus élevée dans le fleuve. La forte présence de cette matière active dans l'eau pourrait être due au pH du fleuve compris entre 6 et 7. Selon Sanco (2001), la lambda-cyhalothrine n'est pas susceptible d'être dégradée par hydrolyse dans des solutions ayant des pH compris entre 5,2 et 6,9 avec un temps de demi-vie de sept jours, mais elle est possible dans une solution à pH 9. Par ailleurs, Bouchard *et al.* (2019) observent aussi cette large utilisation de lambda-cyhalothrine en agriculture au Canada. Ces auteurs confirment que la lambda-cyhalothrine constitue l'une des pyréthrinoides les plus utilisées sur les cultures. Cette préférence est liée à sa capacité à agir par contact et par ingestion de façon rapide sur un grand nombre d'insectes surtout les chenilles défoliatrices, à des doses très faibles et sur une période de deux semaines.

La matrice de corrélation établie entre les résidus de pesticides a montré de faibles corrélations positives d'une valeur de 0,60 entre le glyphosate et la cyperméthrine ensuite de faibles corrélations négatives entre le glyphosate et l'acétamipride puis entre la cyperméthrine et l'acétamipride. La corrélation positive s'expliquerait par une source commune de contamination des eaux du fleuve par le glyphosate et la cyperméthrine. La matrice de corrélation entre les résidus de pesticides et les paramètres physico-chimiques de l'eau montre que la contamination de l'eau est influencée par la température et l'oxygène dissous. Cependant, la concentration d'oxygène dissous dans l'eau varie en fonction de la température. Plus la température est élevée, plus la solubilité de l'oxygène dans l'eau est faible. Cette variation de toxicité de pesticide en fonction de la température a été constatée aussi par Mansoor *et al.* (2015) et Glunt *et al.* (2013), respectivement au Pakistan et en Espagne. Le premier auteur affirme que de 20 à 40 °C, la toxicité de la lambda-cyhalothrine a diminué de 2,15 à 1,87 fois, tandis que la toxicité de l'acétamipride a augmenté de 1,79 à 2,00 fois à cette même température. Ainsi l'efficacité des pesticides peut varier selon les conditions environnementales. Le second auteur affirme que les insecticides avec un coefficient de température positif deviennent plus toxiques

avec l'augmentation de la température, tandis que ceux avec un coefficient de température négatif deviennent plus toxiques à des températures plus basses.

Par ailleurs, les sédiments sont le résultat des processus biologiques, physiques et chimiques dans l'écosystème aquatique, pouvant influencer le métabolisme du système tout entier (Casado-Martinez *et al.*, 2016). Leur analyse devrait être prise en compte dans les études environnementales parce qu'ils peuvent présenter des risques pour l'écosystème aquatique. Selon Coulibaly (2013), ils peuvent passer inaperçus s'ils ne sont pas pris en considération dans le suivi de la qualité des masses d'eau.

Les résultats de l'analyse des sédiments des différents échantillons révèlent que les résidus pesticides présents dans les eaux sont aussi présents dans les sédiments. Les concentrations de ces pesticides dans les sédiments varient d'une période à une autre. La Lambdacyhalothrine présente une forte concentration dans les sédiments pendant les deux périodes, 4,051 mg/kg à la période de basses eaux et 0,38 mg/kg à la période de hautes eaux. Aussi bien que la Lambdacyhalothrine, les analyses ont montré que toutes les autres résidus de pesticides recherchées (Imidaclopride, Acétamipride, Cyperméthrine, Glyphosate et 2,4 D) sont présentes dans les sédiments. Cette observation est similaire à celle faite par Pitrat *et al.*, (2012) et Toumi *et al.*, (2013) dans les sédiments, respectivement au Brésil et au Sénégal. Cette accumulation pourrait se justifier par le fait que les pesticides ont un caractère hydrophobe pour certains. Leur faible solubilité dans l'eau de pH compris entre 5,2 et 6,9 favorise la convergence vers les sédiments (Sanco, 2011). Comparativement à leur concentration dans l'eau, les pesticides ont une forte concentration dans les sédiments (Gupta *et al.*, 2009 ; Pitrat *et al.*, 2012). A cause de la nature hydrophobe de la majorité de ces substances, il devient difficile de les déceler dans la colonne de l'eau (Osibanjo, 1994). Une étude menée par Okonkwo *et al.*, (2017) au Nigeria pour connaître le niveau de contamination des eaux, sédiments et poissons du fleuve Ogbakiri dans la région du Niger-Delta a révélé de fortes teneurs de pesticides dans les sédiments que dans les eaux.

Les concentrations des résidus de pesticides enregistrent des différences significatives dans les sédiments entre les périodes. Dans l'ensemble, l'accumulation de résidus de pesticides dans les sédiments est très accentuée en périodes de basses eaux qu'en hautes eaux exceptée la cyperméthrine. Cette différence significative de concentration en résidus pesticides entre les périodes pourrait s'expliquer par l'intensité des activités agricoles aux alentours du fleuve, des rejets des restes de pesticides dans le fleuve ou par le transport fluvial intense sur le plan du fleuve. La quasi-totalité des matières actives étudiées a son coefficient d'échange (eau-

sédiments) relativement élevé sauf la cyperméthrine et l'acétamipride. Ces résultats montrent que les sédiments sont accumulateurs des résidus de pesticides provenant de la colonne de l'eau du fleuve. La comparaison des concentrations des pesticides entre elles, dans les eaux et dans les sédiments montre que la Lambdacyhalothrine est la substance la plus dominante dans les deux matrices. Le fleuve Sassandra est donc contaminé majoritairement par les pyréthriinoïdes de synthèse. Des cas similaires d'études sur les sédiments aux États-Unis montrent que les pyréthriinoïdes sont bien présents dans les milieux aquatiques (Hénault-Ethier, 2015 ; Werner, 2017). Les organismes du fleuve sont donc exposés à des contaminations pouvant influencer leur vie.

Les analyses d'organes de poissons du fleuve montrent que *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* sont effectivement contaminés par les pesticides. Ces résidus de pesticides sont beaucoup plus accumulés dans le foie et les branchies. La contamination dans les muscles des deux espèces étudiées est relativement faible. Selon Yapi (2012), les polluants se concentrent plus dans le foie et les branchies des poissons de façon générale. Les muscles sont faiblement contaminés le plus souvent. Ceci est dû, vraisemblablement, au rôle physiologique très important du foie dans l'accumulation, le métabolisme et la biotransformation des xénobiotiques. Certains organes comme le rein et le foie sont métaboliquement très actifs par rapport à d'autres organes de faible métabolisme comme le muscle (Ploetz *et al.*, 2007 ; Coulibaly, 2013). Les résultats obtenus montrent une différence significative de concentration de résidus de pesticides dans les organes entre les saisons. Cette différence se justifierait aussi par des facteurs tels que la disponibilité des pesticides dans le milieu, la propriété des différentes matières actives et leurs formes d'absorption par l'organisme (Hussein, 2017 ; Merhabi, 2019).

La lambdacyhalothrine, l'acétamipride et l'imidaclopride ont des concentrations élevées dans les branchies et le foie de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* à la période de basses eaux. Ce taux élevé dans les organes pourrait se justifier par la disponibilité du polluant dans le milieu ou par le fait que ces résidus de pesticides sont facilement ingérés par les êtres aquatiques et difficilement excrétés. Orias (2015) affirme que c'est le résultat du rapport entre la vitesse de pénétration de la substance dans l'organisme et la vitesse d'élimination. Ces résidus de pesticides pour la plupart, étant liposolubles, sont éliminés le moins possible par l'organisme, probablement à cause de la graisse (Juc, 2007 ; Lazartigues, 2010) ; Vanderheyden, 2017).

Par contre de faibles accumulations sont enregistrées dans le muscle de *Oreochromis niloticus* à la basse eau avec la cyperméthrine et la deltaméthrine de teneurs respectives $0,03 \pm 0,01$ mg/kg et $0,06 \pm 0,01$ mg/kg comparativement à la dose journalière admise. Une telle valeur renseigne sur le faible potentiel de bioaccumulation de ces pesticides. Il leur serait donc difficile de s'accumuler dans les organismes vivants des milieux aquatiques (Morissette & Martel, 2014). Par contre Byrtus *et al.* (2002), estiment que ces concentrations détectées seraient parce que la limite de détection de certaines matières actives est très faible. Ainsi, selon Cruz (2015), il serait également important d'améliorer les limites de détection de la méthode afin d'effectuer un suivi plus pointu des matières actives de pesticides.

Du point de vue général, les substances chimiques recherchées sont plus concentrées dans les organes de l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* que dans ceux de l'espèce *Oreochromis niloticus*. Selon Osibanjo (1994), l'adsorption des contaminants par les sédiments favorise leur mouvement dans les espèces aquatiques. Ce qui rend vulnérables les organismes vivants du milieu benthique. *Chrysichthys nigrodigitatus* vie dans le fond vaseux et se nourrit surtout dans les sédiments (Fagade & Olaniyan, 1973). Cela justifierait la forte concentration de résidus de pesticides dans l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus*. Contrairement à *Oreochromis niloticus* qui est un poisson principalement phytoplanctonique et qui se nourrit essentiellement dans la colonne de l'eau (Blé *et al.*, 2007 ; Ilboudo, 2017). Cette préférence alimentaire principalement phytoplanctonique de ce poisson justifierait la faible concentration de substances chimiques dans ses organes. Ce constat est en harmonie avec les résultats obtenus dans les travaux. Ces résultats montrent que les sédiments sont assez accumulateurs des résidus de pesticides que la colonne de l'eau du fleuve. Ezemonye (2005) affirme aussi que les contaminants ont une grande affinité pour les particules sédimentaires. De façon saisonnière ou périodique, le facteur de bioaccumulation des pesticides est très élevé en périodes de basses eaux. Cette variation d'accumulation observée entre les périodes pourrait se justifier par les variations des propriétés de l'eau et des facteurs intrinsèques tels que le cycle de croissance des algues (Dural *et al.*, 2010). Des différences significatives de concentrations en résidus de pesticides sont observées dans différents organes entre les saisons. Ce qui pourrait être le résultat de la pollution saisonnière ou périodique des eaux et des sédiments qui servent d'habitat et de nourriture pour les poissons.

Les facteurs de bioconcentration sont plus élevés dans les organes de *Chrysichthys nigrodigitatus* que les organes de *Oreochromis niloticus*. Ce résultat s'expliquerait par le fait que le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* est plus gras que celui de *Oreochromis niloticus*

(Miessan *et al.*, 2022). Ces auteurs affirment que dans les poissons sur le marché de Béoumi, les valeurs du taux de matières grasses sont plus élevées dans l'espèce *Chrysichthys nigrodigitatus* que *Oreochromis niloticus*. Les résultats de Yao (2020) lagune Ebrié, montrent aussi que les facteurs de bioaccumulation sont plus élevés chez le mâchoiron par rapport au tilapia, dans l'évaluation de l'impact de la contamination des poissons par les pesticides. Par contre les valeurs obtenues sont nettement inférieures à celles de Ibigbami *et al.*, (2015) et Lubna (2013) respectivement au Nigeria et en Egypte. Selon Opperhuizen (1986), Marchand & Tissier (2007) et OCDE (2012), le premier élément pour évaluer l'accumulation d'une substance chimique dans les espèces aquatiques est de mesurer le facteur de bioconcentration. Ce facteur permettra de s'intéresser à d'autres paramètres tels que l'indice de risque pour l'environnement et l'indice de risque pour la santé.

Les indices de risques de toxicités sanitaires et environnementales des résidus de pesticides aux alentours du fleuve peuvent s'expliquer par le fait que les agriculteurs ont utilisé assez de pesticides à risques relativement élevés à cette période (Ahouangninou *et al.*, 2015). Les valeurs les plus élevées des indices de risques toxicologiques et des indices de risques pour la santé ont été obtenues avec le 2,4 -D et le glyphosate. Ces substances étant des herbicides, ces indices élevés se justifieraient dans leur pouvoir de destruction des adventices. Ce pouvoir destructeur conféré aux pesticides est observé par N'Guessan *et al.*, (2016) à Issia, dans les pratiques agricoles paysannes. Cela permettrait aux agriculteurs d'avoir un bon rendement sur les parcelles. Le faible potentiel de persistance environnementale et de bioaccumulation enregistré avec l'acétamipride serait le fait du hasard, car les agriculteurs à Guessabo n'ont aucune connaissance réelle dans le choix des pesticides. Des cas similaires ont été enregistrés au Bénin. Certains producteurs utilisent des pesticides très peu toxiques ou moins de matières actives une année et les années qui suivent, les pesticides utilisés sont plus toxiques que les précédents (Ahouangninou, 2012). Ainsi les producteurs ignorent totalement les risques encourus et leur comportement augmente davantage avec le temps, les risques sanitaires et environnementaux liés à l'utilisation des pesticides dans les écosystèmes. Ces résultats expliquent clairement le mode de se procurer les pesticides sur le marché sans se soucier de leur impact sur l'homme et son environnement. Les producteurs n'ont aucun objectif de réduction des risques sanitaires et environnementaux des pesticides (Ahouangninou, 2012). Le seul souci est d'accroître le rendement agricole même si cette substance n'est pas adaptée aux cultures.

Ces indices (IRS et IRE) permettent d'estimer l'impact des matières actives sur l'homme, les invertébrés, les oiseaux et les organismes aquatiques. Ainsi, leurs propriétés écotoxicologiques ont été prises en compte dans les calculs de ces indices. Dans leur ensemble ces substances actives possèdent de très forts indices de risques de toxicité pour le milieu aquatique. Cependant ce milieu aquatique est à protéger, comme le décrivent Marchand & Tissier (2007) dans leur principe de l'évaluation du risque.

Cette accumulation de pesticides dans l'organisme du poisson expose à une intoxication chronique du consommateur supérieur par ingestion. Selon Batsch (2011), la contamination primaire concerne les personnes manipulant directement les produits et la contamination secondaire concerne l'exposition aux résidus pesticides au travers de l'alimentation et de l'environnement par accumulation dans l'organisme. La connaissance du quotient de danger (QD), du risque potentiel d'exposition aux pesticides et la dose journalière d'exposition permettent une appréciation du danger (InVS/Afsse, 2005). Les doses journalières d'exposition obtenues sont faibles et les quotients de danger sont inférieurs à 1. Ces valeurs prouvent que les matières actives accumulées dans les muscles des deux espèces de poissons ne présentent sensiblement pas de danger pour le consommateur excepté la lambdacyhalothrine.

Les muscles de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* donnent respectivement des quotients de danger de 1,004 et $2,09 \cdot 10^{-1}$ puis des doses journalières d'exposition (DJE) de $5,02 \cdot 10^{-3}$ et $1,05 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j chez l'enfant avec la lambdacyhalothrine. Ces valeurs élevées pourraient être temporaires à cause de l'intensification saisonnière de pesticides sur les parcelles cultivables au cours de la période agricole. Ces résultats confirment le niveau d'accumulation des pesticides dans les muscles des deux espèces de poissons. Le muscle de *Oreochromis niloticus* est plus contaminé par la lambdacyhalothrine que celui de *Chrysichthys nigrodigitatus*. La consommation régulière de *Oreochromis niloticus* pêché à Guessabo exposerait à des risques d'intoxication chronique aux lambdacyhalothrines. Yao (2020) et Ouro-Sama *et al.*, (2023) estiment que si le quotient de danger est supérieur à 1 alors l'apparition d'un effet toxique ne peut être exclue. Des affections du foie, du cœur et des perturbations endocriniennes pourraient être observées chez les consommateurs supérieurs.

Au regard de la contamination des différents organes des poissons par les pesticides, les examens histologiques réalisés dans les tissus de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* ont permis de constater des anomalies tissulaires dans les branchies, le foie et le muscle. Il serait en partie possible que ces changements pathologiques des organes étudiés soient le résultat des matières actives utilisées en agriculture aux alentours du fleuve. Plusieurs

études ont rapporté des changements pathologiques similaires dans différents tissus des poissons (branchies, foie, rein, muscle et les gonades) suite à des expositions aux pesticides du milieu aquatique dans les cours d'eau ou de manière expérimentale (Hinsen *et al.*, 1971 ; Narayan & Singh, 1991 ; Das & Mukherjee, 2000 ; Jayachandran & Pugazhendy, 2009 ; Agbohessi *et al.*, 2015 ; Gandar, 2015 ; Bhuvaneshwari *et al.*, 2015 ; Pelebe, 2016 ; Tamizhazhagan *et al.*, 2016).

Le rôle principal des branchies est d'assurer la respiration ou des échanges (oxygène et gaz carbonique) entre l'organisme du poisson et le milieu aquatique (Beaumont & Cassier, 2000 ; Evans *et al.*, 2003 ; Kouakou, 2009). La couleur rougeâtre des lamelles branchiales témoigne d'un flux important de sang, bénéficiant d'une oxygénation. Une altération grave de la structure branchiale affecte la fonction respiratoire du poisson entraînant ainsi, la fusion des lamelles secondaires qui conduit à une diminution de la surface des échanges gazeux (Massabuau & Klingler, 2002). Le taux d'oxygène nécessaire pour les poissons est donc réduit par la suite. Les branchies présentent des dommages tissulaires élevés avec les deux espèces de poissons. Elles sont plus altérées, car elles sont en contact avec le milieu extérieur du poisson. Elles sont par conséquent plus sensibles au changement de la qualité du milieu extérieur (Kouakou, 2009). La contamination de l'eau par les polluants dégrade probablement sa structure et désorganise son mode de fonctionnement et donc expose tout l'organisme du poisson à des toxines du milieu. Toutes les fonctions vitales assurant un mécanisme de protection de l'organisme du poisson contre les toxines subissent des contraintes, diminuant ainsi leur résistance pour accroître les risques d'apparition de problèmes sanitaires (Lévêque & Paugy, 2006). Les branchies observées présentent dans leur ensemble des cavités qui contiennent des substances liquides. La présence des kystes, d'atrophie des lamelles et de dégénérescence observées sur les lamelles branchiales, témoigne des infections ou des inflammations chroniques dues à des agressions aux polluants, que subissent ces poissons dans le milieu aquatique. Ces observations sont similaires à celles faites par plusieurs auteurs tels que Ghanbahadur *et al.* (2015) au laboratoire a eu à exposer les branchies de poissons au pesticide endosulfan et a observé la dégénérescence des lamelles branchiales secondaires, des atrophies et des lésions des lamelles branchiales primaires. Nowak (1992) et Lazartigues (2010) quant à eux, ont observés des les changements histologiques dans les branchies caractérisées par des lésions des cellules épithéliales et/ou une hyperplasie puis un gonflement lamellaire faisant allusion à des kystes. Selon Frenandez et Mazon (2003), ces anomalies histologiques peuvent être une réaction à l'accumulation des polluants à la surface des branchies.

Dans cette étude, le foie est l'organe qui présente plus de dommages tissulaires après les branchies, respectivement avec *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus*. La différence de pourcentage de dommage tissulaire observée entre les deux espèces, serait faite sur une base préférentielle de certains polluants à se déposer dans le fond vaseux où se nourrit principalement le *Chrysichthys nigrodigitatus* contrairement à *Oreochromis niloticus* qui préfère la colonne de l'eau (Blé *et al.*, 2008). En effet, le milieu de vie, l'intoxication ou le déséquilibre alimentaire engendre des manifestations pathologiques chez le poisson (Camiré, 2007 ; Kaushik *et al.*, 2018). Des anomalies telles que l'hépatocyte stéatosique, la nécrose, le Corps de Mallory et la Lésion de pycnose ont été observées dans les foies des poissons. Des études similaires ont montré ces mêmes observations (Narayan & Singh, 1991 ; Agbohessi *et al.* 2015 ; Pelebe, 2016). Ces pathologies seraient possibles, car le milieu aquatique à Guessabo est pollué en pesticides. Hinsén *et al.* (1971) ont étudié des poissons exposés à des pesticides dans des conditions de laboratoire et ont observé que le foie contenait la plus forte concentration de pesticides. Cependant, la tolérance à un stress et le maintien sur de longs termes, des systèmes d'équilibre de l'organisme face à ce stress exposent tout l'organisme à des défaillances. Le foie à charge de purifier l'organisme, subit des agressions dans l'exécution de sa tâche (Lazartigues, 2010). Il filtre, trie et neutralise les déchets. Ceux-ci sont soit évacués vers le tube digestif, via la vésicule biliaire, soit transformés et dirigés vers les reins (Ballesteros, 2020). Dans l'organisme, le sang chargé en toxine tel que les matières actives parvient au foie. Ces molécules sont absorbées par les cellules du foie qui sont dotées d'éléments spécifiques permettant leur transformation chimique (Mony, 2014). Les dommages des hépatocytes peuvent être dus à un manque d'apport sanguin suffisant d'approvisionnement en sang (Deepasree & Rajendran, 2015). Anita & Tilak (2003) ont observé que la concentration de Fenvalerate a induit une atrophie et l'apparition de traces de sang parmi les hépatocytes dans le foie de *Cirrhinus mrigala*. Ces fonctions exercées par le foie sont vitales pour l'organisme du poisson. Elles ont pour objectifs principaux le stockage et la répartition des nutriments issus de la digestion, la dégradation des substances toxiques, la synthèse de la plupart des protéines du sang et la production de la bile (Mony & Duclos-Vallée, 2014). Les agressions du foie peuvent être dues aux pesticides contenus dans le sang. Sorensen (1991) a observé des effets d'agression du foie dans l'estuaire Elbe au Texas, similaires à celle de cette étude. Tamizhazhagan *et al.* (2016) et Deepasree et Rajendran (2015) au laboratoire, de manière expérimentale, ont aussi observé ces mêmes anomalies dans le foie. L'observation du foie de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* présente des lésions conduisant à la nécrose par endroit. Selon CoPath (2012), des tissus fibreux non actifs se développent dans le

foie, grossissent et détruisent les cellules saines. Cela se manifesterait par un processus lent, silencieux et irréversible d'exposition aux pesticides, altérant partiellement le foie par des cellules mortes. Le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus* montre assez de graisse accumulée, donnant lieu à la stéatohépatite non alcoolique (NASH) (Cassard-Doulier & Perlemuter, 2011). Des traces de réponses cellulaires de défense à un stress toxique sont observées, déterminant clairement des corps de Mallory.

L'anomalie décelée dans les muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Oreochromis niloticus* est principalement la nécrose musculaire ou myonécrose. Les altérations histopathologiques observées dans ces muscles étaient pareilles avec celles observées par d'autres chercheurs (Das & Mukherjee, 2000 ; Mohamed, 2009). Cette anomalie survient après un traumatisme avec des symptômes comprennent un œdème, une coloration intense du site et l'évolution vers un choc septique (Bush & Vazquez-Pertejo, 2018). Le muscle accumule faiblement les toxines, il ne représente pas un organe accumulateur comme le foie. Cela se justifie par les faibles taux de modifications tissulaires observées respectivement chez *Oreochromis niloticus* et chez *Chrysichthys nigrodigitatus*. Ces taux de prévalences confirment aussi les faibles concentrations de pesticides obtenues dans le muscle des poissons par rapport aux branchies et au foie. Ces résultats de changement histologiques sont corroborés par ceux de Das & Mukherjee (2000) et Bhuvaneshwari *et al.* (2015), montrant les effets de polluants sur les muscles de poissons. Ils ont observé pour la plupart, la dégénérescence musculaire du *Labeo rohita* exposé à l'hexachlorocyclohexane en Inde et du *Sarotherodon melanotheron* aux pesticides en Côte d'Ivoire. Le muscle a des caractéristiques qui influencent la qualité de la chair des poissons (Listrat *et al.*, 2015). Il est composé de fibres musculaires et de tissus conjonctifs. L'infection du muscle perturbe le rôle joué par les fibres musculaires, les tissus conjonctifs et adipeux. Le rôle du muscle est primordial dans le déterminisme des composantes de la qualité de la chair du poisson.

CONCLUSION

La présente étude a permis de mettre en évidence les risques d'exposition et d'intoxication engendrée par l'utilisation abusive de pesticides en agriculture aux alentours du fleuve Sassandra à Guessabo, d'évaluer leurs impacts écologiques potentiels dans le milieu aquatique et enfin, de montrer les dommages toxicologiques sur les poissons.

Les résultats ont montré au niveau des distributeurs et des producteurs, de mauvaises pratiques dans la commercialisation et l'utilisation des pesticides. Ces mauvaises pratiques sont liées d'une part chez les distributeurs, au faible niveau scolaire, au manque de formation pour le domaine d'activité et aux manipulations des boîtes de pesticides dans les magasins. D'autre part, chez les agriculteurs, ces mauvaises pratiques sont liées au faible niveau de connaissance sur les bonnes techniques d'utilisation des pesticides. A ces pratiques s'ajoutent l'existence des pratiques incontrôlées dans la préparation des bouillies, la gestion des emballages vides, des restes de pesticides et le non-respect des normes de pulvérisation des parcelles. L'étude a révélé que certains producteurs utilisent des produits non homologués. Cependant, ces producteurs estiment être conscients des risques sanitaires et environnementaux liés à l'emploi des produits phytosanitaires. Un total de trente-trois formulations différentes de pesticides a été recensé aux alentours du fleuve à Guessabo. Ces multiples produits agricoles compliquent davantage des moyens pour minimiser les conséquences sanitaires et environnementales de leur utilisation. Les cultures sont réalisées dans le lit du fleuve en saison sèche avec des Zones de Non Traitement non respectées et des applications incontrôlées des pesticides, ce qui expose le milieu aquatique à des contaminations par les pesticides.

L'étude de la variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau du fleuve à Guessabo a montré que certains paramètres tels que la température, la conductivité et la transparence ne varient pas significativement au cours des périodes ($p > 0,05$). Néanmoins, la transparence affiche des valeurs légèrement plus élevées en période de hautes eaux qu'en période de basses eaux. En revanche, le pH et l'oxygène dissous présentent une variation significative entre les périodes ($p < 0,05$). En effet, le pH est légèrement acide et plus proche de la neutralité en période de basses eaux, et quant à l'oxygène dissous, sa valeur moyenne à la période de hautes eaux est sensiblement le double à la période de lit mineur. De façon globale, l'analyse des paramètres physico-chimiques de cette eau a révélé un pH légèrement acide avec une température élevée toute l'année et une oxygénation moyenne.

Les concentrations annuelles des résidus de pesticides dans l'eau ont montré des valeurs moyennes des pesticides supérieures aux normes internationales pour l'eau de consommation et de qualité environnementale pour les organismes aquatiques. Ces résultats ont permis de conclure que l'eau du fleuve est de mauvaise qualité chimique et écologique. L'analyse des

concentrations de résidus de pesticides dans l'eau a montré des concentrations élevées de lambdacyhalothrine (49,96 µg/L) par rapport aux autres résidus étudiées. L'étude de la variation périodique a révélé une différence significative ($p < 0,05$) entre les périodes pour l'imidaclopride, la lambdacyhalothrine, la deltaméthrine et le glyphosate dans l'eau du fleuve. Les concentrations de ces résidus ont été élevées pendant la périodes des hautes eaux. Par ailleurs, la période de motnée des heaux enregistre des concentrations élevées de résidus de pesticides dans l'ensemble contrairement à la période de lit mineur.

L'analyse des sédiments a révélé la présence de tous les pesticides étudiés. Cette étude a montré des concentrations de résidus de pesticides variant d'une période à une autre. Les variations périodiques ont relevé une différence significative entre les périodes pour l'imidaclopride, la deltaméthrine et le glyphosate dans les sédiments du fleuve. L'acétamipride, la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine et le 2,4-D ne présentent aucune différence significative dans les sédiments entre les périodes. La concentration la plus élevée dans les sédiments est enregistrée au cours de la période de basses eaux avec la lambdacyhalothrine (4,05 mg/kg). L'ordre croissant des teneurs annuelles de pesticides dans les sédiments est 0,06 mg/kg de 2,4 -D, 0,07 mg/kg d'imidaclopride, 0,10 mg/kg de deltaméthrine, 0,21 mg/kg de cyperméthrine, 0,23 mg/kg de glyphosate, 0,42 mg/kg d'acétamipride et 2,21 mg/kg de lambdacyhalothrine. Cette étude a montré des taux élevés de résidus de pesticides dans les sédiments par rapport à ceux enregistrés dans l'eau. Excepté la cyperméthrine et l'acétamipride, les coefficients d'échanges eau-sédiment calculés à Guessabo montrent une migration de résidus de pesticides de la colonne de l'eau vers les sédiments.

Les résultats des analyses de branchies, de foies et de muscles de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* pêchés dans le fleuve Sassandra à Guessabo ont montré la présence du 2,4-D, de l'imidaclopride, de la deltaméthrine, de la cyperméthrine, glyphosate, de la lambdacyhalothrine et de l'acétamipride dans les différents organes. L'étude de la variation périodique a révélé une accumulation de résidus de pesticides assez élevée en période de basses eaux dans les organes des poissons. Les résultats des analyses ont montré des apparences similaires de concentration de résidus de pesticides dans les organes de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*. Chez chacun des poissons, le muscle concentre moins de pesticides que le foie et les branchies. Par ailleurs, les facteurs de bioconcentrations calculés sont plus élevés dans les organes de *Chrysichthys nigrodigitatus* que les organes de *Oreochromis niloticus*. Les résidus de pesticides provenant de l'eau contaminent les organes des poissons. Ces contaminations sont assez accentuées dans les branchies et le foie, justifiant une contamination chronique par ingestion.

L'étude des indices de risques de toxicités sanitaires et environnementales a montré la présence de toutes les matières actives recherchées, indiquant ainsi une possibilité de contamination accrue avec les pesticides pour la santé et pour l'environnement.

Les valeurs les plus élevées des indices de risques pour la santé ont été obtenues avec la deltaméthrine, le 2,4 D, la cyperméthrine et le glyphosate. Concernant l'environnement, les matières actives présentaient un risque pour les invertébrés terrestres, le sol, les oiseaux et le milieu aquatique. Pour ce dernier, la cyperméthrine enregistre l'indice de risque le plus élevé. Le risque de mobilité a été nul dans l'ensemble. Les facteurs de persistance ont été élevés avec l'imidaclopride et la cyperméthrine. La bioaccumulation a enregistré de forts potentiels avec la lambdacyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine.

L'étude du risque potentiel d'exposition de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus* aux pesticides montre aussi que ces poissons ne présentent sensiblement pas de danger pour le consommateur. Cependant, la valeur du quotient de danger obtenue après calcul pour la lambdacyhalothrine avec la consommation de *Oreochromis niloticus* chez l'enfant, met en exergue un risque sanitaire chronique encouru par la population enfantine. Les résultats de la lambdacyhalothrine montrent que la consommation de *Oreochromis niloticus* provenant du fleuve à Guessabo expose plus les enfants de moins de 15 ans que les adultes.

Ces travaux ont montré également des anomalies tissulaires dans les branchies, le foie et le muscle de *Oreochromis niloticus* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*. La présence de matières actives dans les tissus de poissons semble être l'une des causes des dommages tissulaires observés au niveau des branchies, du foie et du muscle. La branchie est l'organe le plus altéré chez les poissons. Elle donne un taux de prévalence de 93,30 % avec *Oreochromis niloticus* et 96,60 % avec *Chrysichthys nigrodigitatus*. Le foie est l'organe intérieur présentant plus de dommages tissulaires avec les deux espèces de poissons. L'étude histopathologique a montré que la Myonécrose musculaire est la seule anomalie décelée dans les muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* à un taux de prévalence de 13,30 % et dans ceux de *Oreochromis niloticus* à un taux de prévalence de 10 %. Les anomalies des branchies, du foie et des muscles entraînent des dysfonctionnements de l'organisme du poisson mettant en doute la qualité du poisson pour la consommation humaine.

Ce travail met en évidence les contaminations en pesticides de l'eau, des sédiments et des poissons par la mauvaise pratique agricole aux alentours du fleuve Sassandra à Guessabo. Ces pratiques agricoles inappropriées engendrent des intoxications chez les distributeurs et les agriculteurs puis perturbent le système aquatique. Par ailleurs, les concentrations élevées en

lambdacyhalothrine et les effets cumulatifs des différentes matières actives dans les matrices requièrent une attention particulière qui pourrait causer des risques sanitaires.

En effet, dans l'objectif de compléter cette présente étude sur la contamination en pesticides du fleuve et des poissons, d'autres études peuvent être envisagées permettant de maîtriser ce processus de contaminations et capable de trouver des mécanismes de réduction de celle-ci.

Ainsi, une étude de la spéciation des différentes formes des matières actives dans le fleuve à Guessabo permettrait de mieux comprendre les contaminations des organismes aquatiques et de suivre leur effet sanitaire chez le consommateur supérieur. Une étude expérimentale de poissons dans des milieux contrôlés et contaminés permettra de mieux apprécier les dommages tissulaires que pourraient engendrer les pesticides sur les poissons dans l'environnement naturel. Enfin, une étude de l'effet des différentes cuissons du poisson de Guessabo permettrait de trouver un mécanisme de réduction considérable de la toxine pesticide dans le poisson avant sa consommation.

Toutefois, la sensibilisation des agriculteurs sur les effets néfastes de la contamination des fleuves par les pesticides manipulés à ces alentours est donc primordiale. Une police de surveillance continue et bien outillée de ces grands fleuves s'avère urgente.

REFERENCES

- Abotchi k. (1994). Etude des résidus d'une' formulation de cyperméthrine (cyperax ser) dans trois types de culture maraîchère (chou, tomate, pomme de terre) et dans le sol. Thèse de doctorat, Ecole inter-Etats des sciences et médecine vétérinaires, Université Cheikh anta Diop, Dakar, Sénégal, 95 p.
- Adechian S.A., Baco M.N., Akponikpe I., Toko I.I., Egah J. & Affoukou K. (2015). Les pratiques paysannes de gestion des pesticides sur le maïs et le coton dans le bassin cotonnier du Bénin. *Vertigo*, 15 (2) : 1-15.
- Adjiri O.A., Assoma T.V., Soro G., Aka N., Bengaly I. & Soro N. (2020). Évaluation des aptitudes d'usages des eaux de source naturelles dans l'agriculture à partir de techniques hydrochimiques : cas de celles des départements de Daloa et Zoukougbeu, Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 16 (1) : 204-217.
- Afrique verte (2004). Modules de formation sur les techniques de stockage et de conservation des céréales. 1ère édition, Ouagadougou, Burkina Faso, 42 p.
- Agbohessi P. & Imorou T.I. (2021). Effets toxiques des herbicides à base du glyphosate sur les poissons et autres animaux aquatiques : approche bibliographique. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 15 (6) : 2685-2700.
- Agbohessi T.P., Imorou Toko I., Ouédraogo A., Jauniaux T., Mandiki S.N.M. & Kestemont P. (2015). Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of the Total Environment*, 506 : 567-584.
- Agbri L. Bamba S.B., Doumouya I. & Savané I. (2010). Bilan des flux de matières particulaires et dissoutes du Sassandra à Gaoulou pont (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*, 7 (2) : 107 - 118.
- Agneroh A.R. (2012). Evaluation des services de fourniture d'intrants agricoles des zones cacaoyères. Rapport final, African cocoa initiative, 67 p.
- Aguilar F. (2005). Seuil de préoccupation toxicologique pour l'analyse de risque sanitaire des substances chimiques dans les aliments. Validations du rapport, Agence française de sécurité sanitaire des aliments, France, 44 p.

- Ahouangninou C., Fayomi B. & 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 : 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 : 241-48.
- Ahouangninou A.C.C. (2013). Durabilité de la production maraîchère au sud-Bénin : Un essai de l'approche écosystémique. Thèse de Doctorat Unique, Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines, Faculté des Sciences et Techniques, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 349 p.
- Ahouangninou C., Thibaud M., Cledjo P., Assogba K.F., Djogbenou L., Assogba B., Soumanou M., Boko M. & Fayomi B. (2015). Caractérisation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires dans la production de légumes dans les communes de Cotonou, de Seme-kpodji et de Ouidah au Sud-Bénin. *Cahier du Centre Béninois de la Recherche Scientifique et Technique*, 7 (2) : 135 – 171.
- Al Ashi A. (2015). Implantation des échantillonneurs passifs pour le suivi des pesticides dans les milieux aquatiques libanais. Chimie analytique. Université de bordeaux. Thèse de doctorat, chimie analytique et environnementale, Ecole Doctorale des Sciences Chimiques, Université de Bordeaux, France, 264 p.
- Albaret J.J. & Gerlotto F. (1976). Biologie de l'Ethmalose, *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich), en Côte d'Ivoire. 1 - Description de la reproduction et des premiers stades larvaires. Document Scientifique, Centre de Recherche Océanographique, Abidjan, Côte d'Ivoire, 7 (1) : 113-133.
- Alexander J.B.R. (2017). Influence des variations des facteurs environnementaux sur la croissance de poissons de l'atlantique. Thèse de doctorat, Biodiversité et Ecologie, Ecole Doctorale Vie-Agro-Santé, Université Bretagne Loire, France, 195 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 : PhytoNiger. Thèse de doctorat, UFR Santé Publique et Epidémiologie, Université de Bordeaux, France, 157 p.

- AL–Sayeda H. (2007). Transfert d'un insecticide systémique, l'imidaclopride, chez la tomate : implication du transport phloémien. Thèse de doctorat, École doctorale Qualité et Sécurité des Aliments, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 154 p.
- Amadou D., (2013). Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal). Thèse de doctorat, Chimie Analytique, Université du Littoral Côte d'Opale France, 190 p.
- Amoussou T.O., Toguyeni A., Toko I.I., Chikou A. & Karim Y.A.I. (2016). Caractéristiques biologiques et zootechniques des tilapias africains *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10 (4) : 1869-1887.
- Anderson A.M. (2005). Overview Of Pesticide Data In Alberta Surface Waters Since 1995. PhD, Environmental Monitoring and Evaluation Branch (Alberta Environment, Royaume-Uni), 172 p.
- Angama K. (1983). Régime alimentaire de deux espèces de *Chrysichthys* en lagune (Côte d'Ivoire). Mémoire de D.E.A. Ecole nationale supérieure de Rennes, France, 28 p.
- APRIFEL (2004). Pesticides, risques et sécurité alimentaire. Agence pour la recherche et l'information en fruit et légumes frais, 75010 Paris, France, 216 p.
- AQUAREF (2015). Opérations d'échantillonnage de sédiments en milieu continental (cours d'eau et plan d'eau) dans le cadre des programmes de surveillance DCE - Guide d'échantillonnage, Recommandations techniques, France, 20 p.
- ASNAP. (2016). Projet "appui à l'agriculture sensible à la nutrition et développement des capacités des petits agriculteurs". Rapport final, Plan de Gestion des Pestes (PGP). Ministère de l'Agriculture et de Développement Rural (Côte d'Ivoire), 63 p.
- Aubé D. (2016). Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse, Bilan actualisé des connaissances. Agence de l'eau *Collection « eau & connaissance »*, Rhône Méditerranée - Corse, France, 114 p.
- 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. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref, France, 902 p.

- Baka D. (2012). Géométrie, hydrodynamisme, des réservoirs, fracturés du socle protérozoïque de la région d'Oumé (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse doctorat Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 260 p.
- Ballesteros N. (2020). Le rôle essentiel des organes d'élimination. Catégorie Foie et détoxification. 2 p. <https://www.laboratoire-lescuyer.com/nos-conseils-sante>. Consulté le 27/04/2022 à 17 heures 16 minutes.
- 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.
- Barriuso E., Calvet R., Schiavon M. & Soulas G. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformation et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3 (4) : 279 – 296.
- Batsch D. (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse d'Etat, Sciences pharmaceutiques, Université Henri Poincaré - Nancy 1, France, 165 p.
- Baudron A.R., Needle C.L., Rijnsdorp A.D. & Marshall C.T. (2014). Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes. *Global Change Biology*, 20 (4) : 1023–31.
- Beaufort A. (2015). Température des cours d'eau : analyse des données et modélisation : application au bassin de la Loire. Rapport final, Laboratoire EA 6293 GéoHydrosystèmes Continentaux, ONEMA - Université François-Rabelais de Tours (France), 66 p.
- Beaumont A. & Cassier P. (2000). Biologie animale. Les Cordés : Anatomie comparée des Vertébrés, 8e édition, Dunod, Paris, France, 638 p.
- Bedos C., Cellier P., Calvet R. & Barriuso E. (2002). Occurrence of pesticides in the atmosphere in France, *Agronomie*, (22) : 35-49.
- Belghiti M., Chahlaoui A., Bengoumi D.E.L & Moustaine R. (2013). Etude de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plioquaternaire dans la région de Meknes (Maroc). *Larhyss Journal*, (14) : 21-36.

- Benboudiaf S. (2020). Pesticides Organochlorés. Cours 5eme année pharmacie, Département de pharmacie, Université Ferhat Abbas, Sétif, Algérie, 10 p. <https://fmedecine.univ-setif.dz/ProgrammeCours/organochloré>. Consulté le 2/01/2023.
- Bermond R. & Vuichaard R. (1973). Les paramètres de la qualité des eaux. Documentation Française, Paris, France, 179 p.
- Beveridge M.C.M. & Baird M.A.J. (2000). Biology and Exploitation. Fish and Fisheries Series 25. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (Netherlands), 505 p.
- Bhuvaneshwari R., Padmanaban K. & Rajendran R.B. (2015). Histopathological Alterations in Muscle, Liver and Gill Tissues of Zebra Fish *Danio Rerio* due to Environmentally Relevant Concentrations of Organochlorine Pesticides (OCPs) and Heavy Metals. *International Journal of Environmental Research*, 9 (4) :1365-1372.
- Bichet H. & Dorchie P. (1998). Estimation du taux de prévalence de l'hydatidose bovine en Midi-Pyrénées. *Parasite*, (5) : 61-68.
- Binon M. & Davesne S. (2021a). Cadre légal Bruxellois en matière d'eau. Fiches documentées n°4, thématique eau, Bruxelles environnement (Belgique), 27 p.
- Binon M. & Davesne S. (2021b). Cadre légal Bruxellois en matière d'eau. Fiches documentées n°13, thématique eau, Bruxelles environnement (Belgique), 27
- Blé M., Arfi R., Yeboua A. & Diopoh K. (2007). Qualité nutritive de l'alimentation naturelle du tilapia *Oreochromis niloticus* en élevage extensif dans des étangs de barrage (côte d'ivoire). *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 385 : 01-16
- Blé M.C., Alla Y.L. & Kervarec F. (2008). Régimes alimentaires de trois principales espèces piscicoles élevées en Côte d'Ivoire. Fiches Techniques et Documents de Vulgarisation, 10 p.
- Bodereau-Dubois B. (2011). Récepteurs nicotiniqes neuronaux d'insectes et insecticides : caractérisation de facteurs cellulaires impliqués dans la modulation de l'efficacité des neonicotinoïdes. Thèse de Doctorat, Biologie des organismes, Université Angers, France, 195 p.

- Boland J., Koomen I., De Jeude J.V.L. & Oudejans J. (2004). Les pesticides : composition, utilisation et risques. Agrodok 29, première édition. *Fondation Agromisa*, Wageningen, (Pays Bas), 124 p.
- Bolivar R.B., Mair G.C. & Fitzsimmons K. (2004). Proceedings of the Sixth International Symposium on Tilapia in Aquaculture. *Bureau of Fisheries & Aquatic Resources*, Manila (Philippines), 682 p.
- Bonnefoy A. (1998). Impact des intrants agricoles sur la qualité des eaux en zone cotonnière du Mali-Sud. Mémoire Ingénieur en Environnement, Chimie Analytique et Ecosystèmes, Institut Universitaire Professionnalisé, Université de Compiègne, France, 50 p.
- Bouchard M., Côté J. & Khemiri R. (2019). La lambda-cyhalothrine comme insecticide en milieu agricole Étude de la toxicocinétique de biomarqueurs pour le suivi de l'exposition des travailleurs. Rapport scientifique, R-1043, 81 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, direction régionale de Guadeloupe, France, 70 p.
- Bowen S.H. (1981). Digestion and assimilation of periphytic detrital aggregate by *Tilapia mossambica*. *Transactions of the American Fisheries Society*, (110) : 239-245.
- Bush L.M. & Vazquez-Pertejo M.T. (2018). Tick borne illness-Lyme disease. *Disease-a-Month*, 64 (5) : 195-212.
- Byrtus G., Anderson A., Saffran K., Bruno G. & Checknita L. (2002). Determination of new pesticides in Alberta's surface waters (1999-2000). The Water Research User Group Alberta Environment, 31 p.
- Calderón-Segura M.E., Gómez-Arroyo S., Villalobos-Pietrini R., Martínez-Valenzuela C., Carbajal-López Y., Calderón-Ezquerro M.C., Cortés-Eslava J., García-Martínez R., Flores-Ramírez D., Rodríguez-Romero M.I., Méndez-Pérez P. & Bañuelos-Ruiz E. (2012). Evaluation of Genotoxic and Cytotoxic Effects in Human Peripheral Blood Lymphocytes Exposed *In Vitro* to Neonicotinoid Insecticides News. *Journal of Toxicology*, (2012) : 1-11.

- Calla S. (2017). Des poissons morts, des enquêtes et des rivières différentes. Développement durable et territoires. Modalités de qualification et de gestion des ressources naturelles (2/2). *Journals Open edition*, 8 (1) : 1-15.
- 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, 637 p.
- Camil J. (1984). Pétrographie chronologique des ensembles granulitiques archéens et formations associées de la région de Man (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences naturelles. Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 306 p.
- Camiré M. (2007). Effet de l'exposition chronique aux pesticides sur le statut physiologie du poisson d'eau douce. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec, Montréal, 107 p.
- Casado-Martinez C., Molano-Leno L., Grandjean D., De Alencastro L.F., Werner I. & Ferrari B.J.D. (2016). Impact des sédiments sur la qualité de l'eau. Surveillance écotoxicologique de la qualité de la rivière Venoge. *Aqua & Gas*, 96 (4) : 56-63.
- Casas S. (2005). Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis* en milieu méditerranéen. Thèse de Doctorat, Océanologie biologique, Université du Sud Toulon Var, France, 301 p.
- Cassard-Doulier A.M. & Perlemuter G. (2011). Inflammation hépatique liée à l'obésité (NASH). *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 46 (5) : 240-246.
- CCHST (2023). Pesticides-Généralités : Réponses SST. Fiches d'information Réponses Santé et Sécurité au Travail. Centre Canadien d'Hygiène et de Sécurité au Travail, Canada, 15 p. <https://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/pesticides/general.html>. Consulté le 19/02/2022.
- CCME, (2007). Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - imidaclopride. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 9 p. <https://ccme.ca/fr/res/imidaclopride-fr-recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-des-eaux-protection-de-la-vie-aquatique.pdf>. Consulté le 26/07/2022.

- CIRAD (2000). Les herbicides, CIRAD-CA GEC Amatrop, 64 p. [Http://open-library.cirad.fr > files](http://open-library.cirad.fr/files). Consulté le 24/10/22.
- Cissé I., Tandia, A.A., Fall S.T. & Diop E.H.S. (2003). Usage incontrôlé des Pesticides en Agriculture Périurbaine : cas de la zone de Niayes au Sénégal, *Cahiers d'Etudes et de Recherche francophones/Agriculture Mai Juin*, 12 (3) : 181-6.
- Claver, A., Ormad P., Rodriguez L. & Ovelleiro J.L. (2006). Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin. *Chemosphere*, 64 (9) : 1437-1443.
- COMHAFAT (2014). Industrie des pêches et de l'Aquaculture en Côte d'Ivoire. Rapport n°7 de la revue de l'industrie des pêches et de l'aquaculture dans la zone de la COMHAFAT, 100 p.
- Congo A.K. (2013). Risques sanitaires associés à l'utilisation de pesticides autour de petites retenues : cas du barrage de Loumbila. Mémoire de Master Eau et Assainissement. Institut International d'Ingénierie, 2iE, Ouagadougou, Burkina Faso, 57 p.
- CoPath (2012). Lésions élémentaires des cellules, tissus et organes. Collège Français des Pathologistes, 29 p. [https://www.sfpathol.org > 564-manuel-2-lesions-eleme](https://www.sfpathol.org). Consulté le 14/06/22.
- Coulibaly A., Bouatené D., Traoré D.O., Traoré K.S. & Amani N.G. (2021). Contribution à la sécurité alimentaire et à la nutrition : Utilisation du four amélioré (Thiaroye) dans la réduction de la teneur en HAP de deux espèces de poissons (thon et mâchoiron) fumés en Côte d'Ivoire. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 33 (3) : 482-490.
- Coulibaly A.S, Monde S., Wognin A.V. & Aka K. (2010). Dynamique des éléments traces métalliques dans les sédiments des baies d'Abidjan (baie du banco et rade portuaire). *European Journal of Scientific Research*, 46 : 204-2015.
- Coulibaly L., Ouattara P.J. & Tiho S. (2012). Potentiel en biogaz des résidus agropastoraux et des excréments humains du bassin versant du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6 (6) : 6003-6016.
- Coulibaly S. (2013). Bioaccumulation des métaux lourds et effets biologiques induits chez *Sarotherodon melanotheron Ruppell*, 1852 pêchés dans la baie de Biétrie en lagune Ebrié

- (Côte D'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 142 p.
- Couteux A. & Salaün C. (2009). Index phytosanitaire. 45e édition, *Association de Coordination Technique Agricole*, Paris (France), 804 p.
- Cruz J.M. (2015). Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat, chimie analytique, Ecole Doctorale des Sciences Chimiques, Université de Bordeaux, France, 481 p.
- Culliney T.W., Pimentel D. & Pimentel M.H. (1992). Pesticides and natural toxicants in foods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 41 (3) : 297-320.
- Dabo A. (2017). L'égalité de l'homme et de la femme dans le mariage en Afrique noire francophone Étude comparée des droits du Bénin, du Burkina Faso et du Mali. Thèse de doctorat, droit privé et sciences criminelles, Ecole Doctorale de Droit, Université de Bordeaux, France, 571 p.
- Dallas E.P., Douglas E.S., Curtis R.T. & Brian L.O. (2013). Herbicide Mode of Action. Kansas State University, USA, 28 p.
- Das B.K. & Mukherjee S.C. (2000). A histopathological study of carp (*Labeo rohita*) exposed to hexachlorocyclohexane. *Veterinarski Arhiv*, 70 (4) : 169-180.
- Davis D.L. & Bradlow H.L. (1995). Can Environmental Estrogen Cause Breast Cancer ? *Scientific American*, 273 : 166-172.
- De Kinkelin P. & Gerard J.P. (1972). Connaissances de base sur la pathologie des poissons. Conférences données à l'Ecole des Gardes-Pêche (32e promotion), France, 32 p.
<https://www.kmae-journal.org › pdf › kmae197224701>. Consulté le 27/01/2023
- De Kinkelin P., Michel C. & Ghittino P. (1985). Précis de pathologie des Poissons. Institut National de Recherche Agronomique, Office International des Epizooties, Paris, France, 348 p.

- De Silva S.S., Perera M.K. & Matipe P. (1984). The composition, nutritional status and digestibility of the diets of *Sarotherodon mossambicus* from nine man-made lakes in Sri Lanka. *Environmental Biology of Fishes*, 11 : 205– 219.
- De Villiers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Fiche de données, Observatoire des Données de l'Environnement, Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement, 16 p.
- Deepasree M.I. & Rajendran N.M.S. (2015). Histological and Protein Profile Alterations of Liver of Freshwater Fish *Channa punctatus* (Bloch), on Exposure to Fungicide, Fytran. *International Journal of Science and Research*, 6 (6) : 1370-1374.
- Diaya S. (2016). Caractérisation physicochimique des eaux du fleuve Sassandra dans le Département de Soubré. Mémoire de Master en Géosciences et Environnement, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan (Côte d'Ivoire), 68 p.
- Diop A. (2013). Diagnostic des pratiques d'utilisation et quantification des pesticides dans la zone des Niayes de Dakar (Sénégal). Thèse de Doctorat, Université du Littoral Côte d'Opale, France, 241 p.
- Djongoué G. (2015). Qualité perçue de l'information comptable et décisions des parties prenantes. Thèse de Doctorat, Gestion et management, Université de Bordeaux, Français, 376 p.
- Dokotala B. (2016). La Représentation féminine de la culture et de la tradition dans C'est le soleil qui m'a brûlée et Comment cuisiner son mari à l'africaine de Calixthe Beyala. *Journal of Humanities*, (24) : 107 - 120.
- Dokulil M., Chen W. & Cai Q. (2000). Anthropogenic impacts to large lakes in China : the Tai Hu example. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3 : 81 - 94.
- Doucoure F.B. (2022). Statistique descriptive. Les précis du cofeb - n°22, 69 p.
- Doumbia M. & Kwadjo K.E. (2009). Pratiques d'utilisation et de gestion des pesticides par les maraîchers en Côte d'Ivoire : Cas de la ville d'Abidjan et deux de ses banlieues (Dabou et Anyama). *Journal of Applied Biosciences*, 18 : 992 – 1002.

- Dugué P. (2001). Etude des méthodes de conseil de gestion et d'appui à la commercialisation pour les exploitations agricoles en Côte d'Ivoire. Rapport d'Expertise CIRAD-TERA, Bouaké, Côte d'Ivoire, 40 p.
- Dur C., Gouy V., Clvet R., Belamie R. & Chaplain V. (1998). Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff measured under controlled conditions, *Comptes rendus de l'Académie des Sciences*, 327 (6) : 404-411.
- Dural M., Genç E., Yemenicioğlu S. & Sangun M. K. (2010). Accumulation of Some Heavy Metals Seasonally in *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda) and Its Host Red Sea Bream, *Pagellus erythrinus* (Sparidae) from Gulf of Iskenderun (North-Eastern Mediterranean). *Environmental Contamination and Toxicology*, (84) : 125-131.
- Durand J-R., Dufour P. & Guiral D. (1994). Environnement et ressources aquatiques de Côte-d'Ivoire. Tome II Les milieux lagunaires, Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération, Éditions de l'ORSTOM, 546 p.
- Dussart B. (1966). Limnologie. L'étude des eaux continentales. 100 figures, 5 pl., 29 annexes. Tome 53, Paris : Gauthier-Villars & Cie édition, Collection Géobiologie, Ecologie, Aménagement (4) : 704 p.
- EFSA (2015). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *European Food Safety Authority Journal*, 13 (11) : 4302.
- El Bakouri H. (2006). Développement de nouvelles techniques de détermination des pesticides et contribution à la réduction de leur impact sur les eaux par utilisation des substances organiques naturelles. Thèse Doctorat, Université Abdelmalek Essaadi, Tanger, Maroc, 237 p.
- El Ghazi I., Egah J., Imane B., Menouni A., Amane M., Kestemont M-P. & El Jaafari S. (2021). Utilisation et Gestion des Pesticides dans les Zones Agricoles Urbaines, Périurbaines et Rurales de la Préfecture de Meknès, Maroc. *European Scientific Journal*, 17 (34) : 94 - 111.
- Eldin M. & Milleville P. (1989). Le risque en agriculture. Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération, Editions ORSTOM, Paris (France), 619 p.

- EPA (2007). Test methods for evaluating solid waste, physical-chemical methods, method 6010C. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, *Environmental Protection Agency*, USA, 34 p.
- Evans D.H., Piermarini P.M. & Choe K.P. (2003). The Multifunctional Fish Gill: Dominant Site of Gas Exchange, Osmoregulation, Acid-Base Regulation, and Excretion of Nitrogenous Waste. *Physiological Reviews*, 85 (1) : 97-177.
- Ezemonye L.I.N. (2005). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) levels and distributions in Ethiopia and Benin Rivers of the Niger Delta : Surface water and sediments. *International Journal of Environmental Studies*, 62 (5) : 491-504.
- Fagade S.O. & Olaniyan C.I.O. (1973). The food and feeding interrelation of the fishes in the Lagos lagoon. *Journal of Fish Biology*, (5) : 205-225.
- FAO (1988). Guidelines on retail distribution of pesticides with particular reference to storage and handling at the point of supply to users in developing countries. Rome, Italie, 9 p.
- FAO (2005). L'irrigation en Afrique en chiffres. Division de la mise en valeur des terres et des eaux. Rapport sur l'eau, Rome, Italie, 652 p.
- FAO (2022). La Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2022. Vers une transformation bleue. Rome, Italy, 262 p.
- FAO/DANIDA (1993). Séminaire sur les techniques de stockage et de traitement des récoltes. Centre de Recherches F.A.O./DANIDA sur le stockage des denrées en milieu rural africain, P.M.B. 5320, Ibadan, Nigeria, édition FAO, 123 p.
- FAO/OMS (1974). Evaluation toxicologique de certains additifs alimentaires ; examen des principes généraux et des normes. Dix-septième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires, Genève, Suisse, 42 p.
- FAO/OMS (2010). Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides. Directives pour la publicité des pesticides, Rome, Italie, 22 p.
- FAO/OMS (2021). Gestion des pesticides dans l'agriculture et la santé publique - Recueil des directives de la FAO et de l'OMS et d'autres ressources. Rome, Italie, 73 p.

- FAO/WHO (2021). Pesticide residues in food – 2021. Joint FAO/WHO meeting on pesticide residues, Evaluation Part II – Toxicological, 596 p.
- FAO/WHO (2023). Codex Alimentarius Commission Procedural Manual. 28 th edition, Rome, Italie, 220 p.
- Farmer D., Hill I.R. & Maund S.J. (1995). A comparison of the fate effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in mesocosms. *Ecotoxicology*, 4 : 219-244.
- Faye M.M. (2013). Actualisation du plan de gestion des pestes et des pesticides. Rapport final, Projet de Gestion intégrée des Ressources en Eau et de Développement des Usages Multiples du Bassin du fleuve Sénégal (PGIRE), 78 p.
- Fernandes M.N. & Mazon A.F. (2003). Environnement pollution and fish gill morphology. Kapoor (eds). Fish adaptaion enfield. *Sciences Publishers*, 203-231.
- Findley R.W., Jurgensmeyer J.C. & Lambrechts C. (1987). Etats-Unis : La législation sur les pesticides aux Etats-Unis. In, *Revue Juridique de l'Environnement*, 2 : 179-200 ;
- Fischer-Scherl T., Veese A., Hoffmann R.W., Kühnhauser C., Negele R.D. & Ewringmann T. (1991). Morphological effects of acute and chronic atrazine exposure in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20 (4) : 454-461.
- Fishel F.M. (2014). What are inert ingredients ? PI-44, University of Florida, USA, 2p. <https://journals.flvc.org/edis/article/download>. Consulté le 06/08/2021.
- Flury M. (1996). Expérimental évidence of transport of pesticides through field soils - a review. *Journal of Environmental Quality*, 25 : 25-45.
- Fournier J. (1988). Chimie des pesticides, cultures et techniques. Agence de Coopération culturelle et Technique (ACTA), Paris, France, 347 p.
- Fredon (2013). Protéger les végétaux : les bons réflexes, 7 p. https://www.eauxglacees.com/IMG/pdf/Qu_est-ce_qu_un_produit_phytosanitaire. Consulté le 05/02/2022.
- Froese R. & Pauly D. (2000). FishBase: Concepts, design and data source. ICLARM, Los Banos, Laguna Philippines, Manuel, editor: WorldFish, 344 p.

- Fuller P.L. & Nico L.G. (2002). Nonindigenous Fishes of Florida, With a Focus on South Florida. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Center for Coastal Geology-Retrieved, 4 p.
- Gandar A. (2015). Réponse aux stress multiples chez les poissons : effets croisés de la température et des cocktails de pesticides. Thèse de doctorat en Ecologie Environnement, Université Paul Sabatier - Toulouse III (France), 311 p.
- Garcia O. (2020). Mise à jour de l'étude des risques sanitaires. Rapport d'étude. Tec'chim Sorbiers, France, 100 p. https://www.loire.gouv.fr/IMG/pdf/a10_ers_novembre_2020-2.pdf. Consulté le 05/02/2023.
- Gboko Y.D.A., Aka N., Keumean K.N. & Soro N. (2022). Suivi de la qualité physico-chimique des eaux du Sassandra à la station hydrométrique de Gaoulou, Sud-ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 21(3) : 127 – 141.
- Genten F., Terwinghe E. & Danguy A. (2010). Histologie illustrée du poisson. Laboratoire de morphologie fonctionnelle, Université Libre de Bruxelles, 1ere édition. Edition Quae, RD 10 78026 Versailles Cedex, France, 507 p.
- Gérin M., Gosselin P., Cordier S., Viau C., Quénel P. & Dewailly E. (2003). Environnement et santé publique, Fondements et pratiques. Editions *Tec & Doc Edisem*, 1023 p.
- Ghanbahadur A.G., Ghanbahadur G.R., Ganeshwade R.M. & Wagh S.B. (2015). Histopathological effect of organochloride endosulfan on gills of larvivorous fish *Rarbora daniconius*. *Bioscience Discovery*, 6 (2) : 121-124.
- Gibbons D., Morrissey C. & Mineau P. (2014). Examen des effets directs et indirects des néonicotinoïdes et du fipronil sur la faune des vertébrés. *Environmental Science and Pollution Research*, 10.1007.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebeu P.F. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologiques. *In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM*, 50, Paris (France) : 113-151.
- Giroux I. (2004). La présence des pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2004/0309, Collection n° QE/151, 40 p.

- Giroux I., Roy N. & Lamontagne C. (2010). Présence de Pesticides dans l'Eau Souterraine en Milieu Agricole : Étude Pilote du Bassin Versant de la Rivière Châteauguay, *Canadian Water Resources Journal*, 35 (4) : 527-542.
- Glunt K.D., Blanford J.I. & Paaijmans K.P. (2013). Chemicals, climate, and control : increasing the effectiveness of malaria vector control tools by considering relevant temperatures. *PLOS Pathogens*, 9 (10) : 1003602.
- Gouy V., Garon-Boucher C., Ravanel P. & Tissut M. (2001). Produits phytosanitaires : De la parcelle au cours d'eau. CEMAGREF, Lyon, France, 8 p.
- Groga N. (2012). Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Ecologie Fonctionnelle, Université de Toulouse, France, 224 p.
- Gupta A., Rai D.K., Pandey R.S. & Sharma B. (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environnement Monitoring and Assessment*, 157 : 449–458.
- Gwinner J., Harnisch R. & Mück O. (1991). Manuel sur la manutention et la conservation des grains après récolte. Ed. G.T.Z. Postach 5180, D-65726, Eschborn, Hamburg, 332 p
- Hafiane F.Z., El Bouzaidi H., Nouayti N., Tahri L., El Jarmouni M., Didi S. & Fekhaoui M. (2021). Inventory : The pesticides application and its risk assessment in the irrigated perimeter of Tadla-Morocco. *Limnological Review*, 21 (1) : 15-27.
- Hamdache S. (2018). Photochimie et devenir des pesticides utilisés dans les serres agricoles au Liban : Effets de mélange, de photosensibilisation et de support. Thèse de doctorat, Chimie théorique, physique analytique, Ecole doctorale des sciences fondamentales, université Clermont auvergne, France, 254 p.
- Hayes H.M., Tarone R.E., Cantor K.P., Jessen C.R., Mccurnin D.M. & Richardson R.C. (1991). Case-control study of canine malignant lymphoma: Positive association with dog owner's use of 2,4-dichloro-phenoxyacetic acid herbicides. *Journal of National Cancer Institute*, 83 : 1226-1231.
- Hayo M.G. & Van D.W. (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, (60) : 81-96.

- HCEFLCD (2007). Etude diagnostique de la zone humide AL-Massira Faija Cercle d'EL Brouj et Cercle de Settat (Maroc), 242 p.
- Hébert S. & Légaré S. (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement, Rapport n° QE-123, Québec, 24 p.
- Heimbach F. (1997). Field tests on the side effects of pesticides on earthworms : Influence of plot size and cultivation practices. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29 : 671-676.
- Hem S. & Nuñez R.J. (1995). L'aquaculture du mâchoiron (*Chrysichthys nigrodigitatus* Lacépède, 1803) en Côte d'Ivoire : un exemple de recherche pour le développement. In : Atelier Biodiversité et aquaculture en Afrique. CROI UE/Paris *ORSTOM*, 21-23.
- Hem S., Legendre M., Trébaol L., Cissé A., Otémé Z. & Moreau Y. (1994). L'aquaculture lagunaire. In : Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II : Les milieux lagunaires, Paris édition Orstom, 455-508.
- Hénault-Ethier L. (2015). Health and environmental impacts of pyrethroid insecticides : What we know, what we don't know and what we should do about it. Executive summary and littérature review, *Équiterre*, Montréal, Canada. 68 p.
- Heurteaux P., Mestres R. & Vaquer A. (1973). Contamination des milieux aquatiques par les résidus des produits phytosanitaires. In : La Terre et La Vie, Revue d'Histoire naturelle, 27 (1) : 33-61.
- Hileman B. (1994). Environmental oestrogens linked to reproductive abnormalities cancer. *Chemical & Engineering News*, 72 (5) : 19-23.
- Hinsen D.J., Parrish P.R., Lower J.I., Wilson A.J. & Wilson P.D. (1971). Chronic toxicity uptake and retention of Aroclor 1254 in two estuarine fishes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 6 : 113.
- Hussein A. (2017). Analyse chimique des résidus des contaminants anthropiques dans les chaînes alimentaires : influence du régime alimentaire chez les prédateurs. These de doctorat, Sciences de la santé, Ecole Doctorale interdisciplinaire Sciences-Santé, Université de Lyon, France, 177 p.
- Hutson D. & Myamoto J. (1998). Fungicidal activity : chemical and biological approaches to plant protection. Published by John Wiley & Sons Inc, *United States*, 254 p.

- Ibigbami O.A., Aiyesanmi A.F., Adeyeye E.I., Adebayo A.O. & Aladesanwa R.D. (2015). Distribution, Bioconcentration and Potential Health Risks Associated with Organochlorine Pesticides Contamination of *Chrysichthys nigrodigitatus* and *Oreochromis niloticus* from Ero River in Nigeria. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 6 (1) : 4741.
- Ibrango A. (2014). Analyse socio-économique de l'utilisation des pesticides et des engrais chimiques dans les villages de Baré, Soumousso et Larama : rentabilité, impact sur la santé et l'environnement. Mémoire d'Ingénieur du développement rural, option vulgarisation agricole. IDR, Université polytechnique de Bobo, Bobo Dioulasso, Burkina Faso, 64 p.
- ICH (2005). Validation of Analytical Procedures : Methodology, 17 p.
- Ikusemiju K. (1975). A comparative of the catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* from Lagos and Lekki Lagoons, *Nigeria. Bulletin del FAN*, 37 (A) : 887-898.
- Ilboudo P. (2017). Contribution d'un poisson planctonophage (*Oreochromis niloticus*) dans la lutte Biologique contre la prolifération des algues : cas du lac de barrage de Ziga au Burkina Faso. Mémoire de master, ingénierie de l'eau et de l'environnement, 2iE, Ouagadougou, Burkina Faso, 41 p.
- INERIS (2011). Toxicologie de la matière active lambdacyhalothrine. N° Cas 91465-08-6. 18 p. <https://substances.ineris.fr/fr/substance/getDocument/3073>. Consulté le 20/12/2021.
- INRS (2005). Calcul de l'incertitude dans les méthodes de mesurage de l'exposition professionnelle. Fiche G/V01, 35 p.
- INRS (2007). Deltaméthrine. Base de données fiches toxicologiques n° 193, 7 p.
- INRS (2011). 2,4 -D, sels et esters. Fiche toxicologique n° 208, 9 p.
- INRS (2015). Imidaclopride. Base de données Fiche toxicologique n°309, 8 p.
- INRS (2019). Glyphosate. Base de données Fiche toxicologique n°273, 9 p.
- INS (2015). Recensement général de la population et de l'habitat. Institut National de la Statistique (INS-SODE), répertoire des localités régionales du Cavally, République de Côte d'Ivoire, 36 p.

- INSERM (2013). Pesticides - Effets sur la santé. Collection expertise collective, éditions Inserm, 101 rue de Tolbiac, 75013 Paris, France, 1001 p.
- InVS/Afsse (2005). Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires. Rapport InVS/Afsse, France, 157
- IRAC (2020). IRAC : mode for action classification Scheme – insecticide. Version 9.4. 30 p.
- IRNS (2004). Fiches radionucléides et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention, service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes, 13 p.
- IUPAC (2010). Residue analytical methods. *Agrochemicals*. <http://agrochemicals.iupac.org>. Consulté, le 18/08/2021.
- Jayachandran K. & Pugazhendy K. (2009). Histopathological Changes in the Gill of *Labeo rohita* (Hamilton) Fingerlings Exposed to Atrazine. *American-Eurasian Journal of Scientific Research*, 4 (3) : 219-221.
- Juc L. (2007). Eude des risques liés à l'utilisation des pesticides organochlorés et impact sur l'environnement et la santé humaine. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon 1, Lyon, France, 179 p.
- Kadio E. (1989). Etudes géologiques et géochimiques des occurrences nickélifères supergènes au nord-ouest de Biankouma (Côte d'Ivoire). Thèse de spécialité. Université de Cocody, 270 p.
- Kajeiou S. (2017). Effet de la variation de la quantité d'oxygène dissous sur la production des lipides à partir de *yarrowia lipolytica* cultivée sur un substrat de glycérol brut. Mémoire de Maîtrise en Sciences de l'eau, Université du Québec, Canada, 76 p.
- Kan C.A. & Meijer G.A.L. (2007). The risk of contamination of food with toxic substances present in animal feed. *Animal feed Science and Technology*, 133 : 84-108.
- Kanda M., Djaneye B.G., Wala K., Gnandi K., Batawila K., Sanni A. & Akpagana K. (2013). Application des pesticides en agriculture maraîchère au Togo. *VertigO*, 13 (1) : 1-19.
- Kaushik S. & Kinkelin P. (2018). L'alimentation et les maladies d'origine alimentaire. Sante des poissons, *Hal Open Science*, 5 (1) : 1-26.

- Kelce W.R., Stone C.R., Laws S.C., Gray L.E., Kemppainen J.A. & Wilson E.M. (1995). Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, (375) : 581-585.
- Kennish M.J. (1998). Trace metal-sediment dynamics in estuaries : pollution assessment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 155 : 69-110.
- Kesraoui-Adessaël A. (2008). Dégradation des pesticides chlortoluron, carbofuran et bentazone en milieux aqueux par les procédés d'oxydation avancée. Mémoire de Master en Ingénierie de l'environnement, Université de Marne Vallée, France, 170 p.
- Kestmont P. (2004). Zootechnie aquacole : Reproduction et larviculture. Rapport, Université Notre Dame de la Paix, Namur, Belgique, 176 p.
- Khallaf E.A. & Alme-Na-Ei A.A. (1987). Feeding ecology of *Oreochromis niloticus* and *Tilapia zillii* in a Nile canal. *Hydrobiologia*, 146: 57 – 62 p.
- Kimura-Kuroda J., Komuta Y., Kuroda Y., Hayashi M. & Kawano H. (2012). Nicotine-like effects of the neonicotinoid insecticides acetamiprid and imidacloprid on cerebellar neurons from neonatal rats. *PLoS One*, 7 (2) : 1-11.
- Koffie-Bikpo C.Y. (2010). La pêche maritime en Côte-d'Ivoire face à la piraterie halieutique. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 251 : 321-346.
- Kolia Y.P.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. Mémoire de master en ingénierie de l'eau et de l'environnement option : eau et assainissement. Institut International d'Ingénierie (2IE), Ouagadougou, Burkina Faso, 51 p.
- Kollmeyer W., Flattum R., Foster J., Powell J., Schroeder M. & Soloway S. (1999). Discovery of the Nitromethylene Heterocycle Insecticides. In *Nicotinoid Insecticides and the Nicotinic Acetylcholine Receptor*, Yamamoto, I., Casida, J., edition.; Springer: Tokyo, pp 71–89.
- Konan A. (1983). Régime alimentaire de deux espèces de *Chrysichthys* en lagune (Côte d'Ivoire). Mémoire cycle Ingénieur ENSA, Spécialité Halieutique, Université de Rennes, France, 28 p.
- Konan K.S., Amon Y.N., Diaby M. & N'da K. (2020). Détermination des stades de maturité sexuelle chez le poisson *Galeoides decadactylus* (petit capitaine) de la pêche artisanale

- maritime de Grand-Lahou (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 149 : 15322 - 15329
- Konan K.S., Goue D.L., Ohou-Yao M.J., Kouame K.I., Kouassi K.L. & Dongui B.K. (2018). Qualité chimique des eaux de consommation des populations de la ville de Soubré (Sud-Ouest, Côte d'Ivoire). *International Journal of Advanced Research*. 6 (1) :58-65.
- Koné M. (2011). Femme et foncier. Fiches pédagogiques, Comité technique Foncier & développement. 4p. [https : www.foncier-developpement.fr/wp-content/uploads/femmes-et-foncier.pdf](https://www.foncier-developpement.fr/wp-content/uploads/femmes-et-foncier.pdf). Consulté le 19/02/2022.
- Konradsen F. (2007). Acute pesticide poisoning a global public health problem. *Danish Medical Bulletin*, 54 (1) : 58-59.
- Kouablé B. (2002). Législation phytosanitaire en Côte d'Ivoire. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Animales, Côte d'Ivoire, 17 p.
- Kouablé B.B. (1998). Synthèse des travaux réalisés par les entomologistes en Afrique de l'Ouest campagne 97/98. Conférence sur l'utilisation des intrants en cultures cotonnière et maraîchères, Dakar, Sénégal, 992-1002.
- Kouadio N.J.S. (2014). Influence de la source de protéines alimentaires et de la densité de mise en charge sur les performances zootechniques des post-larves de mâchoiron *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803). Mémoire de Master en Biologie et Productions Animales, UFR Sciences de la Nature, Université Nangui Abrogoua (Abidjan Côte d'Ivoire), 85 p.
- Kouakou B.A. (2009). Contribution à l'étude de l'épithéliocytose des poissons en milieu naturel et en élevage. Thèse de doctorat, Ecole Inter-états des Sciences et Médecine Vétérinaires, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 112 P
- Kouakou Y.E., Koné B., Bonfoh B., Kientga S.M., N'Go Y.A., Savane I. & Cissé G. (2010). L'étalement urbain au péril des activités agro-pastorales à Abidjan. *Vertigo* 10 (2) : 9 p.
- Kouamé K.A. (2010). Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra à (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, hydrobiologie, l'Ufr biosciences Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 210 p.

- Kouamé K.B. (2021). Qualité et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau destinées à la potabilisation cas des lacs Guessabo et Dohou (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Hydrochimie, l'UFR Environnement Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, 253 p.
- Kouamé K.V. (2012). Caractérisation physico-chimique et impacts écotoxicologiques des effluents industriels dans la lagune Ebrié. Thèse de doctorat en Chimie Santé et Environnement, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 180 p.
- Kouassi K.D., Almeida M.A., Miessan J.J., Yao S., N'Douba V. & Gnahoué G. (2018). Anatomie et histologie de l'hépatopancréas chez la femelle des poissons *Pomadasys jubelini* (Haemulidae, cuvier, 1830) en Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 14 (1) : 181 - 193.
- Kouassi M., Yao A., Ake Y. & Biemi J. (2012). Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de la minéralisation des eaux des aquifères fissurés de la zone GuigloDuekoué (Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5 (5) : 2155 - 2165.
- Kouassi Y.M., Wognin S.B., Manda P., Yéboué-Kouamé B.Y., Tchikaya A.F., Bonny J.S. & Dano D.S. (2004). Intoxications chroniques professionnelles diagnostiquées au CHU de Yopougon-Abidjan, de 1990 à 2002. *Cahier de Santé Publique*, 3 (1) : 61-66.
- Kpan K. K.G., Dembele A., Yao B.L. & Tiho S. (2015). Dosage du glyphosate par HPLC après extraction et dérivation à l'O-phthaldialdéhyde (OPA). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9 (3) : 1384-1398.
- Kpan K.K.G. (2017). Etude de la toxicité des formulations d'herbicide sur les communautés de vers de terre : cas du glyphosate et du 2,4 -D. Thèse de doctorat, UFR des Sciences de la Nature, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 182 p.
- Kpan K.K.G., Yao L.B., Diemeleou A.C., N'guettia K.R., Traore K.S. & Dembélé 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 K.S. (2016). Le développement de la pêche en Côte d'Ivoire : Cas de la pêche continentale dans la sous-préfecture de Guessabo. *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, (1) : 37- 45.
- Krohn J. & Hellpointner E. (2002). Environmental fate of imidacloprid. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer* 55 : 1–25.
- Lafrance P., Banton O. & Gagné P. (1997). Exportation saisonnière d'herbicides vers les cours d'eau mesurée sur six champs agricoles sous quelques pratiques culturales du maïs (Basses-Terres du St-Laurent). *Revue des sciences de l'eau*, 10 (4) : 439–459.
- Lakshmi A. (1993). Pesticides in India : risk assessment to aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 134 : 243-253.
- Lalancette A. (2012). Méthodes de lutte à la contamination des eaux de surface en Montérégie par les pesticides agricoles. Maîtrise en environnement, Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke, Canada, 122 p.
- Lalèyè P.A., Philippart J.C. & Poncin P. (1995). Biologie de la reproduction de deux espèces de *Chrysichthys*, Siluriformes, Brigadae du lac Nokoué et de la lagune de Porto Novo au Bénin. *Cybium*, 19 : 131-142.
- Lamers M., Anyusheva M., La N., Nguten V. & Streck T. (2011). Pesticide pollution in surface and groundwater by paddy rice cultivation : a case study from Northern Vietnam. *Clean Soil Air Water*, 39 :356–361
- Landos M., Lloyd-Smith M. & Immig J. (2021). Polluants aquatiques dans les océans et les pêcheries. Réseau International d'Élimination des Polluants (IPEN). 96 p.
- Lauzanne L. (1988). Régime alimentaire d'*Hydrocyon forskalii* (Pisces, Characidae) dans le lac Tchad et ses tributaires. *Cahier de l'ORSTOM, Série Hydrobiologia*, 9 : 105-121.
- Lazartigues A. (2010). Pesticides et polyculture d'étang : de l'épandage sur le bassin versant aux résidus dans la chair de poisson. Thèse de Doctorat, Sciences Agronomiques, Ecole doctorale des ressources procédés produits et environnement, Institut National Polytechnique de Lorraine, France, 191 p.
- Le Bars M., Sidibe F., Mandart E., Fabre J., Le Grusse P. & Diakite C.H. 2020. Évaluation des risques liés à l'utilisation de pesticides en culture cotonnière au Mali. *Cahiers Agriculteurs*, 29 (4) : 1-9.

- Le Guen M. (2002). La boîte à moustaches pour sensibiliser à la statistique. *Bulletin de Méthodologie Sociologique / Bulletin of Sociological Methodology*, 73 : 43-64.
- Leblanc G.A. (1995). Are environmental sentinels signalling ? *Environmental Health Perspectives*, 103 : 888 - 890.
- Leprieur F. & Rubin A. (2011). Prédiction de l'établissement des espèces exotiques dans les milieux aquatiques : vers une anticipation des invasions biologiques. Rapport Final, Convention Onema-MNHN, Dynamique des biocénoses aquatiques (Action 7), Outre-Mer, France, 93 p.
- Levaditi J.C., Besse P., De Kinkelin P., Guillon J.C. & Jacotot H. (1965). Intérêt des contrôles histopathologiques dans le dépistage des maladies des poissons. Application à la salmoniculture. *In: Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France*, 118 (5): 173-183.
- Lévêque C. & Paugy D. (1984). Biogéographie et mise en place des faunes ichtyologiques actuelles. *In: Les poissons des eaux continentales. Diversité, écologie, utilisation par l'homme*, Paris édition, IRD, 61-81.
- Lévêque C. & Paugy D., (2006). Les poissons des eaux continentales africaines. Diversité, écologie, utilisation par l'homme. Éditions IRD, Paris, France, 564 p.
- Ligban R., Goné L.D., Kamagaté B., Saley M.B. & Biémi J. (2009). Processus hydrogéochimiques et origine des sources naturelles dans le degré carré de Daloa (Centre Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3 (1) : 38-47.
- Li-Ming H., John T., Albert W. & Kean G. (2008). Environmental Chemistry, Ecotoxicity, and Fate of Lambda-cyhalothrin. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 100 : 71- 91.
- Listrat A., Lebreton B., Louveau I., Astruc T., Bonnet M., Lefaucheur L. & Bugeon J. (2015) Comment la structure et la composition du muscle déterminent la qualité des viandes ou chairs ? *INRA Productions Animales (Paris, France)*, 28 (2) : 125-136.
- Louat F. (2013). Etude des effets liés à l'exposition aux insecticides chez un insecte modèle, *Drosophila melanogaster*. Thèse doctorale, Ecole santé, sciences biologiques et chimie du vivant, Centre de Biophysique Moléculaire, Université d'Orléans, France, 214 p.

- Lubna A.I. & Ramzy E.M. (2013). Water quality and its impact on tilapia zilli (Case study) qarun lake-Egypt. *International Water Technology Journal*, 3 (4) : 170-191.
- 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.
- Mahé I., Gauvrit C., Angevin F. & Chauvel B. (2020). Quels enseignements tirer du retrait de l'atrazine dans le cadre de l'interdiction prévue du glyphosate ? *Cahier Agriculteur*, 29 (29) : 1-9.
- Malhotra N., Décaudin J.M. & Bouguerra A. (2007). Etudes marketing avec SPSS. 5ème édition, Pearson Education, Paris, 682 p.
- Mambo V., Tidou A.S., Yapo O.B. & Houenou P. (2001). Evaluation de l'état trophique du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) : aspects physico-chimiques et biologiques. *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 011 : 95-135.
- Manda P., Dano D.S., Kouassi Y.M., Oga A.S., Dembélé A., Wognin S.B. & Aka I. (2005). Evaluation de l'exposition aux organophosphorés et aux carbamates des applicateurs de produits phytosanitaires. *Journal of Science Pharmacology and Biology*, 6 (1) : 53-60.
- Mansoor M.M., Afzal M., Raza A.B., Akram Z., Waqar A. & Afzal M.B. (2015). Influence de la température post-exposition sur la toxicité des insecticides de chimie conventionnelle et nouvelle pour la chrysope verte *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuroptera : Chrysopidae). *Journal Saoudien des Sciences Biologiques*, 22 (3) : 317-321.
- Marchand M. & Tissier C. (2007). L'analyse du risque chimique en milieu marin : l'approche méthodologique européenne. *Environnement, Risques & Santé*, 6 (2) : 127 – 142.
- Massabuau J-C. & Klingler C. (2002). Primitive, l'oxygénation de nos cellules ? *La Recherche*, n°354, 2 p. https://www.ares-ac.be/images/Toss/QZMedia/qz_fr_1509_texte.pdf. Consulté le 04/02/2023.
- Mba F.F., Temgoua E., Kengne P.D. & Natheu K.S. (2019). Vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution dans la ville de Dschang, Ouest-Cameroun. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(5) : 39-56.

- MDEL (2018). Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030. Rapport du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, Canada, 80 p.
- Médale F. & Kaushik S. (2009). Les sources protéiques dans les aliments pour les poissons d'élevage. *Cahier Agriculteur*, 18 (3) : 103-111.
- MELCC (2022). Utilisation des pesticides en terrain inculte-Guide d'apprentissage. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques, 121 p. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/pesticides/guide-apprentissage-utilisation-terrain-inculte.pdf>. Consulté le 21/02/2023
- Merhabi F. (2019). Contamination par les polluants organiques persistants et émergents une étude de cas : la rivière Kadicha. Thèse de doctorat, unité de recherche HSM, École doctorale GAIA, Sciences de l'eau, Université de Montpellier, France, 261 p.
- Miessan A.P., Coulibaly K.J., Yoboué K.P. & Gooré Bi G. (2022). Caractérisation socio-économiques de la transformation artisanale et évaluation de l'état sanitaire des poissons *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) fumés, séchés sur le marché de Béoumi, Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 176 : 18307 – 18321.
- Miessan J.J., Almeida M.A., Kouassi K.D., Yao S., N'Douba V. & Gnahoue G. (2018). Anatomie Et Histologie De L'hépatopancréas Chez La Femelle Du Poisson, *Chloroscombrus Chrysurus* de Linnaeus, 1766 (Carangidae) En Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 14 (18) : 1857 - 7881.
- Miller G.T. (2004). Sustaining the Earth: An integrated Approach. In: *Thomson learning, Inc. Pacific Grove*. Brooks & Cole Edition, California (USA), 9 : 211-216.
- Mohamed F.A.S. (2009). Histopathological studies on *Tilapia zilli* and *Solea vulgaris* from Lake Qarun, Egypt. *World Journal of Fish and Marine Science*, 1 : 29-39.
- Mohamed N.D., Azaza M.S. & Kraïem M.M. (2010). Etude de la reproduction du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* (L.) en captivité dans les eaux géothermales du sud tunisien. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de Mer de Salammbô*, (37) : 89-96.

- Mony C. & Duclos-Vallée J-C. (2014). Les Fonctions du Foie. Rapport, Centre Hépatobiliaire, Hôpital Paul Brousse, France, 2 p.
- Morissette S. & Martel S. (2014). Problématique et solutions potentielles afin de réduire la contamination de l'eau par les pesticides dans les secteurs de production de pommes de terre. Revue de littérature et plan d'action, AGRINOVA, Québec, Canada, 60 p.
- Mouchet J. (1994). Le DDT en santé publique. *Cahiers Santé*, 4 : 257 – 262.
- Mounjid J., Cohen N., Fadlaoui S., Belhouari A. & Oubraim S. (2014). Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau merzeg (périurbain de Casablanca, Maroc). *Larhyss Journal*, (18) : 31-51.
- Moussa H.C. (2014). Evaluation de la qualité de l'eau du bassin supérieur de la rivière du Litani, Liban : approche hydrogéochimique. Thèse en géosciences, Ecole Doctorale RP2E (Science et Ingénierie Ressources Procèdes Produit Environnement), Université de Lorraine (France), 329 p.
- MSC (2013). L'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés. Majesté la Reine du chef, ministère de la Santé du Canada, IA 0900C2, 25 p. https://publications.gc.ca/site/archivearchived.html?url=https://publications.gc.ca/collections/collection_2013/sc-hc/H144-11-2013-fra.pdf . Consulté le 05/02/2023.
- Munz N., Leu C. & Wittmer I. (2013). Pesticides dans les cours d'eau suisse, Aperçu de la situation à l'échelle nationale. *AQUA & GAS*, 7 (8) : 79 – 87.
- N'Dri O.R., Konan Y.A., Monney A.I. & Koné T. (2020). Inventaire spécifique et caractéristiques de quelques frayères du lac de Buyo dans le Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 145 : 14902 – 14913.
- N'Guessan B.R., Amani Y.C. & Touré A. (2016). Exploitation agricole a l'ère des herbicides dans le canton Zabouo (Issia) : vers une agriculture ddurable ? *Agronomie africaine*, 28 (3) : 11 – 19.
- N'Guessan Y.A., Wango E., Konan K.E., Adingra A., Amani E.M., Monde1 S., Affian K. & Aka K. (2015). Hydrologie et morphologie de l'estuaire du fleuve Sassandra, Basse Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 11 (2) : 161-172.

- Narayan A.S. & Singh B.B. (1991). Histopathological lesions in Heteropneustes fossilis subject to acute thiodan toxicity. *Acta Hydrochem Hydrobiol*, 19 : 235-243.
- Nelson J.S., Grande T.C. & Wilson M.V. (2016). Fishes of the world. *Fifth Edition Hoboken*, John Wiley & Sons, New Jersey, 707 p.
- Nowak B.F. (1992). Histological changes in gills induced by residues of endosulfan. *Aquatic Toxicology*, 23 (1) : 65-84.
- NPIC (1999). Pesticide formulations. Topic fact sheet, Oregon state university, USA, 3p.
- Nunez-Rodriguez J., Oteme Z.J. & Hem S. (1995). Comparative study of vitellogenesis of two African catfish species *Chrysichthys nigrodigitatus* (Claroteidae) and *Heterobranchus longifilis* (Claridae). *Aquatic Living Resources*, 8 : 291-296.
- OCDE (2012). Bioaccumulation in Fish : Aqueous and Dietary Exposure. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, Éditions OCDE*, Paris, France, 72 p. Consulté le 03/02/2023. <https://doi.org/10.1787/9789264185296-en>.
- Odjohou E., Amani M., Soro G. & Monde S. (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux d'un système lacustre du cordon littoral ivoirien : cas du lac Labion. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14 (5): 1878-1892.
- Ohui (2014). Risques environnementaux et sanitaires associés à l'utilisation des pesticides autour de 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 assainissement, 2ie Ouagadougou, Burkina Faso, 110 p.
- Okonkwo C.J., Archibong I.E., Okereke C.J., Osuoha J.O. & Njoku U.C. (2017). Organic Pesticides Concentration in Water, Sediments and Fish Tissues obtained from Ogbakiri River in the Niger-Delta Region, Nigeria and Its Health Implication on Human Consumption. *International Journal of Biochemistry and Biophysics*, 5 (4) : 83-90.
- OMS (1991). L'utilisation des pesticides en agriculture et ses conséquences pour la santé publique. Organisation Mondiale de la Santé, NLM WA 240, Genève, Suisse, 145 p.
- OMS (2004). Liens entre l'eau, l'assainissement, l'hygiène et la santé : faits et chiffres. 2 p
- OMS (2010). The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification : 2009. World Health Organisations, Geneva 27, 78 p.

- OMS (2017). Boîte à outils d'évaluation des risques pour la santé humaine : dangers chimiques. Document n°8 du projet d'harmonisation du PISSC, Genève, 93 p.
- OMS/WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition, Genève, 564 p. <https://www.paho.org/en/documents/guidelines-drinking-water-quality-4o-ed-2011>. Consulté le 04/06/2022.
- Onil S. & Louis S.L. (2001). Guide de prévention pour les utilisateurs de pesticides en agriculture maraîchère. Institut de recherche en santé et en sécurité du travail (IRSST) du Québec, Guide technique, n° RG-273, 92 p.
- Opperhuizen A. (1986). Bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish, in *Aquatic Toxicology and Environmental Fate*, STP 921, Poston, T.M. and Purdy, R., Editors. 89 *American Society for Testing and Materials*, Philadelphia, USA : 304-315.
- Orain D.M. (2010). Apport de l'histologie dans la détection d'*Aniakis simplex* et de *Kudoa sp.* dans les poissons et les matières premières utilisées dans l'industrie ou dans les produits finis. Thèse de doctorat vétérinaire, Université Paul Sabatier, (Toulouse, France), 93 p.
- Orias F. (2015). Contribution à l'évaluation des risques écotoxicologiques des effluents hospitaliers : bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification des résidus pharmaceutiques. Thèse de doctorat en chimie, Université Claude Bernard (Lyon, France), 168 p.
- Osibanjo O., Biney C., Calamari D., Kaba N., Mbome I.L., Naeve H., Ochumba P.B.O. & Saad M.A.H. (1994). Chlorinated Hydrocarbon Substances. In: Calamari D. & Naeve H. Edition. *Review of Pollution in the African Aquatic Environment*, (2) : 61-62.
- Otémé Z.J. (1993). Reproduction et fécondité du mâchoiron *Chrysichthys nigrodigitatus* en élevage. *Journal Ivoire Océanologie Limnologie Abidjan*, 2 (1) : 53-59.
- Ouédraogo J.B, Ouédraogo R., Ilboudo S., Bayili B., Paré T., Kekele A. & Sawadogo B. (2016). Utilisation des pesticides agricoles dans trois régions à l'ouest du Burkina Faso et évaluation de leur impact sur la santé et l'environnement : cas des régions de la boucle du Mouhoun, des cascades et des hauts-bassins. Rapport du Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique. Convention de Rotterdam. 100 p.

- Ouro-Sama K., Solitoke H.D., Gnandi K., Afiademanyo K.M. & Bowessidjaou E.J. (2014). Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. *VertigO*, 14 (2).
- Pages X., Morin O., Birot C., Gaud M., Fazeuilh S. & Gouband M. (2010). Raffinage des huiles et des corps gras et élimination des contaminants. *Oilseeds and fats, Crops and Lipids*, 17(2) : 86–99.
- Papp R. (2010). Les propriétés environnementales des substances. Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique, Paris, France, 126 p.
- Paré N. (2011). Pollution de l'eau par les pesticides en milieu viticole languedocien. Construction d'un modèle couplé pression-impact pour l'expérimentation virtuelle de pratiques culturales à l'échelle de petits bassins versants. Thèse de doctorat, École doctorale systèmes intégrés en biologie, agronomie, géosciences, hydrosciences et environnement, Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques (Montpellier, France), 301 p.
- Paugy D. (1994). Ecologie des poissons tropicaux d'un cours d'eau temporaire (Baoulé, haut bassin du Sénégal au Mali) : adaptation au milieu et plasticité du régime alimentaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 27 : 157-172.
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003). Poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Volume 1 & 2. Muséum national d'Histoire naturelle, (Paris, France), 1272 p.
- Pauly D. (2010). Gaspings fish and panting squids : Oxygen, temperature and the growth of water-breathing animals. *Excellence in ecology* (22), International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, 216 p.
- Pelebe O.E.R. (2016). Analyse histologique des gonades, du foie, du rein et de l'état physiologique du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d'eau du Nord-Bénin. Biologie animale. Mémoire de Master en Aménagement des Pêches et Aquaculture, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 102 p.

- Perraud A. (1971). Les sols de la Côte d'Ivoire. *In : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire*, Avenard, Eldin J-MM, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet J-L, Adjanohoun E, et Perraud A, Mémoires *ORSTOM*, 50, Paris (France), 269-390.
- Pierce R.C., Whittle D.M. & Bramwell J.B. (1998). Les contaminants chimiques dans les écosystèmes aquatiques du Canada. Éditions du gouvernement du Canada, N° de catalogue : FS23-340/1998F, 120 p.
- Pimentel D., Acquay H., Biltonen M., Rice P., Silva M., Nelson J., Lipner S., Giordan S., Horowitz A. & D'Amore M. (1993). Assessment of environmental and economic impacts of pesticide use. *In : D. Pimentel & H. Lehman : The pesticide question : environment, economics and ethics. Routledge, Chapman and Hall, New York*, 47-84 p.
- Pitrat D.M.J.J. & Borba B.M.C. (2012). Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil. *VertigO*, 12 (1).
- Ploetz M.D., Fitts E.B. & Rice M.T. (2007). Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, (78) :134–137
- Polard T. (2010). Caractérisation des effets génotoxiques sur poissons de produits phytosanitaires en période de crue. Thèse de Doctorat, université de Toulouse III – Paul Sabatier (France), 208 p.
- Porta M. & Zumeta E. (2002). Implementing to Sckohlm Treaty on Persistent Organic Pollutant. *Occupationnal and environmental medecine*, 59 : 651-652.
- Poulier G. (2014). Etude de l'échantillonnage intégratif passif pour l'évaluation réglementaire de la qualité des milieux aquatiques : application à la contamination en éléments trace métalliques des bassins versants du Trec et de l'Auvézère. Thèse de Doctorat, Chimie environnementale, Université de Limoges, France, 306 p.
- PPAAO (2013). Fiche conseil pour la matière active : Acétamipride, 4 p. https://reca-niger.org/IMG/pdf/Fiche_conseil_Acetamipride_Version_22septembre.pdf. Consulté le 30/01/2023

- Rainaud P.L. (2013). Evaluation des risques à long terme des herbicides à base de glyphosate sur la santé humaine. Thèse de doctorat d'Etat, UFR pharmacie, Université de Limoges, France, 179 p.
- Ramade F. (1992). Précis d'écotoxicologie, Collection d'écologie 22, Masson, Paris, France, 300 p.
- Randy C. (2006). Back to basics : a review of pesticide formulation types, 3p. <http://www.hort.cornell.edu/turf/shortcourse/BacktoBasics.pdf>. Consulté le 21/03/2022.
- Regnault-Roger C., Fabres G. & Philogène B.J.R. (2005). Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. Edition Lavoisier, Paris, France, 1013 p.
- Retzinger E.J. & Mallory-Smith C. (1997). Classification of herbicides by site of action for weed resistance management strategies. *Weed Technology*, 11 : 384-393.
- Ribeyre F. & Boudou A. (1980). Aquatic Ecotoxicology : From the Ecosystem to the Cellular and Molecular Levels. *Environmental Health Perspectives*, (105) : 22-35.
- Richou B.L., Cumont G., Mollet M.F. & Pantaléon J. (1972). Contamination de l'environnement et de la faune par des polluants industriels : les diphényles polychlorés (P.C.B.). In : *Bulletin de l'Académie Vétérinaire*, tome 125 (6) (France) : 293-303.
- Richter H., Gonzal A., Focken U. & Becker K. (2004). Uptake of natural food and supplemental feed by cultured Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L., in laguna de Bay, Phillipines. ICLARM Conference Proceedings, 6 : 347 - 362.
- Rosero-Mafla M.A., Zapata-Rivera J., Gimeno M.C. & Visbal R. (2022). Steric and Electronic Effects in N-Heterocyclic Carbene Gold(III) Complexes : An Experimental and Computational Study. *Molecules*, (27) 8289.
- Roussel I. (2015). Épisodes de pollution et dispositifs d'alerte en France : une vision historique et sociopolitique. *Revue Pollution Atmosphérique*, numéro spécial, 40-66.
- Rzoska J. (1984). Temporary and other waters. Cloudsley-Thompson J. L. Edition : Sahara Desert. Oxford, UK : *Pergamon Press*, 105-114.
- Samuel O., Dion S., St-Laurent L., April M.H. (2007). Indicateur de risque des Pesticides du Québec- IRPeQ Santé et Environnement 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, 44 p.
- Sanborn M., Kerr K.J., Sanin L.H., Cole D.C., Bassil K.L. & Vakil C. (2007). Non-cancer health effects of pesticides : systematic review and implications for family doctors. *Can Fam Physician*. 53 (10) : 1712-20.
- 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-cyhalothrin in Annex I of Directive 91/414/EEC, European Commission Directorate General Health & Consumer Protection, 18 p.
- Savadogo A., Ouattara C.A.T, Bassole I.H.N. & Traore S.A. (2006) : Bacteriocins and lactic acid bacteria - a minireview. *African Journal of Biotechnology*, 5 (9) : 678-683.
- Sawadogo V.R. (2016). Pratiques paysannes d'utilisation des pesticides en cultures maraîchères et leurs effets induits dans la Vallée du Sourou : Cas du périmètre de Di. Mémoire Ingénierie, développement rural, Institut du Développement Rural, Université Polytechnique, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 72 p.
- Schiavon M. (1980). Contribution à l'étude du mouvement et de la dégradation de l'atrazine dans deux sols agricoles drainés. Interaction matière organique-herbicide. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Nancy-INPL, Nancy, France, 193 p.
- Schiavone S. & Coquery M. (2011). Guide d'échantillonnage et de prétraitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE. Cemagref, France, 24 p.
- Seguin B. (2012). Le changement climatique : conséquences pour les végétaux. *Journals OpenEdition*, (525) : 27-40.
- Shep H., Allechi Y.L., Traore F. & Konan K.S. (2013). Enquête cadre de la pêche artisanale continentale. Ministères des ressources animales et halieutiques, Rapport Final, 68 p.
- Sidwaya D.D. (2020). Pesticides non homologués : les « alliés » nuisibles des paysans du Nahouri - Quotidien Sidwaya. <https://www.sidwaya.info/blog/pesticides-non-homologues-les-allies-nuisibles-des-paysans-du-nahouri/>. Consulté le 25/02/2022.

- Singh P.B. & Singh V. (2007). Exposure and recovery response of isomers of HCH, metabolites of DDT and estradiol-17 in the female catfish, *Heteropneustes fossilis*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 24 : 245-251.
- Sire A. & Amouroux I. (2016). Avantages et limites du recours aux BCF - BAF pour produire des VGE mollusques équivalentes aux NQE définies dans l'eau. Action 33 – programmation Onema, Ifremer, RBE/BE/ARC-16.02, Nante, France, 9 p.
- 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. *Cahier Agriculteur*, 26 : 7 p.
- Sopeña F., Maqueda C. & Morillo E. (2009). Controlled release formulations of herbicides based on micro-encapsulation. *Ciencia Investigacion Agraria*, 1 (35) : 27-42.
- Sorensen E.M.B. (1991). Metal poisoning in fish : Environmental and Life Sciences Associates. Austin Texas. *CRC Press Inc., Boston*, 45p.
- Soro G. (2010). Evaluation quantitative et qualitative des ressources en eaux souterraines dans la région des lacs (Centre de la Côte d'Ivoire) : hydrogéologie et hydrochimie des aquifères discontinus du District de Yamoussoukro et du département de Tiébissou. Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 250 p.
- Tamizhazhagan V., Pugazhendy K., Sakthidasan V. & Jayanthi C. (2016). The toxicity effect of monocrotophos 36 E.C % on the histological changes In gill of *Labeo rohita* (Hamilton, 1882). *International Journal for Innovative Research in Multidisciplinary field*, 2 (11) : 435 – 439.
- Tape L.D. (2020). Evaluation de la qualité des eaux des lacs de la ville de Yamoussoukro à partir des peuplements de macroinvertébrés aquatiques. Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 140 p
- Tazi O., Fahde A. & El Younoussi S. (2001). Impact de la pollution sur l'unique réseau hydrographique de Casablanca, Maroc. *Sécheresse*, 12 : 129 - 134.
- Tellier M. (2006). L'impact du geste pédagogique sur l'enseignement-apprentissage des langues étrangères : Etude sur des enfants de 5 ans. Thèse de doctorat Linguistique, Université Paris 7 - Denis Diderot, Paris, France, 339 p.

- Temme A.J.A.M. & Verburg P.H. (2011). Mapping and modeling of changes in agricultural intensity in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140 : 46-56.
- Testud F. & Grillet J.P. (2007). Insecticides organophosphorés, carbamates, pyréthrinoïdes de synthèse et divers. Toxicologie - Pathologie professionnelle, édition Elsevier Masson SAS, Paris, France, 24 p.
- Thabet H., Brahmi N., Kouraïchi N., Elghord H. & Amamoub M. (2009). Intoxications par les pesticides organophosphorés : nouveaux concepts. *Réanimation*, 18 : 633 – 639.
- Tidou A.S., Yapi D.A., Kouame V., Aoussi S. & Williams D.E. (2012). Histological Analysis of the Impact of Lagoon Pollution on *Chrysichthys nigrodigitatus* from Côte d'Ivoire. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89 : 44 – 52.
- Tié Bi T.A.A. (2020). Evaluation de la contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides dans la zone de Guessabo (centre ouest côte d'ivoire). Mémoire de master physique chimie appliquée, option environnement, Université Jean Lorougnon Guede, Daloa, Côte d'Ivoire, 46 p.
- Toé A. M. (2010). Etude pilote des intoxications dues aux pesticides agricoles au Burkina Faso. Rapport final de consultation nationale pour le Burkina Faso en collaboration avec l'autorité nationale désignée de l'agriculture et de l'environnement de la Convention de Rotterdam, 94 p.
- Toé A.M. (2007). Utilisation des pesticides chimiques en cultures maraîchères et cotonnières dans la région est du Burkina Faso campagnes 2005-2006 et 2006-2007. Rapport d'étude, IRSS, Bobo Dioulasso, Burkina Faso, 48 p.
- Toé A.M., Ouédraogo M., Ouédraogo R., Ilboudo S. & Guissou P.I. (2013). Pilot study on agricultural pesticide poisoning in Burkina Faso. *Interdisciplinary Toxicology*, 6 (4) : 185 - 191.
- Togbé A.M. (1974). Données sur la nutrition et la croissance de plies (*Pleuronectes platessa*) de classe O élevées au laboratoire. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies (DEA) en Océanographie Biologique, Faculté des Sciences de Brest, Université de Bretagne Occidentale (France), 44 p.

- Tomlin C.D.S. (2000). *The Pesticide Manual*. 12th Edition, British Crop Protection Council, Bracknell, Royaume-Uni, 769 p.
- Toumi H. (2013). Écotoxicité 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, Français, 158 p.
- Toumi H., Boumaiza M., Millet M., Radetski C.M., Felten V., Fouque C. & Férard J.F. (2013). Effects of deltamethrin (pyrethroid insecticide) on growth, reproduction, embryonic development and sex differentiation in two strains of *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). *Science of the Total Environment*, 458 : 47-53.
- Traoré K.L. & Konan L. (1989). Caractéristiques physico-chimique du lac de Buyo. Rapport IET, Abidjan, Côte d'Ivoire, 164 p
- Traore K.S. (2008). Utilisation des pesticides et produits pharmaceutiques en régions agricoles de Côte d'Ivoire : suivi, risques sur la santé et remédiassions. Thèse de Doctorat d'Etat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 284 p.
- Traore S.K., Mamadou K., Dembele A., Lafrance P., Mazelliert 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.
- 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.
- Tuduri L., Champoux D., Jolly C., Côté J. & Bouchard M. (2016). Prévention des risques liés aux pesticides chez les producteurs de pommes - État des lieux et actions à mener pour une meilleure protection individuelle. Rapport R-941, IRSST, 131 p.
- Van Dijk T., Van Staalduinen M.A. & Van der Sluijs J.P. (2013.) Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS ONE*, (8) : 62374.
- Vanderheyden O. (2017). Evaluation de la contamination par les PCBs et les pesticides des produits de la pêche et de l'aquaculture poissons des marchés d'Ho Chi Minh Ville

- (Vietnam) et des provinces alentours. Mémoire de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, Faculté des Sciences, Université de Liège, France, 59 p.
- Vargas-Lundius R. & Suttie D. (2015). Investir dans les jeunes ruraux pour favoriser un développement durable et équitable. Département de la stratégie et des savoirs, Fonds international de développement agricole, FIDA, 61 p.
- Vergnet C. & Mercier T. (2015). Les résidus de pesticides, *In : L'alimentation à découvert*. CNRS Editions, Paris, France, 324 p. <http://books.openedition.org/editions-cnrs/10435>. (Consulté le 04 août 2022).
- Viau C. & Tardif R. (2003). Toxicologie. *In : Environnement et santé publique – Fondements et pratiques*, 119 – 143.
- Villarini M., Moretti M., Pasquini R., Scassellati-Sforzolini G., Fatigoni C., Silvano M.M.M. & Rodriguez A.V. (1998). In vitro genotoxic effects of the insecticide deltamethrin in human peripheral blood leukocytes : DNA damage ('comet assay') in relation to the induction of sisterchromatid exchanges and micronuclei. *Toxicology*, 130, 129–139.
- Vitoux J. & Spielrein M. (2015). Chapitre III les risques des produits d'origine animale, dans : *Au risque de manger*, Paris cedex 14, Presses Universitaires de France, « Hors collection », 95-179.
- Voltz M. & Louchart X. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. 1. INRA/ENSA UMR Sol et Environnement place Viala, 34060 Montpellier, 10 p.
- Ware G.W. & Whitacre D.M. (2004). The Pesticide Book, Sixth Edition. MeisterPro Information Resources, Willoughby, Ohio, 418 p.
- Werner I. (2017). Les pyréthrinoïdes dans l'environnement. Fiche d'information. Oetokotox zentrum, 5 p. https://www.centrecotox.ch/media/189995/2017_pyrethroide_fr.pdf. Consulté le 04/02/2022.
- Wiberg K., Letcher R.J., Sandau C.D., Norstrom R. J., Tysklind M. & Bidleman T.F. (2000). The enantioselective bioaccumulation of chiral chlordane and α -HCH contaminants in the polar bear food chain. *Environnement Sciences and Technology.*, 34 : 2668-2674

- Williamson S., Ball A. & Pretty J. (2008). Trends in pesticide use and drivers for safer pest management in four African countries. *Crop Protection Journal*, 27 : 1327-1334.
- Wognin A.S., Ouffoue S.K., Assemmand E.F., Tano K. & Nevry R. (2013). Perception des risques sanitaires dans le maraîchage à Abidjan, Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7 (5) : 12-4.
- 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.
- Yao A.A., Konan K.M., Doumbia L., Ouattara A. & Gourene G. (2019). Diversity and Structure of the Ichthyological Settlement of the Lower Basin of the Comoé River (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 15 (6) : 1857-7431.
- Yao K.M., Agbri L., Bamba S.B., Soro M.B. & Trokourey A. (2016). Prédiction de l'évolution spatio-temporelle du fer à l'exutoire d'un fleuve tropical : cas du fleuve Sassandra à Gaoulou (Côte d'Ivoire). *International Journal Biological Chemical Sciences*, 10 (6) : 2768-2780.
- Yao K.S., Atsé B.C. & Trokourey A. (2020). Evaluation de l'impact de la contamination aux pesticides des eaux, sur les poissons et la santé de l'homme, des secteurs IV et V de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *RAMReS Sciences des Structures et de la Matière*, (2) : 59 - 74.
- Yao S.S. (2006). Contribution à l'étude de la diversité biologique et de l'écologie alimentaire de l'ichtyofaune d'un hydrosystème ouest-Africain : cas du bassin de la Comoé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 280 p.
- Yapi D.A.C. (2014). Contamination métallique, bactérienne et dommages tissulaires de quelques poissons pêchés dans la lagune Aby (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire, 95 p.
- Yapi D.A.C., Kouame K.V., Tidou A.S., Sawadogo B. & Wethe J. (2012). Cadmium Accumulation in Tissues of *Sarotherodon melanotheron* (Rüppel, 1852) from the Aby Lagoon System in Côte d'Ivoire. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9 : 821-830.

ANNEXES

- Annexe 1 : Courriers adressés aux autorités
- Annexe 2 : Questionnaires (Commerçant, agriculteurs et pêcheurs)
- Annexe 3 : Chromatogrammes des résidus de pesticides ;
- Annexe 4 : Droites de régressions linéaires entre les surfaces de pic et les concentrations de résidus de pesticides ;
- Annexe 5 : Méthodes de calcul des indices de risque pour la santé (IRS) et l'environnement (IRE) ;
- Annexe 6 : Images des enquêtes sur le terrain

KKL/DS

Ministère de l'Enseignement Supérieur
et de la Recherche Scientifique



Université
Jean Lorougnon Guédé

UFR Environnement

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union – Discipline – Travail

Daloa le vendredi 2 mars 2018

N/Réf/011-2018/MESRS/UJLoG/UFR Env

République de Côte d'Ivoire

SOUS-PREFECTURE DE GUESSABO

COURRIER ARRIVEE

SMⁿ 043 du 12/03/18

A)

Monsieur le Sous-préfet de
Guessabo

Objet : Information et demande de collaboration pour la
réalisation d'une thèse de doctorat dans la zone de
Guessabo

Monsieur le Sous-préfet,

J'ai l'honneur de porter à votre bienveillante attention la situation ci-après décrite.

Dans le cadre de la réalisation des travaux d'une thèse de Doctorat intitulé :
« Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les
agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra », nous souhaiterions effectuer, sur une
période de 12 mois des visites sur le fleuve pour des recueils de données.

Cette étude sera réalisée par Monsieur **DJEDJE Gokou Jean-Marie**, doctorant à
l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé.

Par la présente, je voudrais porter à votre connaissance nos activités de recherche
dans la zone de Guessabo et solliciter de votre haute bienveillance votre soutien pour
faciliter la collecte des données de Monsieur DJEDJE.

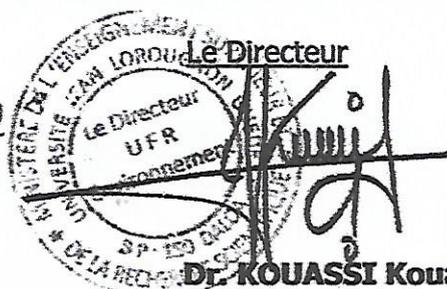
Convaincu de l'importance que vous accordez à la formation de nos jeunes
chercheurs, je sais pouvoir compter sur votre collaboration.

Dans l'attente d'une suite favorable et avec mes remerciements anticipés, je vous
prie de croire, Monsieur le Sous-préfet, en l'expression de ma haute considération.

Reçu ce jour 12/03/2018

DEHE Emma Rachelle
Adjoint Administratif
à la SP de Guessabo

Jay



Le Directeur
Dr. KOUASSI Kouakou Lazare



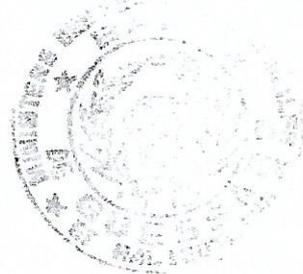
Université
Jean Lorougnon Guédé

UFR Environnement

N/Réf/010-2018/MESRS/UJLoG/UFR Env

Daloa le vendredi 2 mars 2018

N° 06 du 12/03/18



A)
Monsieur le Directeur de la Police
Maritime de Guessabo

Objet : Information et demande de collaboration pour la
réalisation d'une thèse de doctorat dans la zone de
Guessabo

Monsieur le Directeur,

J'ai l'honneur de porter à votre bienveillante attention la situation ci-après décrite.

Dans le cadre de la réalisation des travaux d'une thèse de Doctorat intitulé :
« Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les
agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra », nous souhaiterions effectuer, sur une
période de 12 mois des visites sur le fleuve pour des recueils de données.

Cette étude sera réalisée par Monsieur **DJEDJE Gokou Jean-Marie**, doctorant à
l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé.

Par la présente, je voudrais porter à votre connaissance nos activités de recherche
dans la zone de Guessabo et solliciter de votre haute bienveillance votre soutien pour
faciliter la collecte des données de Monsieur DJEDJE.

Convaincu de l'importance que vous accordez à la formation de nos jeunes
chercheurs, je sais pouvoir compter sur votre collaboration.

Dans l'attente d'une suite favorable et avec mes remerciements anticipés, je vous
prie de croire, Monsieur le Directeur, en l'expression de ma haute considération.

Reçu à par 12/03/2018
sytano Kouadio Anandou
Police pêche de Guessabo
P/O Affef



Le Directeur

Dr. KOUASSI Kouakou Lazare





Abidjan, le 03 SEP 2013

N°: 118 /MSHP/DGS/nkc

//-

Monsieur le Directeur de l'UFR
Environnement
Université Jean Lorougnon GUÉDE

Objet : votre demande d'autorisation
de recherche.

Dans le cadre de la formation de l'étudiant **DJEDJE Gokou Jean Marie**, doctorant inscrit en thèse à l'UFR Environnement, vous avez adressé un courrier au Directeur Général de la Santé et l'Hygiène Publique, à l'effet de lui permettre de compléter sa documentation en accédant à certaines informations sur la population de Guéssabo. Le courrier précise par ailleurs que le sujet de recherche est : **«Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra»**.

En réponse, je viens par la présente, vous transmettre un avis favorable pour le déroulement de cette recherche.

A cet effet, vous voudriez bien prendre contact avec les autorités sanitaires de la région du Haut Sassandra (Directeur Régional et départemental de Daloa), pour la faisabilité de cette recherche.

Par conséquent, le présent courrier vous est adressé, pour servir et valoir ce que de droit.

Le Directeur Général de la santé

Professeur Mamadou SAMBA



N°: 032 /MSHP/DGS/nkc

Abidjan, le 04 SEP 2019

//-

Monsieur le Directeur Régional
de la Santé du Hautassandra

Objet : Demande d'autorisation
de recherche et de stage.

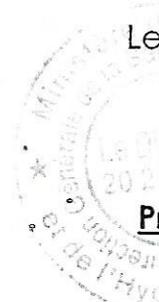
Le Directeur du Département de l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon
GUEDE a adressé un courrier au Directeur Général de la Santé et de l'Hygiène
Publique, à l'effet d'autoriser l'étudiant **DJEDJE Gokou Jean Marie**, doctorant inscrit en
thèse à l'UFR Environnement à compléter sa documentation en accédant à certaines
informations.

Le courrier précise par ailleurs que le sujet de recherche est «**Evaluation de la
contamination des poissons par les pesticides utilisés par les agriculteurs aux alentours
du fleuveassandra**».

Je vous demande d'analyser sa requête et de voir dans la mesure du possible
comment son étudiant pourrait mener à bien ses recherches.

Le Directeur Général de la santé


Professeur Mamadou SAMBA





Université
Jean Lorougnon Guédé

UFR Environnement

Union – Discipline – Travail

Date le 12/1/SEPT 2020

Recu le 22/09/2020

N/Réf/047/MESRS/UJLOG/UFR Env.

A
Monsieur le Directeur
Régional des Eaux et Forêts
GUESSABO

Objet : Information et demande de collaboration pour la réalisation d'une thèse de doctorat dans la zone de Guessabo

Monsieur le Directeur,

J'ai l'honneur de porter à votre bienveillante attention la situation ci-après décrite.
Dans le cadre de la réalisation des travaux d'une thèse de doctorat intitulé: « Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra » nous souhaiterions effectuer à partir d'octobre 2020, sur une période de 12 mois à raison d'une campagne d'échantillonnage tous les deux (2) mois, des visites sur le fleuve pour des recueils de données.

Cette étude que nous comptons démarrer à partir d'octobre 2020 sera réalisée par Monsieur DJEDJE Gokon Jean Marie, doctorant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé.

Par la présente, je voudrais porter à votre connaissance nos activités de recherche dans la zone de Guessabo et solliciter de votre bienveillance, votre soutien pour faciliter la collecte des données de monsieur DJEDJE.

Convaincu de l'importance que vous accordez à la formation de nos jeunes chercheurs, je sais pouvoir compter sur votre collaboration.

Dans l'attente d'une suite favorable et avec mes remerciements anticipés, je vous prie de croire, Monsieur le Directeur, en l'expression de ma haute considération.



Université
Jean Lorougnon Guédé

UFR Environnement

N/Réf/045/MESRS/UJLoG/UFR Env.

Daloa le 21/09/2020

A

Madame le Sous-Préfet de
GUESSABO

Objet : Information et demande de collaboration pour la réalisation d'une thèse de doctorat dans la zone de Guessabo

Madame le Sous-Préfet,

J'ai l'honneur de porter à votre bienveillante attention la situation ci-après décrite.

Dans le cadre de la réalisation des travaux d'une thèse de doctorat intitulé: « Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra », nous souhaiterions effectuer, sur une période de 12 mois à raison d'une campagne d'échantillonnage tous les deux (2) mois, des visites sur le fleuve pour des recueils de données.

Cette étude que nous comptons démarrer à partir d'octobre 2020 sera réalisée par Monsieur DJEDJE Gokou Jean Marie, doctorant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé.

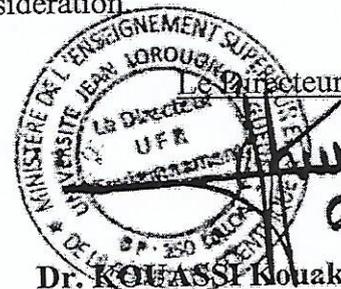
Par la présente, je voudrais porter à votre connaissance nos activités de recherche dans la zone de Guessabo et solliciter de votre bienveillance, votre soutien pour faciliter la collecte des données de monsieur DJEDJE.

Convaincu de l'importance que vous accordez à la formation de nos jeunes chercheurs, je sais pouvoir compter sur votre collaboration.

Dans l'attente d'une suite favorable et avec mes remerciements anticipés, je vous prie de croire, Madame le Sous-Préfet, en l'expression de ma haute considération.

Reçu ce jour 25/09/20
BENE Emma Rachelle
Adjoint Administratif
à la SIP de Guessabo

J. Roy 47-84-24-02



Dr. KOUASSI Kouakou Lazare



Université
Jean Lorougnon Guédé

UFR Environnement

N/Réf/046/MESRS/UJLoG/UFR Env.

Daloa le 29/07/2020

A
**Monsieur le Directeur
Régional de la Police de pêche
GUESSABO**

Objet : Information et demande de collaboration pour la réalisation d'une thèse de doctorat dans la zone de Guessabo

Monsieur le Directeur,

J'ai l'honneur de porter à votre bienveillante attention la situation ci-après décrite.
Dans le cadre de la réalisation des travaux d'une thèse de doctorat intitulé: « Evaluation de la contamination des poissons par les pesticides utilisés par les agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra » ; nous souhaiterions effectuer à partir d'octobre 2020, sur une période de 12 mois à raison d'une campagne d'échantillonnage tous les deux (2) mois, des visites sur le fleuve pour des recueils de données.

Cette étude que nous comptons démarrer à partir d'octobre 2020 sera réalisée par Monsieur DJEDJE Gokou Jean Marie, doctorant à l'UFR Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé.

Par la présente, je voudrais porter à votre connaissance nos activités de recherche dans la zone de Guessabo et solliciter de votre bienveillance, votre soutien pour faciliter la collecte des données de monsieur DJEDJE.

Convaincu de l'importance que vous accordez à la formation de nos jeunes chercheurs, je sais pouvoir compter sur votre collaboration.

Dans l'attente d'une suite favorable et avec mes remerciements anticipés, je vous prie de croire, **Monsieur le Directeur**, en l'expression de ma haute considération.

29/07/20

Dr. KOUASSI Kouakou Lazare

QUESTIONNAIRE ADRESSE AUX COMMERCANTS DE PESTICIDES A GUESSABO

2018 - 2020 - Université Jean Lorougnon Guédé Daloa

L'objectif est de connaître les pratiques dans la commercialisation de pesticides à Guessabo

IDENTIFICATION DE L'ENQUETE

1. Nom du magasin

2. Etes vous propriétaire de magasin ?

1. Oui 2. Non

3. Si non, quel fonction occupez-vous ?

1. Commerciale 2. autre (à préciser).....

4. Quel age avez-vous ?

5. Sexe

1. Masculin 2. Féminin

6. Nationalité

7. Quel est votre niveau d'instruction?

1. Analphabete 2. Primaire
 3. Secondaire 4. Supérieur
 5. Autre à préciser)

8. Etes-vous membre d'un groupe ou d'une association?

1. Oui 2. Non

9. Précisez

1. Si oui, lequel/laquelle 2. Si non, pourquoi?

GESTION DES PESTICIDES

10. Quels sont les moyens d'acquisitions des pesticides commercialisés ?

11. Etes-vous au courant d'autres sources d'approvisionnement des agriculteurs en pesticides ?

1. Oui 2. Non

12. Si oui, précisez les quelles

13. Avez-vous un magasin de stockage de pesticides ?

1. Oui 2. Non

14. Si oui, le locale est-il approprié?

1. Oui 2. Non

15. Si non, pourquoi?

16. Commercialisez-vous plusieurs gammes de produits ?

1. Oui 2. Non

17. Si oui, lesquelles

18. Comment les rangez-vous dans le magasin ?

1. Classé par groupe 2. Non classé

19. Existe-t-il une fiche de stockage dans votre magasin?

1. Oui 2. Non

20. Ya-t-il des fiches de données de sécurité?

1. Oui 2. Non

21. Ya-t-il eu une fois déversement de pesticides liquide dans le magasin ?

1. Oui 2. Non

22. Ya t-il des restes de pesticides retournés par les producteurs à votre niveau ?

1. Oui 2. Non

23. Ya-t-il une trousse de premier secours ?

1. Oui 2. Non

24. Que faites-vous des emballages vides de pesticides ?

PERCEPTION DU RISQUE ET MESURES DE PREVENTION

25. Connaissez-vous des risques liés à l'utilisation des pesticides ?

1. Oui 2. Non

26. Si oui, lesquels?

27. Donnez-vous des conseils sur les pesticides à vos clients ?

1. Oui, Non

28. Si oui, précisez

1. les risques liés à l'utilisation des pesticides
 2. les techniques d'utilisation des pesticides
 3. Autre.....

29. Organisez-vous des formations sur l'utilisation de pesticides à l'intention des agriculteurs ?

1. Oui 2. Non

30. Si oui, quelles sont les fréquences de formations ?

31. Ces formations sont-elles gratuites ?

1. Oui 2. Non

32. Des équipements de protection individuelle sont-ils mis à leur disposition ?

1. Oui 2. Non

33. Si oui, lesquels ?

1. Gants 2. Bottes
 3. Combinaisons 4. Lunettes
 5. Masques cartouches 6. Masque poussière
 7. Autre.....

34. Selon vous, ces produits sont-ils dangereux pour la santé ?

1. Oui 2. Non

35. Si oui, citez quelques maladies

36. Si non, pourquoi ?

37. Selon vous, ces produits sont-ils dangereux pour l'environnement ?

1. Oui 2. Non

38. Si oui, pourquoi ?

39. Si non, pourquoi ?

IDENTIFICATION DES PESTICIDES DANS LE MAGASIN

40. Pouvez-vous recenser les produits de votre magasin ?

1. Oui 2. Non

41. Si non, pouvez-vous nous dire la raison ?

SUGGESTIONS ET RECOMMANDATIONS

42. Vos suggestions et recommandations par rapport à l'utilisation des pesticides en général.

QUESTIONNAIRE ADRESSE AUX AGRICULTEURS AUX ALENTOURS DU FLEUVE A GUESSABO

2018-2020 - Université Jean Lorougnon Guédé Daloa

L'objectif est le suivi des agriculteurs aux alentours du fleuve Sassandra à Guessabo dans le mode de gestion des pesticides

IDENTIFICATION DE L'ENQUETE

1. Nom et Prénoms (si possible)

2. Localité/Ville ou quartier de résidence

3. Âge

4. Sexe

1. Homme 2. Femme

5. Nationalité

6. Quel est votre niveau d'instruction ?

1. Analphabète 2. Primaire 3. Secondaire
 4. Supérieur

7. Etes-vous membre d'un groupe ou d'une association

1. Oui 2. Non

8. Si oui, lequel ou laquelle ?

9. Si non, pourquoi ?

ACQUISITION DE TERRAIN

10. Comment avez-vous obtenu cette portion de terre ?

1. Propriétaire 2. Location 3. Occupation
 4. anarchique

11. Pourquoi choisissez vous ce site

12. Quelles sont les cultures pratiquées ?

CONNAISSANCE DU PESTICIDE

13. Utilisez-vous des produits phytosanitaires ?

1. Oui 2. Non

14. Si oui, depuis combien de temps ?

15. Pourquoi utilisez-vous les produits phytosanitaires ?

16. Quels sont les produits phytosanitaires que vous utilisez ?
(solide, liquide ou gaz) à préciser

17. S'il ignore les noms des produits demandés lui pourquoi ?

18. Pouvez-vous nous citer quelques produits de ce genre que vous utilisez ?

19. Comment obtenez-vous ces produits que vous utilisez ?

1. au marché 2. au magasin phyto
 3. avec un marchand

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

20. Autres lieu d'achat à préciser

21. Comment trouvez leur coût ?

1. Cher 2. Moins cher 3. Abordable

22. Qui vous conseil ces produits ?

1. Moi-même 2. Parents 3. Amis
 4. ANADER 5. Coopérative 6. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

23. Si autres, à préciser

24. Quelles sont les cultures auxquelles ils sont destinés ?

25. Quel est le délai de carence (intervalle de temps entre le dernier traitement et la récolte) pour chaque culture ?

CONDITIONS D'UTILISATION DES PRODUITS PESTICIDES

26. Depuis quand utilisez vous les pesticides ?

27. Comment faites-vous les dosages ?

28. Comment êtes-vous instruits des modes de dosage de ces produits ?

1. Notice 2. formation 3. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

29. Autre (à préciser)

30. Quel est la quantité de pesticide appliquée par hectare ?(en litre)

31. type d'appareil utilisez pour l'application des pesticides ?

1. Pulvérisateurs à dos 2. Pulvérisateurs portatifs
 3. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

32. Si autre, à préciser

33. Quel est l'état de votre pulvérisateur ?

1. Bon 2. défectueux 3. on se débrouille

34. Combien de traitement faites vous par saison agricole ?

35. Quels sont les mois d'utilisation des produits ?

36. À quel moment de la journée utilisez-vous ces produits ?

1. Matin 2. Après-midi 3. Soir
 4. peut importe l'heure

37. Quel est la quantité de pesticide manipulez-vous ?

1. Par jour.....
 2. Par mois.....
 3. Par semaine.....

EFFETS SANITAIRES LIES AUX PESTICIDES

38. Avez-vous des moyens de protection ?

1. oui 2. non

39. Si oui lesquels ?

1. Combinaisons 2. gants
 3. bottes 4. Lunettes
 5. enveloppantes 6. masques respiratoires
 7. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

40. Si non pourquoi ?

41. Où conservez-vous les vêtements de protection et le matériel de préparation des produits phytosanitaires ?

42. Avez-vous des cas d'intoxication suite à l'utilisation des produits phytosanitaires ?

1. Oui 2. Non

43. Si oui, précisé

1. cutanées
 2. Infections respiratoires aiguës
 3. Effets neurocomportement
 4. aux troubles oculaires
 5. Vomissements
 6. démangeaisons
 7. rougeurs Maux de tête
 8. brûlure
 9. Irritations

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

44. Faites-vous des visites médicales générales ?

1. Oui 2. Non

45. Si oui, préciser

1. 1fois/an 2. 2fois/an 3. 3fois/an 4. autre

46. Si non, pourquoi ?1

47. Etes vous prise en charge pour les cas de maladie ?

1. Oui 2. Non

48. Préciser le mode de prise en charge médicale

1. vous-même 2. coopérative 3. mutuelle
 4. autre

49. Où stocker vous les produits achetez ?

1. Magasin 2. Cuisine 3. Maison (à coucher)
 4. Au champ 5. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases (2 au maximum).

50. Si autre, à préciser

51. Que faites-vous des restes produits non utilisés?

52. Que faites-vous des emballages vides?

53. Que faites-vous des fonds de cuve et des eaux de rinçage ?

PERCEPTION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

54. ou dans votre champs ?

1. oui 2. Non

55. Si oui préciser

56. Quelle est la distance entre ce point d'eau et votre champ ?

57. Utilisez-vous ce point d'eau ?

1. Oui 2. Non

58. Si oui, à quelle fin l'eau de ce point est-elle utilisée ?

59. Avez-vous remarqué la disparition de certains insectes ou animaux depuis que vous utilisé les produits phytosanitaires ?

1. Oui 2. Non

60. Si oui, préciser ceux que vous connaissez ?

61. Selon vous ces produits sont-ils dangereux pour l'environnement ?

1. Oui 2. Non

62. Si oui, pourquoi ? Si non, pourquoi ?

APPRECIATION DU POISSON ISSU DU FLEUVE

63. Consommez-vous les poissons issus de ce fleuve ?

1. Oui 2. Non

64. Si oui, combien de fois consommez-vous le poisson issu de ce fleuve par jour ?

1. Une fois 2. Deux fois 3. Trois fois
 4. Quatre fois

65. Avez-vous déjà eu des intoxications liées à la consommation de ce poisson ?

1. Oui 2. Non

66. Si oui, comment avez-vous soigné ces cas d'indigestions ?

SUGGESTIONS ET RECOMMANDATIONS

67. Vos suggestions et recommandations en rapports avec l'utilisation des pesticides en général.

QUESTIONNAIRE ADRESSE AUX PECHEURS A GUESSABO

2018-2020 - Université Jean Lorougnon Guédé Daloa

L'objectif de ce travail est de connaître les pratiques des pêcheurs et les variétés de poissons à GUESSABO

IDENTIFICATION DE L'ENQUETE

1. Nom et Prénoms (si possible)

2. Localité/quartier de résidence

3. Quel âge avez-vous ?

4. Sexe : Masculin Féminin

1. Masculin 2. Féminin

5. Nationalité

6. Quel est votre niveau d'instruction ?

1. Analphabète
 2. Primaire
 3. Secondaire
 4. Supérieur
 5. Autre(à préciser.....)

7. Etes-vous membre d'un groupe ou d'une association ?

1. Oui 2. Non

8. Si oui, lequel ou laquelle ?

9. Si non, pourquoi ?

CONNAISSANCE DE LA PRATIQUE DE PECHE

10. Comment êtes-vous arrivé à la pêche ?

1. par apprentissage 2. par un ami
 3. par un parent 4. autre.....

11. Votre motivation pour le choix du métier de la pêche

12. Quelles sont les différents types de pêche que vous pratiqué ?

13. Utilisez-vous des produits comme appât pour les poissons ?

1. Oui 2. Non

14. Si oui,

1. à quelle période de l'année ?.....
 2. l'appellation du produit utilisé ?.....

15. Pourquoi utilisez-vous ces produits la pêche ?

16. Quels sont les formes de produits que vous utilisez pour attirer les poissons ?

1. Solide
 2. Liquide
 3. Gaz
 4. Autre à préciser.....

17. Connaissez vous des produits ou aliments autres que ce que vous utilisé ?

1. Oui 2. Non

18. Pouvez-vous nous citer quelques produits de ce genre que vous utilisez ?

19. Comment obtenez-vous ces produits/ aliments que vous utilisez ?

1. Au marché
 2. Par soi même
 3. Avec un marchand
 4. Autres, à préciser.....

20. Comment trouvez leur coût ?

1. Cher 2. Moins cher 3. Abordable

21. Qui vous conseil ces produits pour la pêche ?

1. Moi-même
 2. Parents
 3. Amis
 4. Agent de pêche
 5. Coopérative
 6. Autres(à préciser.....)

RENDEMENT DE LA PECHE

22. Depuis quand utilisez vous les aliments comme appât pour les poissons ?

23. Comment faites-vous les préparations ?

24. Comment êtes-vous instruits des modes de préparation de ces appâts ?

1. Notice 2. formation
 3. autre à préciser.....

25. Quel est la quantité d'aliment utilisé pour une journée de pêche ?

26. À quel moment de la journée utilisez-vous ces produits ?

1. Matin 2. Après-midi 3. Soir
 4. peut importe

27. Quel type de poisson pêchez-vous d'habitude dans ce fleuve ?

28. Quel est le poisson le plus pêché dans ce fleuve ?

29. Quel est le poisson le moins pêché dans ce fleuve ?

30. Quel est le poisson le plus demandé par la population ?

31. Y'a-t-il ce poisson en abondance toute l'année ?

1. Oui 2. Non

32. Si oui, donnez une estimation du tonnage

33. Si non, dites pourquoi.

34. Quelles sont les périodes de variation du rendement de ma pêche ?

35. Comment trouvez-vous le coût du poisson sur le marché ?

36. Les poissons sont-ils commercialisés ailleurs ?

1. Oui 2. Non

37. Si oui, donnez nous quelques villes où sont commercialisés les poissons de Guessabo.

INTOXICATION LIE A LA PECHE

38. Avez-vous déjà trouve dans le fleuve une variété de poissons différents de ceux pêchés d'habitude ?

1. Oui 2. Non

39. Si oui, comment appelle-t-on cette variété ?

40. Pouvez-vous donner une explication à cela ?

41. Avez-vous déjà trouvé des poissons morts sur le fleuve ?

1. Oui 2. Non

42. Si oui, qu'est-ce qui peut provoquer cela ?

43. Avez-vous déjà observé un cas d'intoxication lié à la consommation du poisson pêche à Guessabo ?

1. Oui 2. Non

44. Si oui, qu'est-ce qui pourrait justifier cela ?

45. Y'a-t-il un service de contrôle de la pêche ?

1. Oui 2. Non

46. Ya -t-il eu un cas d'exclusion à la pêche pour mauvaise pratique ?

1. Oui 2. Non

47. Si oui, dans quel contexte ?

NORME DE PECHE

48. Avez-vous des équipements pour la pratique d'une bonne pêche ?

1. Oui 2. non

49. Si oui lesquels ?

1. Filet 2. bateau de pêche 3. autre à préciser

50. Si non pourquoi ?

51. Où conservez-vous les poissons avant la vente ?

52. Y a-t-il un âge pour des poissons pêchés ?

1. Oui 2. Non

53. Si oui, précisé

1. Juvénile 2. Adulte

54. Si non pourquoi ?1

APPRECIATION DES POISSONS DU FLEUVE

55. Consommez-vous les poissons issus de ce fleuve?

1. Oui 2. Non

56. Si oui, combien de fois consommez-vous le poisson par jour ?

1. Une fois 2. Deux fois 3. Trois fois
 4. Quatre fois

57. Avez-vous déjà eu des intoxications liées à la consommation de ces poissons ?

1. Oui 2. Non

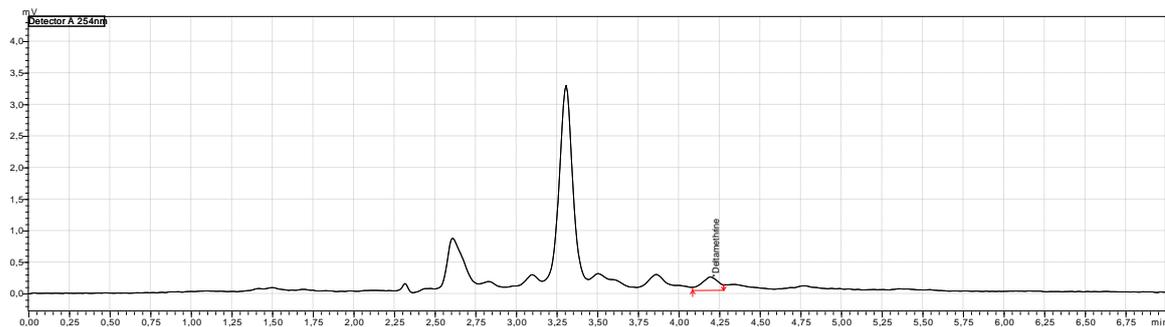
58. Si Oui, Comment avez vous soigné Cette maladie ?

59. Quels sont les centres de santés que vous fréquentez ?

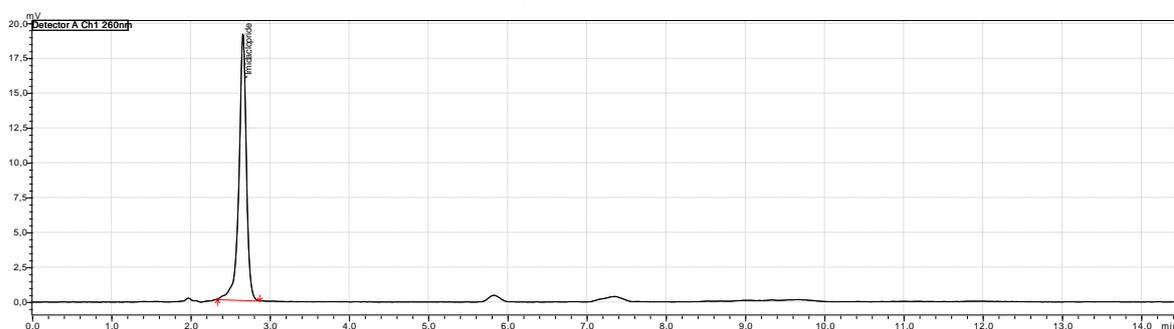
SUGGESTIONS ET RECOMMANDATIONS

60. Vos suggestions et recommandations en rapports avec la pêche en général

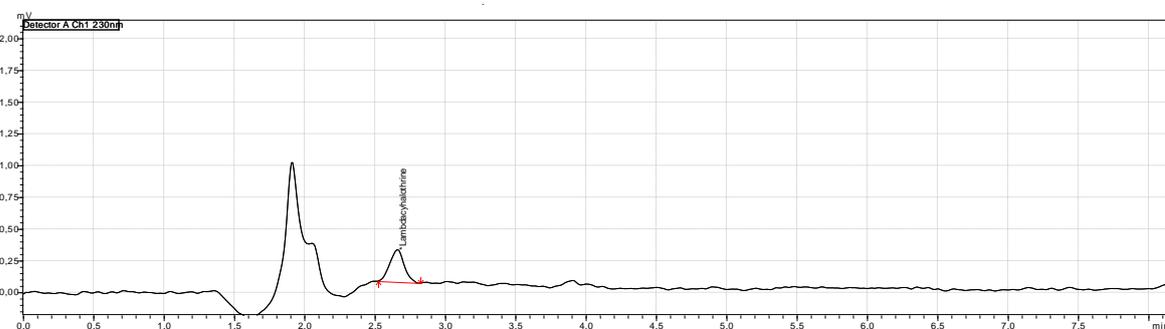
Chromatogrammes des résidus de pesticides



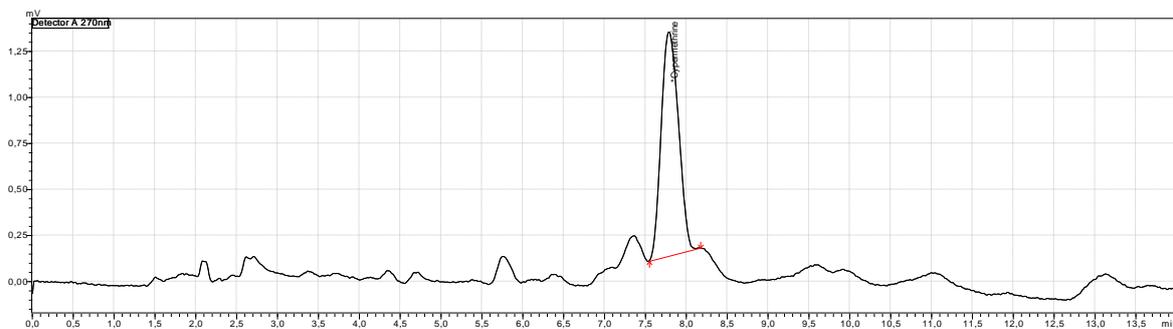
Data file Name : Deltaméthrine 0,25 mg-I-b.Icd



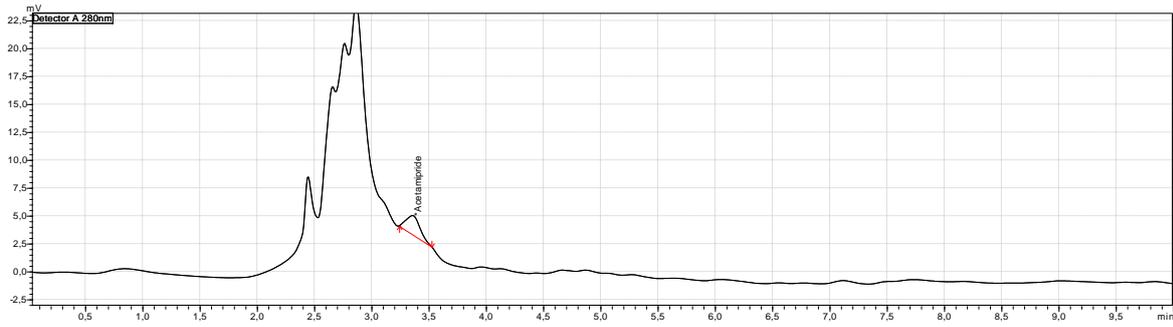
Data file Name : Imidaclopride 3 mg-L-a.Icd



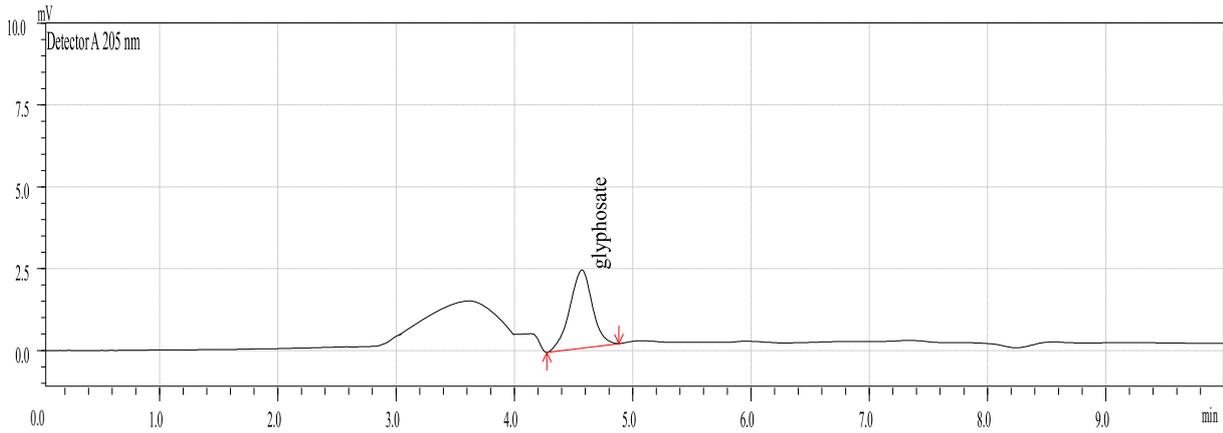
Data file Name : Lambdacyhalothrine 0,015 mg-l-a.Icd



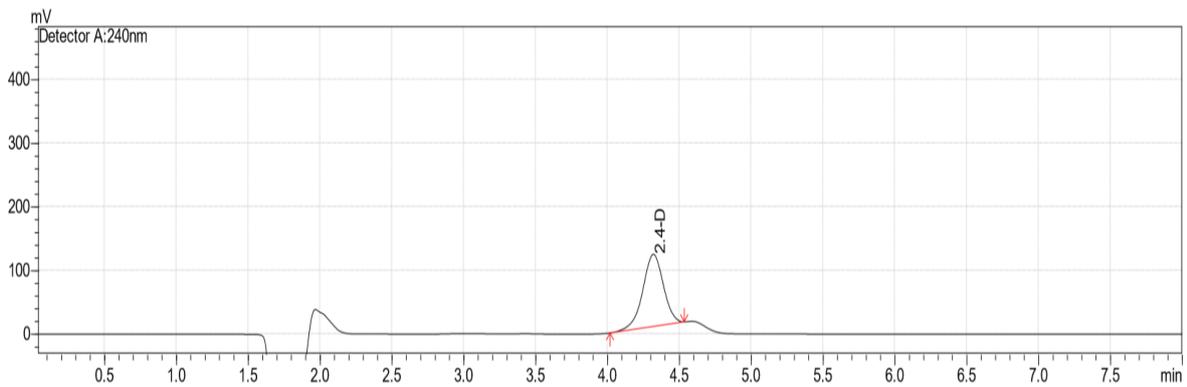
Data file Name : Cyperméthrine 0,5 mg-b.Icd



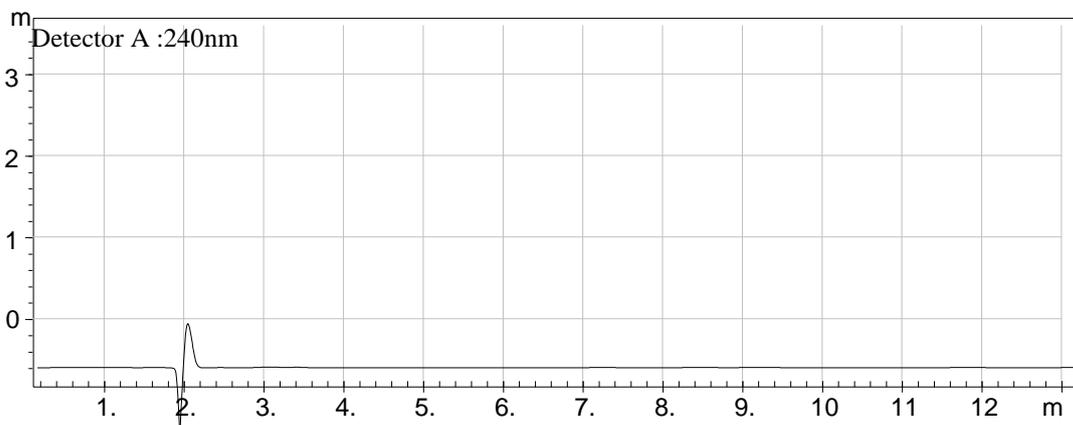
Data file Name : Acétamipride 0,015 mg-l-a.Icd



Data file Name : Glyphosate 0,038 µg-l-a.Icd



Data file Name : 2,4-D 36 mg-l-a.Icd



Data file Name : blanc (eau bidistillée)

Droites de régressions linéaires entre les surfaces de pic et les concentrations de résidus de pesticides

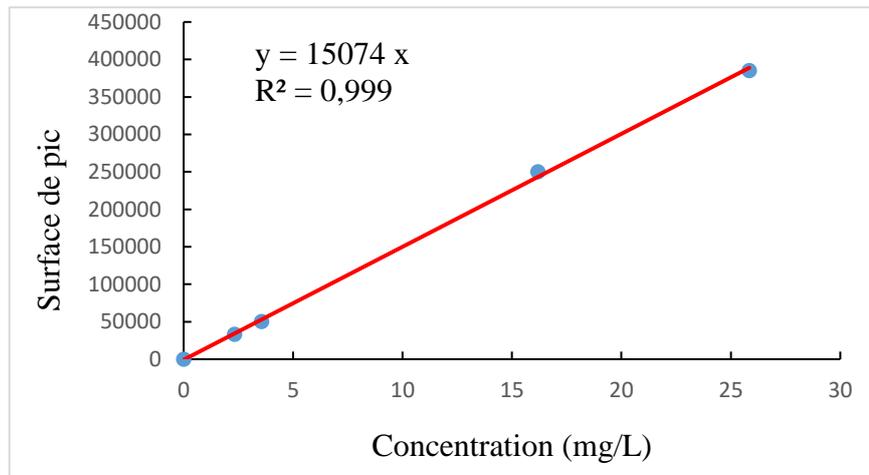


Figure 1 : Droite de régression entre les concentrations de l'acétamipride et les surfaces de pic

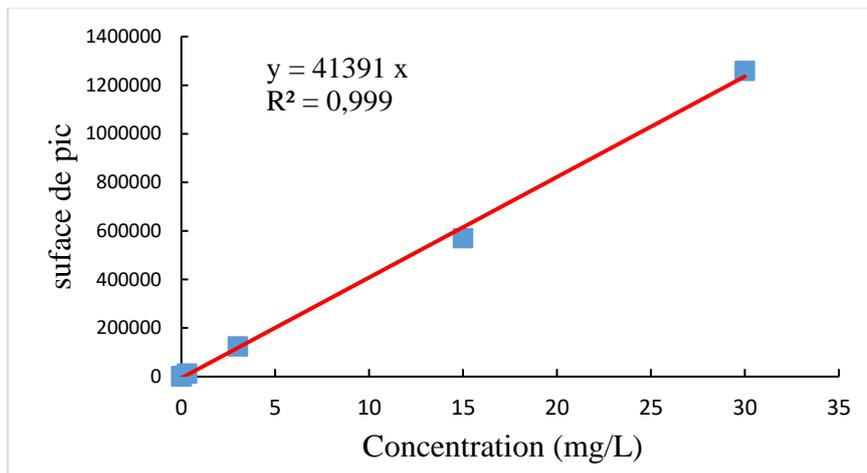


Figure 2 : Droite de régression entre les concentrations de l'imidaclopride et les surfaces de pic

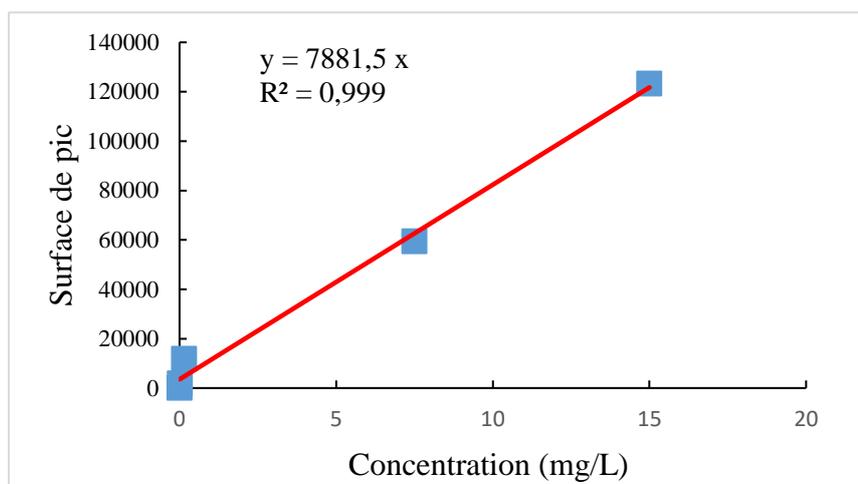


Figure 3 : Droite de régression entre les concentrations de la lambdacyhalothrine et les surfaces de pic

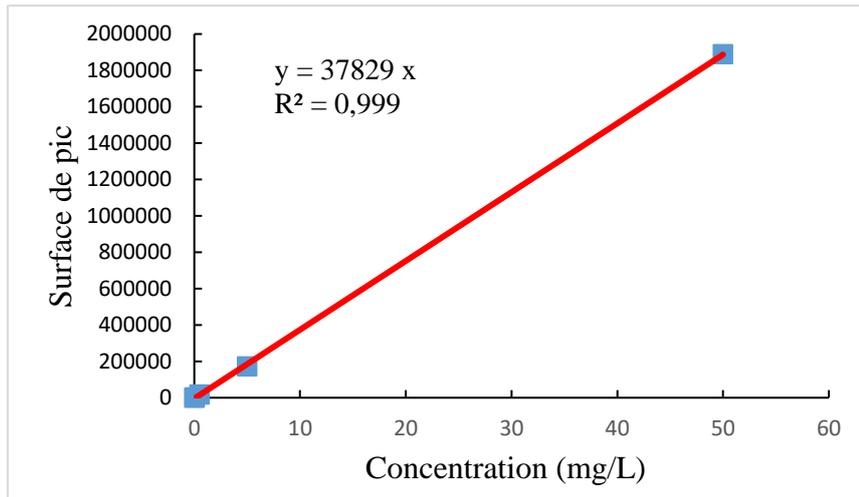


Figure 4 : Droite de régression entre les concentrations de la cyperméthrine et les surfaces de pic

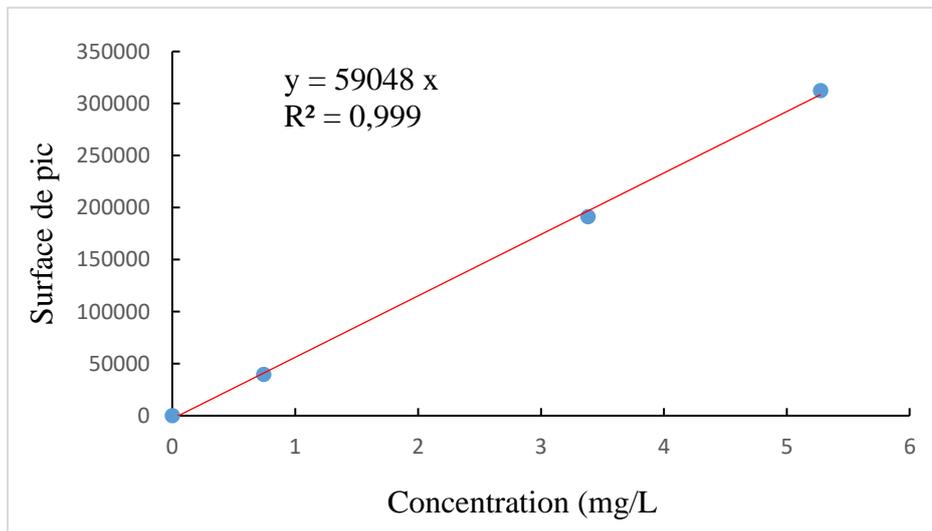


Figure 5 : Droite de régression entre les concentrations de la deltaméthrine et les surfaces de pic

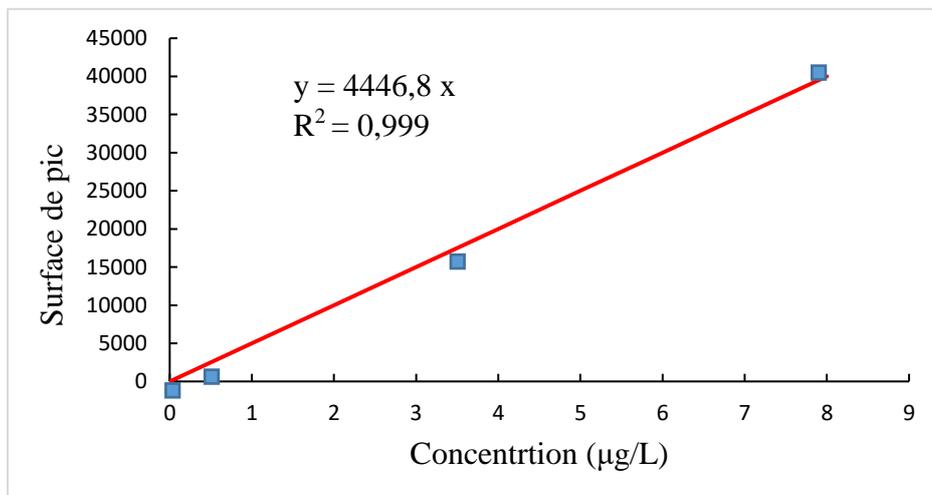


Figure 6 : Droite de régression entre les concentrations du Glyphosate et les surfaces de pic

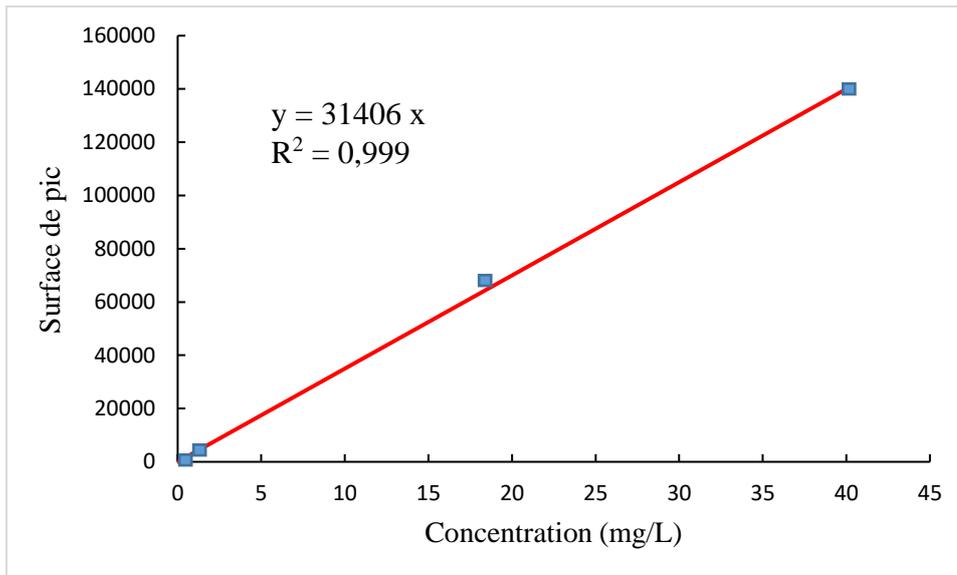


Figure 1 : Droite de régression linéaire entre les concentrations du 2,4-D et les surfaces de pic

Les méthodes de détermination de l'indice de risque pour la santé et l'indice de risque pour l'environnement utilisées dans ce document sont celles décrites par Ahouangninou (2013) et Samuel *et al.* (2007).

INDICE DE RISQUE POUR LA SANTE

Le calcul de l'indice de risque pour la santé (Selon IRPeQ-Santé) 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).

$$\text{IRS}_{\text{matière active-p}} = \frac{\text{IRT} \times \text{FPf} \times \text{FCP}}{10}$$

10

L'IRT est l'indice de risque toxicologique de la matière active. Elle est déterminée par la sommation des points alloués en fonction des différents critères retenus de toxicité aiguë et de toxicité chronique. La somme des risques chroniques est ensuite multipliée par un facteur en lien avec la persistance dans l'environnement et le potentiel de bioaccumulation (FPer).

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

Tableau : Critères de toxicité aiguë des matières actives

Toxicité aiguë	Gravité de l'effet et Points alloués				
	8	4	2	1	0
	Valeur de l'indication				
DL50 oral (mg/kg)	≤ 50	> 50-300	> 300-2000	> 2000	
DL50 cutanée (mg/kg)	≤ 200	> 200-1000	> 1000-2000	> 2000	
CL50 inhalation (mg/l)	≤ 0,5	> 0,5-1	> 1-5	> 5	
Irritation cutanée	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légèrement	Très peu ou pas	
Irritation oculaire	Sévèrement à extrêmement	Modérément	Légèrement	Très peu ou pas	
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 chez l'humain		Cancérogène peu probable chez l'humain
Génotoxicité		Génotoxique chez l'humain	Potentiel génotoxique chez l'humain		Données inexistantes ou insuffisantes	Non génotoxique chez l'humain
Perturbation endocrinienne		Perturbateur endocrinien	Perturbateur endocrinien		Données inexistantes	Effets endocriniens
		évident	potentiel		ou insuffisantes	peu probables
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 $BCF^* \geq 1000$	3,0
Demi-vie au sol $\geq 30-60$ jours ou $100 \leq BCF < 1000$	2,5
Demi-vie au sol $\geq 15-30$ jours ou $BCF < 100$	2,0
Aucune donnée pour les critères	1,5
Demi-vie au sol < 15 jours et aucune bioaccumulation ou donnée BCF	1,0

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

BCF = Facteur de bioaccumulation, P_{oe} = Coefficient de partage octanol-eau

Selon leur type de formulation, les produits peuvent se répartir en deux groupes : ceux à risque d'exposition faible et ceux à risque d'exposition élevé (Tableau XXX).

Tableau : Facteur de pondération lié au type de 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), Générateur à décharge lente (SR), Granulés (Gr), Granulés dispersables dans l'eau (WD), Granulés mouillables (WG), Granulés solubles (SG), Organisme vivant (LO), Particules (PT), Pastille (PE), Pâte (PA), Pâte granulée (DF), Solide (SO), Suspension en microcapsules (MS), Tissu imprégné (IF)	Concentré émulsifiable ou émulsion (EC), Liquide (LI), Poudre (DU), Poudre mouillable (WP), Poudre soluble (SP), Produit sous pression (PP), Solution (SN), Suspension (SU)

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

La concentration de la matière active dans la préparation commerciale ainsi que la dose d'application représentent des éléments importants de modulation du niveau de risque d'exposition. Il est donc introduit un facteur de compensation qui tient compte de ces variables dans le calcul du risque pour une préparation commerciale. Ce facteur de compensation (FCP) est déterminé à partir de la dose repère appliquée (DRA) et permet de comparer les produits entre eux sur une base uniforme. La dose repère appliquée est déterminée pour chacune des matières actives à partir de l'étiquette de la préparation commerciale.

Tableau : Valeur de FCP en fonction de la DRA

DRA (g ou ml m.a./ha)	FCP
< 100	0,5
$\geq 100-1000$	1
$\geq 1000-2000$	1,5
≥ 2000	2

INDICE DE RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT

L'IRE est issue de six variables : trois variables écotoxicologiques (T : impact sur les invertébrés terrestres, O : impact sur les oiseaux, A : impact sur les organismes aquatiques) et trois variables physicochimiques (M : mobilité, P : persistance dans le sol, B : bioaccumulation). L'IRE d'une matière active pour une même préparation commerciale peut varier.

$$\text{IRE}_{\text{matière active}} = [1,75 * (T+O) + A + M + P + B + 1]^2$$

- Impact sur les invertébrés terrestres (T)

L'impact sur les invertébrés terrestres est représenté par la variable T. Les invertébrés terrestres retenus sont les vers et les abeilles. Le pointage accordé à la variable T est donc égal à celui le plus élevé des deux variables soit T_{vt} (impact sur les vers de terre) ou T_{abeille} (impact sur les abeilles).

• Impact sur les vers de terre (T_{vt})

Le pointage de la variable T_{vt} est déterminé à partir d'un ratio toxicité/exposition (RTE)
RTE = Toxicité / CIPE_{sol} où Toxicité = CL50 exposition de 14 jours pour des vers de terre

CIPE_{sol} = Concentration initiale prévue dans l'environnement
= DRA * (1 - f_{int}) / (100 * Profondeur * densité)

DRA = Dose repère appliquée (ml/ha ou g/ha)

F_{int} = Facteur d'interception par la couverture végétale

Profondeur : Profondeur de pénétration du pesticide dans le sol (valeur par défaut de 5 cm)

Densité : Densité du sol (valeur par défaut de 1,2 g/cm³).

Le facteur d'interception des cultures influence la quantité de pesticide qui se retrouvera au sol. Ce facteur est modulé par le type de culture et la densité de la végétation.

Tableau : Facteur d'interception (f_{int}) de la culture en fonction du type de pesticide

Type de culture	Facteur d'interception			
	Herbicide	Insecticide Fongicide	Régulateur croissance	Stérilisant de sol
Culture basse (≤ 50 cm)	0,10	0,5	0,5	0
Buisson (> 50-200 cm)	0,20	0,5	0,5	0
Arbre fruitier (> 200 cm)	0,25	0,4	0,4	0

Tableau : Valeur de T_{vt} en fonction du ratio toxicité/exposition basée sur la CL₅₀ exposition de 14 jours.

RTE	T _{vt}
>100	0
>10- 100	2
≤ 10	4

• Impact sur les abeilles (T_{abeille})

Le pointage de T_{abeille} déterminé à partir des quotients d'exposition orale (Q_{eo}) ou d'exposition par contact (Q_{ec}) pour les abeilles.

Q_{eo} ou Q_{ec} = DRA / Toxicité

Où DRA = DRA (ml/ha ou g/ha)

Toxicité = DL₅₀ oral ou par contact (µg/abeille).

Tableau : Valeur de T_{abeille} en fonction du quotient d'exposition orale (Q_{eo}) ou d'exposition par contact (Q_{ec}) pour les abeilles.

Q _{eo} ou Q _{ec}	T _{abeille}
< 50	0
≥ 50-1000	2
≥ 1000	4

- Impact sur les oiseaux (O)

L'impact sur les oiseaux est déterminé en utilisant un critère de toxicité aiguë (DL₅₀) pour le canard colvert, et le cas échéant le colin de virginie. La variable O est déterminée à partir d'un ratio toxicité/exposition (RTE)

RTE = Toxicité/ QPI

DL₅₀ (mg/kg de poids corporel du canard colvert ou du colin de virginie)

QPI= Quantité de pesticides ingérée quotidiennement par jour (mg/kg de poids corporel)

Pour le canard colvert, QPI = 0,528*142*DRA/ 1000

Pour le colin de virginie, QPI = 0,865*87*DRA /1000

Le Tableau XXXVII présente la distribution des points selon la RTE

Tableau : Valeur de O en fonction du ratio toxicité/exposition pour les oiseaux

RTE	O
>10	0
>5- 10	1
>1-5	2
>0,1-1	3
≤0,1	4

- **Impact sur les organismes aquatiques (A)**

L'impact sur les organismes aquatiques est représenté par la variable A dans le calcul de l'IRE d'une matière active. Le ratio toxicité/exposition (RTE) détermine le pointage alloué à cette variable.

$$\text{RTE} = \text{Toxicité} / \text{CPE}_{\text{max}}$$

Toxicité = CL₅₀ ou CE₅₀ Pour algues, plantes aquatiques, daphnies ou poissons

CPE_{max} = Concentration maximale prévue dans l'environnement observée après 4 jours

La méthode de calcul de la CPE_{max} est expliquée dans le document du groupe de travail de la CE (Focus, 2002). Le tableau présente le pointage alloué à la variable A.

Tableau : Valeur de A en fonction du ratio toxicité/exposition pour les organismes aquatiques

RTE pour les poissons et daphnies	RTE pour les algues et plantes aquatiques	A
>100	>10	0
>10-100	>1-10	1
>1-10	>0,1-1	2
>0,1-1	>0,01-0,1	3
≤0,1	≤0,01	4

- **Mobilité (M)**

La mobilité d'une matière active est représentée par la variable M et est déterminée à partir de son potentiel de lessivage. L'indice GUS (Groundwater Ubiquity Score) est utilisé pour calculer le potentiel d'un pesticide à contaminer l'eau souterraine par lessivage et l'eau de surface par infiltration. Le GUS se base sur deux propriétés physicochimiques d'un composé : le coefficient d'absorption sur carbone organique (K_{oc}) et le temps de demi-vie dans le sol (TD₅₀).

$$\text{GUS} = \log[(\text{TD}_{50}) * (4 - \log(\text{K}_{\text{oc}}))]$$

GUS < 1,8 Potentiel de lessivage faible

GUS ≥ 1,8- 2,8 Potentiel moyen de lessivage

GUS ≥ 2,8 Potentiel élevé de lessivage

La dose d'application est mise en relation avec l'indice GUS afin de déterminer le risque potentiel de contamination par lessivage ou encore par infiltration. Le tableau présente une matrice donnant les pointages de la variable M en fonction de l'indice GUS et de la dose repère appliquée (DRA).

Tableau : Valeur de M en fonction de l'indice GUS et la DRA

GUS	DRA (ml ou g m.a./ha)			
	< 100	≥ 100-1000	≥ 1000-2000	≥ 2000
< 1,8	0	0	0	0
≥ 1,8- 2,8	1,25	1,5	1,75	2
≥ 2,8	2,5	3	3,5	4

- **Persistance dans le sol (P)**

La persistance dans le sol est représentée par P. Le temps de demi-vie dans le sol est en condition aérobie TD₅₀ et la DRA sont utilisés pour déterminer la valeur de la variable P.

Tableau : Valeur de P en fonction de la demi-vie et la DRA

TD ₅₀ (jours)	DRA (ml ou g m.a./ha)			
	< 100	≥ 100-1000	≥ 1000-2000	≥ 2000
< 10	0	0	0	0
≥ 10- 30	0	0	0,5	1
≥ 30- 60	0,5	1	1,5	2
≥ 60- 90	1,5	2	2,5	3
≥ 90- 180	2,5	3	3,5	4
≥ 180	4	4	4	4

- **Bioaccumulation (B)**

Le potentiel de bioaccumulation est représenté par la variable B. Le temps de demi-vie dans le sol en condition aérobie (TD₅₀) et le logarithme du coefficient de partage octanol-eau (logP_{oe}) sont utilisés pour déterminer le pointage attribué à la variable B.

Tableau : Valeur de B en fonction de la demi-vie et du log_{poe}

TD ₅₀ (jours)	Coefficient de partage octanol-eau (log _{poe})		
	< 3	3-4	>4
< 10	0	0	1
≥ 10- 90	0	0	2
≥ 90-180	0	1	3
≥ 180	0	2	4

Calcul de l'IRS et l'IRE pour les différents résidus de pesticides à Guessabo

IMIDACLOPRIDE

- **Risques aigus** (pointage)

DL₅₀ oral (130 mg/kg) = 4 ; DL₅₀ cutanée (5000 mg/kg) = 0 ; CL₅₀ inhalation (2,57 mg/l) = 2 ; Irritation cutanée (Légèrement) = 2 ; Irritation oculaire (Légèrement) = 2 ; Sensibilisation (aucune donnée) = 0 ; \sum **Risques aigus** = 10 ;

- **Risque chroniques** (pointage)

Cancérogénicité (Peu probable) = 0 ; Génotoxicité (Non) = 0 ; Perturbation endocrinienne (données inexistantes) = 1 ; Reproduction (données inexistantes) = 1 ; Développement (suspecté chez l'humain) = 8 \sum **Risques chroniques** = 10 ; **FPer** (TD₅₀ = 38,9) = 2,5
IRT = 1225 ; **Fpf** (EC) = 2 ; **FCP** (60 g m.a./ha) = 0,5

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 122,5**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 4 (CL₅₀ = 1,72 ; CIPE = 0,3 ; RTE = 5,73 ; DL₅₀ abeille = 0,043 ; DRA = 250 g/ha, QEC = 5814)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 0 (DL₅₀ : 283 mg/kg ; QPI : 18,74 ; RTE : 15,10)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 0 (CL₅₀ : 6000 ; CPE_{max} : 25,29 µg/l)
- **Mobilité (M)** ; M = 0 (TD₅₀ : 157 ; K_{oc} : 41 ; DRA : 250 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 3 (TD₅₀ : 157 ; DRA : 250 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** B = 0 (log_{poe} : 0,57 ; TD₅₀ : 157)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 121**

ACETAMIPRIDE

- **Risques aigus** (pointage)

DL₅₀ oral (146 mg/kg) = 4 ; DL₅₀ cutanée (2000 mg/kg) = 2 ; CL₅₀ inhalation (1,15 mg/l) = 2 ; Irritation cutanée (Sévèrement) = 8 ; Irritation oculaire (Modérément) = 4 ; Sensibilisation (aucune donnée) = 0 ; \sum **Risques aigus** = 20 ;

- **Risque chroniques** (pointage)

Cancérogénicité (Peu probable) = 0 ; Génotoxicité (données inexistantes) = 1 ; Perturbation endocrinienne (inexistantes) = 1 ; Reproduction (données inexistantes) = 1 ; Développement (données inexistantes) = 1 ; \sum **Risques chroniques** = 4 ; **FPer** (TD₅₀ = 3) = 1 ;
IRT = 576 ; **Fpf** (EC) = 2 ; **FCP** (20 g m.a./ha) = 0,5

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 57,6**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 2 (CL₅₀ = 9 ; CIPE = 0,02 ; RTE = 450 ; DL₅₀ abeille = 8,09 ; DRA = 25 g/ha ; QEC = 3,09)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 2 (DL₅₀ : 98 mg/kg ; QPI : 52,48 ; RTE : 1,87)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 0 (CPE_{max} : 25,29 µg/l)

- **Mobilité (M)** ; M = 0 (TD₅₀ : 3 ; K_{oc} : 107 ; DRA : 16 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0 (TD₅₀ : 3 ; DRA : 16 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 0 (log_{poe} : 0,8 ; TD₅₀ : 3)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 12,25**

- LAMBDA CYHALOTHRINE

- **Risques aigus (pointage)**

DL₅₀ oral (56 mg/kg) = 4 ; DL₅₀ cutanée (632 mg/kg) = 4 ; CL₅₀ inhalation (0,065 mg/l) = 8 ; Irritation cutanée (modérément irritant) = 4 ; Irritation oculaire (modérément irritant) = 4 ; Sensibilisation (possible) = 4 ; Σ **Risques aigus = 28**

- **Risques chroniques (pointage)**

Cancérogénicité (possible chez l'humain) = 4 ; Génotoxicité (données inexistantes) = 1 ; Perturbation endocrinienne (potentiel) = 4 ; Reproduction (aucun effet rapporté) = 0 ; Développement (Effets suspectés chez l'animal) = 2 ; Σ **Risques chroniques = 11** ; **FPer** (TD₅₀ : 28,5) = 3

IRT = 3721 ; **FPf** (EC) = 2 ; **FCP** (20 g m.a./ha) = 0,5

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 372,1**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 2 (CL₅₀ = 1000 mg/kg ; CIPE = 600 ; RTE = 0 ; DL₅₀ abeille = 0,05 ; DRA = 20 g/ha ; QEC = 392)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 0 (DL₅₀ = 3950 mg/kg ; QPI = 1,499 ; RTE = 2634)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 3 (CL₅₀ = 0,23 ; CPE_{max} = 0,92 µg/l)
- **Mobilité (M)** ; M = 0 (TD₅₀ = 28,05 ; K_{oc} = 70100 ; DRA = 20 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0 (TD₅₀ = 28,05 ; DRA = 20 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 2 (log_{poe} = 7 ; TD₅₀ = 28,05)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 90,25**

- CYPERMETHRINE

- **Risques aigus (pointage)**

DL₅₀ oral (247 mg/kg) = 4 ; DL₅₀ cutanée (4920 mg/kg) = 1 ; CL₅₀ inhalation (2,5 mg/l) = 2 ; Irritation cutanée (Très peu) = 1 ; Irritation oculaire (Légèrement) = 2 ; Sensibilisation (possible) = 4 ; Σ **Risques aigus = 14**

- **Risques chroniques (pointage)**

Cancérogénicité (possible) = 4 ; Génotoxicité (données inexistantes) = 1 ; Perturbation endocrinienne (potentiel) = 4 ; Reproduction (Suspecté) = 8 ; Développement (Suspecté) = 8 ; Σ **Risques chroniques = 25** ; **FPer** (TD₅₀ : 54,5) = 2,5

IRT = 5852,25 ; **FPf** = 2 (EC) ; **FCP** = 0,5 (25 g m.a./ha)

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 585,22**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 4 (CL₅₀ = 100, CIPE = 0,021, RTE = 4761,9 ; T_{vt} = 0 ; DL₅₀ abeille = 0,023, DRA = 25 g/ha, QEC = 1086,97 ; T_{abeille} = 4)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 0 (DL₅₀ = 9520 mg/kg ; QPI = 1,8744 ; RTE = 5079)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 4 (CL₅₀ = 0,42 ; CPE_{max} = 10,67 µg/l ; RTE = 0,039)
- **Mobilité (M)** ; M = 0 (TD₅₀ = 54,5 ; K_{oc} = 20800 ; DRA = 25 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0,5 (TD₅₀ = 54,5 ; DRA = 25 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 2 (log_{poe} = 6,6 ; TD₅₀ = 54,5)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 210,25**

- DELTA METHRINE

- **Risques aigus (pointage)**
DL₅₀ oral (135 mg/kg) = 4 ; DL₅₀ cutanée (2000 mg/kg) = 2 ; CL₅₀ inhalation (2,2 mg/l) = 2 ; Irritation cutanée (Modérément) = 4 ; Irritation oculaire (modéré) = 4 ; Sensibilisation (très peu) = 1 ; Σ **Risques aigus = 17**
- **Risques chroniques (pointage)**
Cancérogénicité : possible (4) ; Génotoxicité : données insuffisantes (1) ; Perturbation endocrinienne : évident (8) ; Reproduction : Suspecté (8) ; Développement : Confirmé (16)
 Σ **Risques chroniques = 37** ; FPer = 2 (BCF = 1713)
IRT = 8281 ; FPF = 2 (EC) ; FCP = 0,5 (7,5 g m.a /ha)

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 828,1**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 4 (CL₅₀ = 450 ; CIPE = 0,0104, RTE = 43269 ; DL₅₀ abeille = 0,002 ; DRA = 12,5 g/ha, QEC = 6250)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 0 (DL₅₀ = 4640 mg/kg, QPI = 0,9372, RTE = 4950,92)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 3 (CL₅₀ = 0,021 ; CPE_{max} = 0,17 µg/l)
- **Mobilité (M)** ; M = 0 (TD₅₀ = 19,2 ; K_{oc} = 269587 ; DRA = 12,5 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0 (TD₅₀ = 19,2 ; DRA = 12,5 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 2 (log_{poe} = 4,6, TD₅₀ = 19,2)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 169**

- GLYPHOSATE

- **Risques aigus (pointage)**
DL₅₀ oral : 4613 mg/kg (1) ; DL₅₀ cutanée : 5000 mg/kg (1) ; CL₅₀inhalation : 1,9 mg/l (2) ; Irritation cutanée : oui (8) Irritation oculaire : oui (8) ; Sensibilisation : aucune donnée (0) ; Σ **Risques aigus = 20**

• **Risque chroniques** (pointage)

Cancérogénicité : probable (8) ; Génotoxicité : potentiel (4) ; Perturbation endocrinienne : évident (8) ; Reproduction : Suspecté (8) ; Développement : données inexistantes (1) ; Σ **Risques chroniques = 29** ; **FPer** = 1 (TD₅₀ = 13,6 ; BCF = 0,001)
IRT = 2401 ; **FPf** = 1 (WG) ; **FCP** = 1 (600 g m.a./ha)

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 240,1**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 2 (CL₅₀ = 327,8 ; CIPE = 0,80 ; RTE = 409,75 ; DL₅₀ abeille = 100 ; DRA = 450 g/ha ; QEC = 6)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 1 (DL₅₀ = 1912 mg/kg ; RTE = 42,35)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 1 (CPE_{max} = 27,21 µg/L)
- **Mobilité (M)** : M = 0 (TD₅₀ = 13,6 ; K_{oc} = 500 ; DRA = 600 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0 (TD₅₀ = 13,6 ; DRA = 600 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 0 (log_{poe} = - 3,2 ; TD₅₀ = 13,6)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 52,56**

- **2,4 -DICHLOROPHENOXYACETIQUE (2,4 -D)**

• **Risques aigus**

DL₅₀ oral : 949 mg/kg (2) ; DL₅₀ cutanée : 1829 mg/kg (2) ; CL₅₀ inhalation : 3,5 mg/l (2) ; Irritation cutanée : Modérément (4) Irritation oculaire : Sévèrement à extrêmement (8) ; Sensibilisation : aucune donnée (0) ; Σ **Risques aigus = 18**

• **Risque chroniques**

Cancérogénicité : Données inadéquates (2) ; Génotoxicité : données inexistantes (1) ; Perturbation endocrinienne : potentiel (4) ; Reproduction : Effets suspectés (8) ; Développement : Effets suspectés (8)
 Σ **Risques chroniques = 23** ; **FPer** = 2 (TD₅₀ = 16,4)
IRT = 4096 ; **FPf** = 1 (WG) ; **FCP** = 1 (600 g m.a./ha)

❖ **Indice de Risques pour la Santé (IRS) = 409,6**

- **Impact sur les invertébrés terrestres (T)** ; T = 4 (CL₅₀ = 350 ; CIPE = 0,8 ; RTE = 437,5 ; DL₅₀ abeille = 100 ; DRA = 600 g/ha ; QEC = 6)
- **Impact sur les oiseaux (O)** ; O = 2 (DL₅₀ = 4640 mg/kg ; RTE = 103,2)
- **Impact sur les organismes aquatiques (A)** ; A = 3 (CPE_{max} = 26,39 µg/l)
- **Mobilité (M)** : M = 0 (TD₅₀ = 16,4 ; K_{oc} = 51,8 ; DRA = 600 g/ha)
- **Persistance dans le sol (P)** ; P = 0 (TD₅₀ = 16,4 ; DRA = 600 g/ha)
- **Bioaccumulation (B)** ; B = 0 (log_{poe} = 0,18 ; TD₅₀ = 16,4)

❖ **Indice de Risques pour l'Environnement (IRE) = 210,25**

Images des enquêtes sur le terrain

A. GESTION DES PESTICIDES DANS LES MAGASINS A GUESSABO



Expositions des échantillons de pesticides devant le magasin



Expositions de diverses denrées dans le magasin de vente de pesticides



Consommation de repas dans le magasin de vente de pesticides



Conservation d'eau de boisson dans le magasin de vente de pesticides



Conservation de produits périmés dans le magasin de vente de pesticides



Conservation de boîtes perforées dans le magasin de vente de pesticides

B. UTILISATION DES PESTICIDES SUR LES PARCELLES A GUESSABO



Plan d'eau du fleuve Sassandra à Guessabo



Parcelle aménagée aux alentours du fleuve



Passage des enquêteurs sur les parcelles aux alentours du fleuve



Désherbage de parcelles post-semi aux alentours du fleuve



Montée du niveau de l'eau avant la récolte des cultures aux alentours du fleuve



Boîte de pesticides vide retrouvée aux alentours du fleuve

C. POISSONS PECHES DANS LE FLEUVE A GUESSABO



Débarquement des pêcheurs aux alentours du fleuve



Images de *Chrysichthys nigrodigitatus* et quelques autres poissons pêchés dans le fleuve



Images de *Oreochromis niloticus* et quelques autres poissons pêchés dans le fleuve

PUBLICATIONS

Publication 1 : Djédjé G.J.M., Kouamé K.V., Yapi D.A.C. & Tidou A.S. (2021). Phytosanitary Risks and Practices of Farmers around the Sassandra River in Guessabo (Central West, Côte D'Ivoire). *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 2 (3) : 201-209.

Impact Factor Value (2021-2022) : 2.307

Publication 2 : Djédjé G.J.M., Kpan K.K.G., Yapi D.A.C., Kouamé K.V. & Tidou A.S. (2022). Impact of Glyphosate and 2,4-D used in agriculture on the quality of *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) from the Sassandra River in Guessabo (Côte d'Ivoire). *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 14 (01) : 212–222.

Impact Factor : 7.8

Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences



An International Peer Review E-3 Journal of Sciences

Available online at www.jcbpsc.org

Section D: Environmental Sciences

CODEN (USA): JCBPAT

Research Article

Phytosanitary Risks and Practices of Farmers around the Sassandra River in Guessabo (Central West, Côte D'ivoire)

DJEDJE Gokou Jean Marie*, **KOUAME Kouamé Victor**, **YAPI Dopé Armel Cyrille**,
TIDOU Abiba Sanogo

Laboratory of Environmental Sciences and Techniques, department of Environmental sciences, Jean
Lorougnon Guédé University, Daloa, Côte d'Ivoire, BP 150 Daloa.

Received: 09 April 2021; **Revised:** 22 April 2021; **Accepted:** 03 May 2021

Abstract: This study aimed to learn about the phytosanitary practices around the Sassandra River in Guessabo. It was carried out following surveys conducted over a period of six (06) months with one hundred and forty-two (142) producers. 53.85% of them have no level of education and almost all of them do not receive any training related to the use of these pesticides. They purchase pesticides on the local market. They know neither the toxicity nor the way to use them. So the dosages were made at their own guises. According to the result of the survey, thirty-eight (38) products were listed in the study area. Some of them were not registered. Thirteen (13) active ingredients were identified in the registered formulations and the most dominant was glyphosate (44.89%), the main constituent of herbicides. 77.17% of the producers handle these phytopharmaceutical products without wearing personal protective equipment. Empty packaging was abandoned on the various work sites. Such behavior in the use of pesticides exposes living organisms and the environment to the dangers of these products.

Keywords: Pesticides - Food crops – Health risks - Environment.

INTRODUCTION

Humanity has put in place plant protection systems in its quest for food self-sufficiency and sustainable development. Thus, for several decades, most modern crop protection methods have been based on the use of plant protection products. The heavy use of these products was considered a prerequisite for a successful strategy of rapid agricultural development. This led to the extensive use of pesticides to increase agricultural production ^[1,2].

These products are indeed intended to be used to rid crops of pests, and thus to be applied to crops. While it is true that plant protection products are an effective means of protecting crops and reducing damage from crop pests, the general assumption is that they represent real dangers in terms of their toxicity for users and consumers of agricultural products ^[3,4,5], as well as in terms of environmental pollution, particularly of surface water ^[6] and soils ^[7].

These effects are well documented and constitute a major issue that raises many questions at national, regional and global levels. In terms of global health, 1.8 million people, 90% of whom are children under the age of five, die each year from drinking contaminated water ^[8]. In Côte d'Ivoire, diagnoses carried out by doctors at the University Hospital of Yopougon (Abidjan) on certain patients have revealed the presence of clinical signs due to exposure to plant protection products ^[9]. In addition, the various rivers in Côte d'Ivoire are used by the population for fishing and agriculture. This is the case in the sub-prefecture of Guessabo, a highly agricultural area that benefits from the passage of the Sassandra River.

Indeed, in Guessabo, in the vicinity of the Sassandra River, several agricultural activities are carried out because of the presence of water all year round ^[10]. Pesticides are used at all stages of these agricultural works. There is therefore a real need to identify the nature of these phytosanitary products, their mode of use and their residual concentrations in the ecosystem in order to be able to establish a diagnosis on the problem of pesticides in this area and the environmental and health effects of these pollutants. The objective of this study is to evaluate the simplified risks linked to the misuse of phytosanitary products in agriculture around the Sassandra River in Guessabo.

MATERIALS AND METHODS

Guessabo is a sub-prefecture of Côte d'Ivoire located in the Haut-Sassandra region in the Zoukougbeu department (**Figure 1**). The population of this sub-prefecture is estimated at 36,302 inhabitants ^[11]. This area is crossed by the Sassandra River, which is one of the four major rivers of the country. It is therefore very favourable for inland fishing and the area around the river is very suitable for agriculture. Agriculture is intensified in this area during the dry season because of the significant drop in the water level of the river.

Data collection was carried out in April 2018 through a descriptive survey. For this purpose, questionnaires were developed and sent to farmers and sellers of plant protection products. These data were complemented by those collected at the community health centre in the area. A total of 142 farmers and 10 vendors were surveyed. The information sought concerned the socio-demographic characteristics of the farmers, the ways in which the farmers acquired pesticides, as well as the conditions of use and management of these products and the health effects linked to this use. The man was the main interviewee.

The data collected were manually processed and analysed using Excel version 2010.

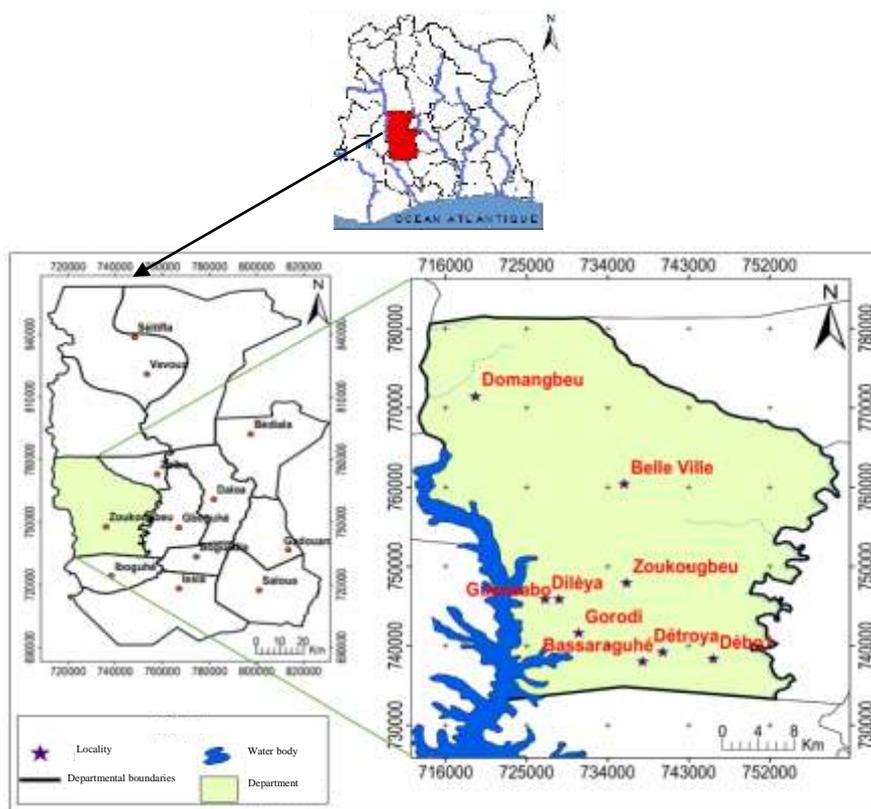


Figure 1 : Location of the study area

3 RESULTS

The use of pesticides in Guessabo is an activity dominated by men with a percentage of 71.43% against 28.57% for women. The age of these farmers is between 18 and 73 years. **Figure 2** shows the distribution of farmers by age group. The most represented age group is 40-50 years (42.86%). The level of education of these farmers is mostly very low. Those with no education represent 53.85%. Producers with primary education (30.77%) cannot read the product packaging correctly. Those with a secondary level of education (15.38%) neglect the provisions of good agricultural practices written on the packaging.

The distribution of farmers according to the length of their experience in using pesticides is presented in **figure 3**. Farmers with less than 5 years of experience represent 14.13%. Those with 5-10 years of experience represent 51.09% compared to 28.69% for those with 10-20 years of experience. Farmers with more than 20 years of experience in pesticide use represent 6.52% of the surveyed population.

Cocoa, rubber, plantain and coffee are the main cash crops grown in the Guessabo area. The owners of these plantations also grow food crops along the rivé all year round. There are also farmers who grow seasonal crops in the dry season after the Sassandra River recedes into the riverbed. These seasonal farmers represent 84.78% of the respondents. The seasonal crops identified were rice, sweet potato, tomato, groundnut, aubergine, okra, chilli, yam, cassava and cucumber.

A total of 38 different products were identified by farmers (**Table 1**). These products represent 13 active ingredients. The most common active ingredient is glyphosate (44.89%), the main active ingredient in herbicides. Concerning insecticides, Bifenthrin (4.89%) and Deltamethrin (4.89%) are the most encountered active ingredients (**table 2**). All these pesticides are sold and purchased on the local market. A total of 10 pesticide sales depots were located. No vendor has a formal authorisation

for the sale of chemicals. Nevertheless, 40% of them have received training in the use of pesticides in agriculture.

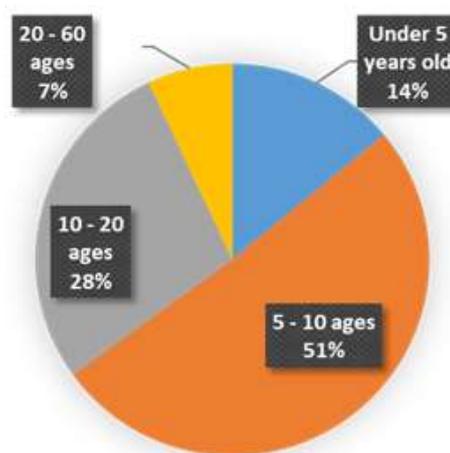
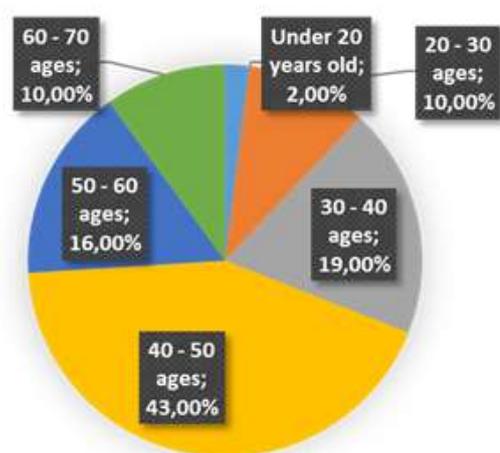


Figure 2 : Distribution of farmers by age

Figure 3 : Distribution of farmers according to length of experience in pesticide use

Tableau 1 : Global list of pesticides listed at farmers

Types of pesticides	Trade name	Number of times cited	active ingredient	approval	toxicity
Herbicide	FANGA 777 SG	2	Glyphosate 777 g /kg	Yes	II
	RAPIDMAX 750 WG	2	Glyphosate 750 g /kg	Yes	III
	RAPIDMAX 480 SL	2	Glyphosate 480 SL	NL	NL
	RANGRO 480 SL	2	isopropylamine .a 360 Glyphosate	NL	NL
	RANGRO 757 WG	2	Glyphosate 757 g/kg	Yes	III
	BIBANA 480 SL	18	Glyphosate 360g/L	Yes	III
	BIFAGA TROPISEC 680 SG	16	Glyphosate : 680 g/l	Yes	II
	LADABA 480 SL	26	Glyphosate 360g/L	Yes	III
	KALACH Extra 700 SG	1	Glyphosate 700 g/kg	Yes	III
	SUPER GALLANT 108 EC	5	Ester de méthyle Haloxyfop-R: 108 g/l	Yes	II
	GARIL 432 EC	1	Triclopyr: 72 g/ L - Propanil: 360 g/	Yes	II
	GLYPHADER 75 SG	5	Glyphosate	Yes	III
	GLYPHADER 360 SL	7	Glyphosate 360g/L	Yes	III
	HERCULE 480 SL	1	Glyphosate 480g/L	Yes	III
	HERBASTOP 720 SL	1	2,4-D Sel d' Amine: 720 g/	Yes	III
	BEXTRA 720 SL	5	2,4-D Sel d' amine : 720 g/	Yes	III
	HERBEXTRA 720 SL	9	2,4 D de Sel d' amine 720 g/L	Yes	II
	KABAMAX 40 SC	2	Nicosulfuron 40g/L	Yes	III
	HERBBIGRO720 SL	3	2,4 D de Sel d' amine 720 g/L	Yes	II
	TITAN 200 WP	20	Metslfuron methyl 200g/kg	Yes	III
	TOUT BRULE 710 SG	15	Glyphosate Sel - d' isopropylammonium:710 g/kg	Yes	III
	TOUT PUISSANT 480 SL	2	Glyphosate Sel Isopropylamine	NL	NL
	GROSUDINE Super 50	1	Imidaclopride – Bifenthrine	Yes	III
CATAPULTE 25 EC	2	Imidaclopride – Bifenthrine	Yes	III	
TORO Plus 40EC	6	Acétamipride – Deltaméthrine	NL	NL	

Insecticide	CAO-Net 30SC	2	Imidaclopride	Yes	II
	THIODAN Super	1	Acétamipride – Bifenthrine	NL	NL
	CACAO Super 40 EC	5	Bifenthrine - Acétamipride	Yes	III
	FELITHRINE 50 EC	1	Lambdacyhalothrine	Yes	II
	THIOSULFAN 60 EC	4	Imidaclopride	Yes	III
	CALLIFAN Super 40 EC	2	Acétamipride - Bifenthrine	Yes	III
	LAMBDA SUPER 25 EC	12	Lambdacyhalothrine : 25 g/l	NL	NL
	Décis 25 EC	3	Deltaméthrine	NL	NL
	FURANDA 5 GR	2	Carbofuran : 5%	Yes	II
	VOLCAO EXTRA 30 EC	2	Acétamipride: 20 g/l Deltaméthrine: 10 g/l	Yes	II
Type not identified	TIOTEPHAN	1			
	NPK	3			
	GAMA	8			

Yes : approved, II : moderately dangerous, III : slightly dangerous, NL : not listed

Tableau 2 : Breakdown of the active substances identified

Type of pesticide	active ingredient	Number of formulations	Percentage
Herbicide (72,45 %)	Glyphosate	101	44,89%
	Metslfuron methyl	20	8,89%
	2,4 D Sel d'amine	18	8,00%
	Isopropylamine	15	6,67%
	Ester de méthyle Haloxyfop-R	5	2,22%
	Nicosulfuron	2	0,89%
	Isopropylamine	2	0,89%
Insecticide (27,55 %)	Acétamipride	16	7,11%
	Lambdacyhalothrine	13	5,78%
	Bifenthrine	11	4,89%
	Deltaméthrine	11	4,89%
	Imidaclopride	9	4,00%
	Carbofuran	2	0,89%

The results revealed that 77.17% of the producers do not use adequate clothing when using pesticides. They use outfits made up of old, ordinary and sometimes dismembered shirts for spraying the crop plots. These farmers handle pesticides without protective gloves, boots, goggles and breathing masks. However, 15.22% wear boots, 4.35% use gloves and 2.17% wear masks. Only 4.35% claim to have a complete set of protective equipment in the form of a suit.

When handling products, 57.61% of farmers use a bottle cap filled with pesticides which they put directly into the sprayer for dilution and 25% use buckets for this operation. It was revealed that 92.39% of the farmers handle the pesticides and the sprayer themselves. The rest hire the services of younger, but very often illiterate, people who do this work for them. The frequency of crop spraying varies from one to four times a year (**Figure 4**). More than half of the farmers (51.09%) treat their crops with pesticides twice a year. This is followed by 39.13% who spray only once a year. Farmers who spray their fields three times in a year account for 7.61% compared to 2.17% for those who spray four times a year.

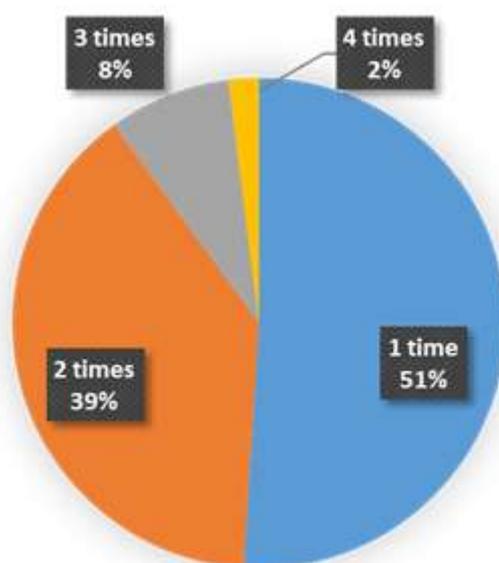


Figure 4 : Frequency of crop spraying

The results of the practices and management of packaging and pesticide residues show that 69.09% of the farmers abandon empty packaging in nature by throwing it in the field. On the other hand, almost one third of the farmers (29.35%) burn their empty packaging or bury it in the river bed. The survey also revealed that 1.09% throw their empty packaging into the rivé.

DISCUSSION

This study aimed to respond to the need to identify the nature of phytosanitary products and their modes of use in order to be able to establish a diagnosis of the problem of pesticides in the Guessabo area as well as the environmental and health effects linked to these pollutants. It was found that 73.64% of the farmers using pesticides in Guessabo are under 50 years old. This value confirms the trend in the sub-region. Work by Tarnagda ^[12] showed that 87.92% of pesticide users in the Ouagadougou region are under 50 years old. This is a population that also has a low level of education. More than half of these farmers (53.85%) have no education. The consequences of this lack of education are the misuse of plant protection products due to the lack of knowledge of pests and the appropriate product to use according to the target.

According to Kanda ^[13], these types of farmers practice risky agriculture based on empirical behaviour in the use of pesticides and the management of adverse effects from such use. They do not have a good knowledge of application rates and treatment frequencies, whereas the application of these products requires a lot of precautions, but above all a mastery of good practices in this area^[14]. This situation leads farmers to abuse pesticides in the Guessabo area by increasing the frequency of treatment or the dose applied, or by applying the pesticide to crops for which it is not intended. For example, the product known as "Grosudine Super 50 SC", normally intended for cocoa cultivation, is used to treat food crops or vegetables.

However, there is a variety of crops grown by seasonal farmers in the Sassandra riverbed because of the seasonal presence of water in these areas. These include sweet potatoes, rice, groundnuts, tomatoes and maize. These cropping practices are identical to those observed in Bouaké and Yamoussoukro in Côte d'Ivoire ^[15,16], Ghana ^[17] and Burkina Faso ^[15]. The use of the riverbed for dry season cultivation

during the withdrawal of water from the riverbed promotes contamination of river water and exposes aquatic organisms to chemicals as the water rises. This is compounded by the drainage of rainwater from the cocoa and rubber plantations along the banks of the area and the action of the wind when spraying the plantations along the river. In addition, the polluted air loaded with pesticide particles also ends up in the river waters ^[18]. The identification of pesticides has made it possible to list unregistered molecules, as was the case in the work of Tano *et al.* This means that there is unauthorised marketing of pesticides from outside the country in Côte d'Ivoire as in other countries of the sub-region ^[14]. The results also showed that there is a dominance of herbicides contrary to the studies conducted by Gnankiné ^[14,19].

The conditions of use of these products are not respected. Users are unaware of the direct risks they face and therefore rarely protect themselves. Naré ^[20] made the same observations when analysing the risks associated with pesticide use in Burkina Faso. These bad practices expose to risks of toxicity and intoxication ^[18,21]. According to INRS ^[22], voluntary or accidental ingestion of glyphosate can cause, rapidly or after a latency period of a few hours, digestive disorders, moderate hypoxia, hypotension, renal failure, liver damage or a sometimes convulsive coma. With regard to the management of empty packaging, 69.09% of agricultural producers abandon it in the field. The majority of these farmers (94.56%) prefer to pour their rinsing agent on the ground in the river bed, while others (5.44%) pour the rinsing agent on the grass around their plot. This increases the rate of contamination of the environment and consumers of fisheries resources ^[23]. The health of the higher consumed could be at risk due to food poisoning of fishery products from these environments. In addition, Lehmann ^[2], have shown that some rivers in Burkina Faso are polluted by pesticide residues during phytosanitary practices.

CONCLUSION

The study of the phytosanitary practices of agricultural producers in the Guessabo area shows that the sector is dominated by illiterate people using pesticides in an inappropriate way. These farmers often rely on their seniority for the choice and manner of using pesticides. In addition, the short period of time before the water rises in the riverbed leads them to use inadequate dosages and often to use products intended for cocoa in the food sector. These practices have harmful consequences for the environment and human health. The Sassandra River is an area where fishing is practiced all year round. The misuse of pesticides in the vicinity of the river and in its bed exposes the environment, aquatic beings and consumers of agricultural and fishery products to risks of contamination. It would be very useful to train farmers to reduce pesticide exposure and poisoning by wearing protective equipment and sprayers, and by respecting pesticide dosages and treatment instructions for the cultivated plots.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the Guessabo Fisheries Police Office for their cooperation and the Laboratoire Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux.

REFERENCES

1. A. Lakshmi, Pesticides in India: Risk assessment to aquatic ecosystem. *Science of Environment* (1), 1993, Volume 134, page 243-253. DOI: [org/10.1016](https://doi.org/10.1016)

2. E. Lehmann, C. Oltramare, D.J.J. Nfon, Y. Konaté, L. F. De Alencastro, Assessment of occupational exposure to pesticides with multi-class pesticide residues analysis in human hairs using a modified QuEChERS extraction method, case study of gardening areas in Burkina Faso. In: Annual Meeting of the International Association of Forensic Toxicologists (TIAFT), Brisbane, Australia, 2016, <http://infoscience.epfl.ch/record/221328>
3. E. Fournier, et J. Bonderef, Les produits antiparasitaires à usage agricole. Condition d'utilisation et toxicologie, Technique et documentation Lavoisier, paris, 1983, 334p..
4. C. H. Sylla, Une intoxication aux pesticides faits 4 morts au Tchad. *Pesticides et Alternatives*, 1999, 007: 2-3. Ton P, 2000.
5. A. M. Toé, M. Ouedraogo, R. Ouedraogo, S. Ilboudo, P. I. Guissou, Pilot study on agricultural pesticide poisoning in Burkina Faso. *SETOX & institute of Experimental pharmacology and Toxicology*, SASc., 2013, 6(4): 185-191. DOI : <http://doi.org/10.22478/intox-2013-0027>
6. A. Ouattara, A. Meité, T. Dally, H. Ouattara, S. Kati-Coulibaly, Etude de la qualité des eaux de consommation dans la localité N'Zianouan s/p de Tiassalé et des quartiers pécaires de trois communes du District d'Abidjan. *Journal of Applied Biosciences*, 2016, 102: 9708 – 9715. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v102i1.5>
7. A. Savadogo, C. Ouattara, I. Bassole, S. Traore, Bacteriocins and lactic acid bacteria. Laboratoire de Microbiologie et de Biotechnologie, Centre de Recherche en Sciences Biologiques, Alimentaires et Nutritionnelles (CRSBAN). Université d'Ouagadougou, BURKINA FASO. *African Journal of Biotechnology*, 2006, 5 (9) : 678-683. <http://doi.org/10.5897/AJB05.388>.
8. OMS, Progress on household drinking water, sanitation and hygiene, 2000-2017: Special focus on inequalities, 2019, 138p. ISBN: 978-92-415-1623-5.
9. P. Manda. D. S. Dano, Y. M. Kouassi, A. S. Oga, A. Dembélé, S. B. Wognin, I. Aka, Assessment of exposure to organophosphates and carbamates by applicators of plant protection products. *Journal of Science Pharmacology and Biology*, 2005, 6 (1): 53-60.
10. K. S. Kra, Le développement de la pêche en Côte d'Ivoire : le cas de la pêche continentale dans la sous-préfecture de Guessabo. Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa. (EDUCI), Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement, 2016, n°1.
11. INS, 2015. Institut National de la Statistique (INS-SODE) Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH). Répertoire des localités ; Région du Haut Sassandra., République de Côte d'Ivoire, 2018
12. B. Tarnagda, A. Tankoano, F. Tapsoba, P. B. Sourabié, H. O. Abdoullahi, A. O. Djbrine, K. M. Drabo, Y. Traoré, A. Savadogo, Évaluation des pratiques agricoles des légumes feuillants : le cas des utilisations des pesticides et des intrants chimiques sur les sites maraîchers d'Ouagadougou, Burkina Faso. *Journal of Applied Biosciences*, 2017, 117 : 11658-11668. DOI : [10.4314/jab.v117i1.3](http://dx.doi.org/10.4314/jab.v117i1.3)
13. M. Kanda, G. Djaneye-Boundjou, K. Wala, K. Gnandi, K. Batawila, A. Sanni, Application des pesticides en agriculture maraîchère au Togo. *Vertigo la revue électronique en sciences de l'environnement*, 2013, 13 (1): 1–17. DOI : [10.4000/vertigo.13456](http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.13456). (Google Scholar)

14. D. Son, I. Somda, A. Legreve, B. Schiffers, Pratiques phytosanitaires des producteurs de tomates du Burkina. Faso et risques pour la santé et l'environnement. *Cahiers Agricultures*, 2017, 26 : 6p. DOI : 10.1051/cagri/2017010
15. E. Obuobie, B. Keraita, G. Danso, P. Amoah, O. Cofie, L. Rashid-Sally, P. Drechsel, Irrigated urban vegetable production in Ghana: *Characteristics, Benefits and Risks*. IWMI-RUAF-CPWF. Accra, Ghana: IWMI, 2006, 150p. <https://hdl.handle.net/10568/17092>
16. B. Tano, K. Abo, A. Dembelé, L. Fondio, Systèmes de production et pratiques à risque en agriculture urbaine : cas du maraîchage dans la ville de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 2011, 5(6): 2317-2329. DOI : 10.4314/ijbcs.v5i6.12.
17. L. Fondio, C. Kouamé, A. Djidji, D. Traoré, Caractérisation des systèmes de culture intégrant le gombo dans le maraîchage urbain et périurbain de Bouaké dans le Centre de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 2011, 5(3): 1178-1189. DOI : 10.4314/ijbcs.v5i3.72251
18. A. Traoré, K. Ahoussi, N. Aka, A. Traoré, N. Soro, Niveau de contamination par les pesticides des eaux des lagunes Aghien et Potou (sud-est de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Pure App. Biosci.* 2015, 3 (4): 312-322. ISSN : 2320-7051.
19. O. Gnankiné, L. Mouton, A. Savadogo, T. Martin, A. Sanon, R. Dabire, Biotype status and resistance to neonicotinoids and carbosulfan in Bemisia tabaci (Hemiptera: Aleyrodidae) in Burkina Faso, West Africa. *International Journal of Pest Management*, 2013, 59 (2) : 95-102. DOI: 10.1080/09670874.2013.771806.
20. R. A. Naré, P. W. Savadogo, Z. Gnankambary, H. B. Nacro, M. P. Sedogo, Analyzing risks related to the use of pesticides in vegetable gardens in Burkina Faso. *Agriculture, Forestry and Fisheries*, 2015, 4(4): 165–172. DOI : 10.11648/j.aff.20150404.13. (Cross Ref) (Google Scholar)
21. B. Kouablé, Législation Phytosanitaire en Côte d'Ivoire. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Animales : Côte d'Ivoire, 2002, 17p.
22. INRS, Base de données fiches toxicologiques. Glyphosate, fiche toxicologique n°273
23. C. Ahouangninou, B. E. Fayomi, T. Martin, Évaluation des risques sanitaires et environnementaux des pratiques phytosanitaires des producteurs maraîchers dans la commune rurale de Tori-Bossito (Sud-Bénin). *Cahiers Agricultures*, 2011, 20 : 216-22. DOI : 10.1684/agr.2011.0485

*** Corresponding author: DJEDJE Gokou Jean Marie,**

Laboratory of Environmental Sciences and Techniques ; Hydrobiology, Ecotoxicology of aquatic environments, UFR Environment, University Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, BP 150 Daloa. Email : djedjegokou@yahoo.fr

Online publication Date: 05.05.2021



(RESEARCH ARTICLE)



Impact of Glyphosate and 2,4-D used in agriculture on the quality of *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) from the Sassandra River in Guessabo (Côte D'Ivoire)

Gokou Jean Marie Djédjé ^{1,*}, Kouakou Gains Kpan Kpan ², Dopé Armel Cyrille Yapi ¹, Kouamé Victor Kouamé ¹ and Abiba Sanogo Tidou Epse Koné ¹

¹ University Jean Lorougnon Guédé, Laboratory of Environmental Sciences and Technology, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire.

² National Agricultural Development Support Laboratory, BP 612 Abidjan 04, Côte d'Ivoire.

World Journal of Advanced Research and Reviews, 2022, 14(01), 212-222

Publication history: Received on 01 March 2022; revised on 09 April 2022; accepted on 11 April 2022

Article DOI: <https://doi.org/10.30574/wjarr.2022.14.1.0298>

Abstract

The objective of this study is to evaluate the impact of glyphosate and 2,4-D contamination in the water, sediments, organs (gills, liver and muscles) of *Chrysichthys nigrodigitatus* and the health of the population related to the consumption of this fish from the river at Guessabo. The analysis of the different samples was done using HPLC. The results showed that the annual concentrations of the active ingredients (glyphosate and 2,4-D) varied in the water from 1.26 to 1.65 $\mu\text{g L}^{-1}$, and in the sediment from 0.06 to 0.23 mg.kg^{-1} . The concentrations of these active ingredients in fish muscle ranged from 0.14 to 0.36 mg kg^{-1} . The bioconcentration factors for fish organs range from 5994.1 to 14413.2 and the bioaccumulation factors range from 0.7 to 2.8. Then the highest hazard quotient (HQ) values related to fish contamination are ranked in the order of 0.044 for children and 0.018 for adults. In sum, consumers do not face major risks from 2,4-D and glyphosate when consuming *Chrysichthys nigrodigitatus* from the river at Guessabo. However, children under the age of eighteen do accumulate contaminants from the fish in this locality.

Keywords: 2,4-D; Glyphosate; Sassandra River; *Chrysichthys nigrodigitatus*; Guessabo; Côte d'Ivoire

1. Introduction

Agriculture is one of the main sources of income for the population in sub-Saharan Africa. In Côte d'Ivoire, the agricultural sector accounts for a quarter of the gross domestic product and employs nearly one in two people of working age [1]. In the large cities, agriculture is focused on market gardening and is a source of fresh produce for the population. This agriculture is very often practiced in swampy areas of the cities and uses pesticides to improve yields [2]. This agriculture is practised around rivers and lagoons to meet all the water needs of the crops [3]. In Guessabo, in the Haut-Sassandra, market gardeners and other farmers rush to the banks of the Sassandra River during the dry season to plant short-lived crops such as maize, rice, potatoes, okra, chilli peppers etc. Faced with the weediness of plots, the pressure of crop diseases and pests, these farmers resort to phytosanitary products (herbicides, insecticides and fungicides) to limit agricultural losses [4]. Thus glyphosate and 2,4-D, which are systemic foliar herbicides, respectively total and selective, are very popular for weeding pre-seeding and post-seeding plots. However, the abusive use of these pesticides in high and uncontrolled doses can have severe repercussions not only on the health of farmers and consumers, but above all on the balance of the ecosystem that is the Sassandra River. This contamination is effective through volatilisation, infiltration and runoff [5 ; 6]. The toxicity of pesticides has been demonstrated by several toxicological and ecotoxicological studies [2 ; 7 ; 8]. In addition, a high production of fish is recorded in this part of the Sassandra River at Guessabo. The species *Chrysichthys nigrodigitatus* is heavily fished and highly valued by the population [9]. Several studies have shown the exposure of aquatic environments to the effects of pesticides. These include Lévêque & al. [10], who assessed the level of contamination of aquatic fauna by pesticide residues in the

* Corresponding author: Gokou Jean Marie Djédjé
University Jean Lorougnon Guédé, Laboratory of Environmental Sciences and Technology, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire.

Bandama, and Hampoh & *al.* [11] and Togbe & *al.* [12], who examined the exposure of the lagoon environment to chemical inputs, thus compromising the quality of the aquatic fauna. Very few studies have focused on the sanitary quality of fish from the Sassandra River on the mainland, in this case the Guessabo area, which is an area of high fish production and is also subject to stresses due to intense agricultural activities in its vicinity. This study aims to assess the impact of contamination with glyphosates and 2,4-D used in agriculture in the water, sediments, organs (gills, liver and muscle) of *Chrysichthys nigrodigitatus* in the Sassandra River at Guessabo and the health risks related to the consumption of the fish.

2. Material and methods

2.1. Material

2.1.1. Study areas

The sub-prefecture of Guessabo is located in west-central Côte d'Ivoire, in the Haut Sassandra between latitudes $6^{\circ} 57'0''$ and $7^{\circ} 2'0''$ N and longitudes $6^{\circ} 45'0''$ and $6^{\circ} 46'0''$ W. Its population is estimated at 36302 (NSI, 2015). The branching of the Sassandra River in this locality greatly favours inland fishing and agricultural development. During the dry season, due to the lowering of the river level, agriculture is intensified in its vicinity. Ten water and sediment sampling points were selected. These points are distributed to cover areas of high fishing and transport activity on the water body. They are also chosen according to the agricultural activities in the vicinity of the river (Figure 1).

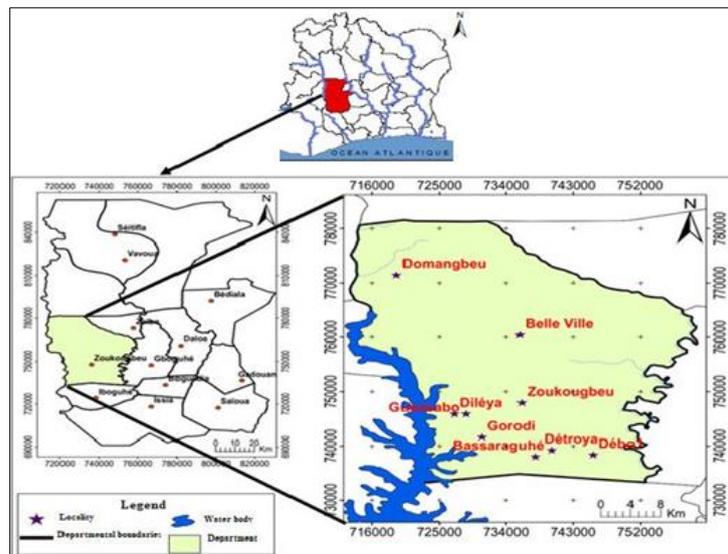


Figure 1 Map of the Sassandra River branch at Guessabo

2.1.2. Biological and analytical material

The study material consisted of specimens of *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803), water and sediments sampled in the Sassandra River at Guessabo.

Analytical standards of glyphosate and 2,4-D of 98% purity, acquired from Dr. Ehrenstorfer, were used to prepare the calibration solutions.

The glyphosate derivatization reagent glyphosate-MOCF of purity $\geq 99\%$ was purchased from SIGMA-ALDRICH.

The reagents consist of acetonitrile, dichloromethane, methanol, ammonia (28 %), formic acid, glacial acetic acid, ethyl acetate, triethylamine, ammonium hydroxide (2 %), potassium hydroxide to 0,5 M hydrochloric acid, 6 M hydrochloric acid, EDTA (sodium salt) and 9-fluorenylmethoxycarbonyl (FMOC) of purity $\geq 99\%$, all of HPLC grade and double distilled water were also used for the extraction and determination of glyphosate and 2,4-D. The equipment consisted of an electronic balance with a precision of ± 0.001 g for weighing the fish and sediment samples and the reagents. A plastic beaker was used to measure the volume of water. A porcelain mortar, hand sieves with pore diameters ranging from 2 mm to 62 μ m, an oven, a rotary evaporator, a centrifuge, a conical separating funnel, plastic tubing, a pasteur

pipette were used for sample conditioning. A high performance liquid chromatography line (SHIMADZU) and a computer with LC solution software were used for the quantification of pesticide residues in water, sediment and fish organs.

2.2. Methods

2.2.1. Sampling

Fish were collected at the landing sites from local fishermen. The fishermen use plank and motorised canoes. The fishing gear used was gill nets (mesh size: 14 and 20 mm) and hawks. The water and sediment samples were taken using a hydrological bottle with a capacity of one litre and a steel Van Veen type bucket with a surface area of 250 cm² respectively. The water was transferred into amber plastic bottles, wrapped with aluminium foil. The sediment was then transferred into food bags. After sampling, the fish, water bottles and sediment bags were placed under ice in a cooler and transported to the laboratory for analysis.

2.2.2. Determination of active ingredients

Extraction into water

The slightly modified MA 1 (AQUAREF) method described by Nhu-Trang & *al.* [13] was used to extract glyphosate and 2,4-D residues from water samples. A 50 mL sample of water was filtered through a polypropylene (pp) conical separating funnel with a single-use syringe having a cellulose membrane filter. Then 0.5 mL of aqueous solution (glyphosate or 2,4-D) at 20 µg L⁻¹ as tracers prior to derivatization and 1 mL of Borate-Na buffer were added. The whole set was shaken. Then 1 mL EDTA-Na₂ was added before being shaken again and left to stand for 5 minutes. After this step, respectively 4.5 mL acetonitrile and 0.6 mL fluorenylmethoxycarbonyl (FMOC) of purity ≥ 99% were added and shaken well each time, then allowed to react for 30 minutes in the dark at room temperature. After the derivatization phase, the sample was concentrated under nitrogen to a volume of 5 mL. A deposit of reaction by-product (FMOC) formed on the walls of the tube. The resulting solution was transferred to another 15 mL tube. The plastic tube was subsequently rinsed with 500 µL of ultrapure water. The extraction was carried out with 3 times 1.5 mL of ethyl acetate, then centrifuged for 20 seconds after each extraction to separate the two phases. The supernatant (ethyl acetate) was removed with a pasteur pipette. The aqueous phase was then concentrated under nitrogen for 15 minutes to remove the remaining ethyl acetate, with the tubes being shaken every 5 minutes. The final volume was approximately 5 mL. The sample was acidified (pH=3) with 100 µL of formic acid added to the aqueous phase and then made up to 5 mL with ultrapure water. The whole was homogenised. After these steps, the Oasis HLB SPE cartridges were conditioned with 2 x 500 µL of methanol and then 2 x 500 µL of 0.1% aqueous formic acid solution. This was followed by percolation of 5 mL of the acidified sample (pH=3) at a flow rate of approximately 1 mL.min⁻¹. The tube was rinsed successively with 1 mL of 0.1% aqueous formic acid solution and 2 x 500 µL of ultrapure water. Then the adsorbent was dried briefly under vacuum for 1 minute. This was followed by the elution of a mixture (3 x 700 µL) of methanol and ammonium hydroxide (2 %) in the proportions (70 : 30 ; v/v). The eluate was collected in a 20 mL glass tube and concentrated under nitrogen for evaporation of the methanol. The residual volume after evaporation was approximately 0.3 mL. It was made up to 1 mL with ultrapure water and stored in a vial for HPLC analysis.

Sample preparation and extraction in sediments

The sediment samples were dried at room temperature on a bench top for seven to ten days, depending on their water content as proposed by Kpan Kpan & *al.* [14]. Once dried, the samples were sieved before being ground in a porcelain mortar. They were sieved again and the fine fraction (100 µm) was dried again in the oven at 60 °C for one hour to obtain a constant weight. The extraction was performed according to the technique proposed by Gery and Mazzella [15]. A 10 mL solution of 0.5 M potassium hydroxide (KOH) was added to 3 g of the sieved crushed material in a 50 mL conical bottom tube. The mixture was homogenised for 30 minutes on a shaker and then centrifuged at 3500 rpm for 10 minutes. After this step, the supernatant was removed (2.5 mL) and transferred to a 50 mL conical tube. Then 2.5 mL of ultrapure water was added and homogenised again. The pH was adjusted to 9 with a 6 M hydrochloric acid solution (approximately 160 µL). Prior to derivatisation, the Oasis HLB SPE cartridges were conditioned with 2 mL of methanol and 2 mL of ultrapure water. The homogenised extract (5mL) was percolated and collected in a 50 mL conical tube. Pesticide derivatisation was performed by first adding 50 µL of aqueous solution (glyphosate or 2,4-D) at 20 µg L⁻¹ as internal standards were added to the 5mL of the conical tube prior to derivatisation. Then Borate-Na buffer (325 µL) was added and the whole set was shaken. 1 mL EDTA-Na₂ was added before being shaken and left for 5 minutes. After this step, 4.5 mL acetonitrile and 0.6 mL fluorenylmethoxycarbonyl (fmoc) were added respectively and the mixture was shaken well each time and left to react for 30 minutes in the dark at room temperature (20 - 25 °C). The sample was then concentrated under nitrogen to a volume of 5 mL. A deposit of reaction by-product (FMOC) formed on the walls of the tube. The resulting solution was transferred to a 15 mL plastic tube. The plastic tube was then rinsed with

500 µL of ultrapure water. The extraction was carried out with ethyl acetate (3 times 1.5 mL), then centrifuged for 20 seconds after each extraction to separate the two phases. The supernatant (ethyl acetate) was removed with a pasteur pipette at each extraction. The aqueous phase was concentrated under nitrogen for 15 minutes to remove the remaining ethyl acetate. The tubes were shaken every 5 minutes. The final volume was approximately 5 mL. Formic acid (100 µL) was added to the aqueous phase (preconcentration) and then made up to 5 mL with ultrapure water. The whole mixture was homogenised. After these steps, the Oasis HLB SPE cartridges were conditioned with 2 x 500 µL of MeOH and then 2 x 500 µL of 0.1 % aqueous formic acid solution. This was followed by percolation of 5 mL of acidified sample (pH=3) at a flow rate of approximately 1 mL.min⁻¹. The tube was rinsed successively with 1 mL of 0.1% aqueous HCOOH solution and 2 x 500 µL ultrapure water. Then the adsorbent was dried briefly under vacuum for 1 minute. This was followed by the elution of a MeOH mixture (3 x 700 µL). The eluate was collected in a 20 mL glass tube and concentrated under nitrogen allowing evaporation of the MeOH. The residual volume after evaporation of the methanol was approximately 0.2-0.3 mL. It was made up to 1 mL with ultrapure water and stored in a vial for HPLC analysis.

Extraction into fish organs

The extraction of pesticides from fish organs was performed by the Accelerated Solvent Extraction (ASE) technique, following the recommendations of Polard [16] and Yao [17]. The samples were ground in a mixture with hydromatrix in a 1/3 mass ratio. This grind (10 g) was loaded into the Dionex cell (ASE) and then supplemented with hydromatrix. Extraction with ASE was done using a mixture of acetone / dichloromethane solvents (75/25; v/v). The mixture was injected into the cell, held for 5 min at 50°C and 100 bar pressure. At the end of the 5 min, 60 % of the solvent volume is renewed. This sequence is repeated 3 times at this temperature, then 3 times at 100 °C. The solvent flushed from the cell is loaded with the extracted analytes. The volumes from the extractions at both temperatures are separated and placed in the freezer to remove the cold-frozen lipids. Using a rotary evaporator, the dichloromethane is removed and the filtrate volumes are reduced to 10 mL. Purification of the filtrates containing acetonitrile was done by adsorption chromatography on Oasis HLB Plus cartridges. The purified extract was dried using a rotary evaporator and then reconditioned in 1ml of ultrapure water and passed through an ultrasonic bath for 5min. Borate buffer (1ml) at pH 9 and fmoc solution (1ml) were added and allowed to drift for 45 min in the dark. After derivatization, 2 mL of dichloromethane was added and centrifuged for 10 min at 4000 rpm. At the end, 5 mL of supernatant was recovered and packed in a filter vial before injection into the HPLC.

Quantification of active ingredients in samples

Quantification of pesticide residues in water, sediment and fish organs was carried out using an HPLC chain consisting of a SIL-20A sampler, an LC-20AT, a TRAY tank, a DGU-20A5 degasser, a CTO-20A oven and a SPD-20A UV/VIS detector. Data acquisition, i.e. peaks and their areas, was possible using a computer with LC solution software. The HPLC chromatographic conditions were an injection volume of 5-20 µL, a flow rate of 0.45 mL/min. Mobile phase: A (acetonitrile) and B (0.1% triethylamine buffer adjusted to pH 9.5 with acetic acid). The elution mode was isocratic, with wavelengths 205 nm and 240 nm for glyphosate and 2,4-D respectively at the oven temperature of 45°C (Table 1). The peak areas of the standards and samples were used to calculate the active ingredient concentrations using the following formula.

$$C_p = \frac{Se_{ch} \times C_e \times V_2 \times V_f \times F}{Se \times Me_{ch} \times V_1}$$

With

- Cp: concentration of active ingredient (mg/L)
- Se_{ch}: peak area of the sample
- Se: peak area of the standard
- C_e: concentration of the standard (mg/L)
- V₁ : volume to be purified (L)
- V₂ : volume after purification (L)
- V_f: final volume (L)
- Me_{ch} : mass of the sample (Kg)
- F: dilution factor

Table 1 Chromatographic conditions for active ingredients in HPLC

Active substances	Wavelength (nm)	Mobile phase		Column	Injection volume (µl)
		Water (%)	Acetonitrile (%)		
2,4 D	240	20	80	Nucleosil 5C18	20
Glyphosate	205	20	80	Nucleosil 5C18	10

2.2.3. Processing the results

Bioconcentration factor

The bioconcentration factor (BCF) is defined as the ratio between the concentration of the chemical compound in the living organism and that in the living environment [18]. From the annual active ingredient values obtained, the bioconcentration factor of each ingredient is calculated according to the following expression:

$$BCF = \frac{C_o}{C_e}$$

With

- BCF: Bioconcentration Factor;
- C_o : Concentration of the active substance in the organism;
- C_e : Concentration of the substance in water.

Bioaccumulation factor

The bioaccumulation factor is the ratio of the concentration of the active substance in the organism to that in the sediment. The annual bioaccumulation factor for each active ingredient was calculated for all organs according to the formula used by Coulibaly [18].

$$BAF = \frac{C_o}{C_s}$$

with

- BAF: Bioaccumulation Factor;
- C_o : Concentration of the active substance in the organism;
- C_s : Concentration of the active substance in the sediment.

Expression of health risks related to the consumption of fish polluted by pesticides

The assessment of the health risks associated with the consumption of fish contaminated with glyphosate and 2,4-D will follow four main steps (Ouro-Sama *et al.*, 2014). These are to identify the hazard, select the Toxicological Reference Values (TRVs) or Acceptable Daily Intake (ADI) and assess population exposure. The Daily Exposure Dose (DEL) will be determined on the basis of chronic exposure of individuals. The average amount of fish assumed to be consumed by an Ivorian (child or adult) is 16 kg/year, approximately 0.044 kg/d [19]. The EDI is determined as follows;

$$DDE = C \times Q \times F/P$$

with:

- DDE : Daily Exposure Dose to pesticides (mg/kg/j)
- C: Pesticide concentration in fish (mg/kg)
- Q: Quantity of fish ingested per day, (kg/j)
- F: Frequency of exposure (F = 1), unitless
- P: Body weight of target (kg).

According to the US Environmental Protection Agency, the average body weight of children aged 0-15 years is 28 kg and that of an adult is 70 kg [20]. The hazard quotient (HQ) is used to characterise the risk for threshold effects.

For the oral route of exposure, it is calculated as follows:

$$HQ = DDE/ADI$$

ADI: Acceptable Daily Intake (mg/kg/j).

If $HQ < 1$, the occurrence of a toxic effect is unlikely. However, if $HQ > 1$, the occurrence of a toxic effect is likely.

2.3. Statistical treatment

Univariate analyses (one-way ANOVA) were used to process the data. The assumption of normality of the data distribution was tested. The Kolmogorov-Smirnov test was used to test the normality of the data distribution. This method of analysis concerned the study of the seasonal effect of active ingredient concentrations in water, sediment and fish organs. For these different tests the level is significant, if $p < 0.05$ and the level is not significant, if $p > 0.05$.

3. Results and discussion

3.1. Pesticide levels in the water of the Sassandra River at Guessabo

Glyphosate did not show a significant difference in concentration between the dry and rainy seasons (Table 2). In the dry season, its mean concentration was lower ($1.04 \pm 0.41 \mu\text{g L}^{-1}$) than in the rainy season ($2.31 \pm 1.72 \mu\text{g L}^{-1}$). The mean value of 2,4 D recorded in the dry season ($0.78 \pm 0.30 \mu\text{g L}^{-1}$) was also lower than that recorded in the rainy season ($1.74 \pm 1.31 \mu\text{g L}^{-1}$). Statistical analysis showed a significant difference of 2,4 D between seasons ($p < 0.05$) (Table II)

Table 2 Annual and seasonal concentrations of active ingredients (mean \pm standard deviation) in the water ($\mu\text{g L}^{-1}$) of the Sassandra River at Guessabo

Active substances	Seasons		Annual value
	Dry season	Rainy season	
Glyphosate	1.04 ± 0.41^a	2.31 ± 1.72^b	01.65 ± 0.02
2,4 D	0.78 ± 0.30^a	1.74 ± 1.31^a	01.26 ± 1.01

Concentrations with letters a and b in the same row are significantly different at the 0.05 level

3.1.1. Pesticide levels in the sediments of the Sassandra River at Guessabo

In contrast to 2,4-D, Glyphosate showed a significant difference in concentration between seasons ($p < 0.05$) (Table 3). In the dry season, the mean concentration of glyphosate was ($0.09 \pm 0.04 \text{ mg.kg}^{-1}$) lower than that of 2,4-D ($0.10 \pm 0.05 \text{ mg.kg}^{-1}$), while in the rainy season, the opposite effect was recorded. The average concentration of glyphosate ($0.37 \pm 0.19 \text{ mg.kg}^{-1}$) was higher than the concentration of 2,4-D ($0.027 \pm 0.01 \text{ mg.kg}^{-1}$) in the river sediments at Guessabo.

Table 3 Seasonal and annual concentrations of active ingredients (mean \pm standard deviation) in the sediments (mg.kg^{-1}) of the Sassandra River at Guessabo

Active substances	Seasons		Annual value
	Dry season	Rainy season	
Glyphosate	0.09 ± 0.04^a	0.37 ± 0.19^b	0.23 ± 0.19
2,4 D	0.10 ± 0.05^a	0.027 ± 0.01^a	0.06 ± 0.03

Concentrations with letters a and b in the same row are significantly different at the 0.05 level

3.1.2. Variation in the levels of active substances in the gills, liver and muscles of *Chrysichthys nigrodigitatus*

Table 4 shows the annual and seasonal concentrations of active substances in the gills, liver and muscles of *Chrysichthys nigrodigitatus* in Guessabo. The observation of this table shows a significant difference in concentration ($p < 0.05$) between the seasons with glyphosate and 2,4-D. Glyphosate ($0.36 \pm 0.29 \text{ mg.kg}^{-1}$) records the highest annual concentration in the liver of *Chrysichthys nigrodigitatus* caught in Guessabo. The low concentrations are recorded respectively in the dry season in the liver by glyphosate ($0.03 \pm 0.01 \text{ mg.kg}^{-1}$) and in the rainy season in the gills by 2,4-D ($0.04 \pm 0.02 \text{ mg.kg}^{-1}$). The observation of the different concentrations in the muscle of *Chrysichthys nigrodigitatus* shows higher concentrations of glyphosate and 2,4-D in the dry season than in the rainy season.

Table 4 Seasonal and annual concentrations of active ingredients in the gills, liver and muscle of *Chrysichthys nigrodigitatus* caught in the Sassandra River at Guessabo

Active substances		Seasons		Annual value
		Dry season	Rainy season	
Gills	Glyphosate	0.23 ± 0.11^a	0.07 ± 0.03^b	0.15 ± 0.11
	2,4-D	0.16 ± 0.05^a	0.04 ± 0.02^b	0.12 ± 0.07
Liver	Glyphosate	0.14 ± 0.07^a	0.59 ± 0.23^b	0.36 ± 0.29
	2,4-D	0.21 ± 0.04^a	0.14 ± 0.02^b	0.17 ± 0.05
Muscle	Glyphosate	0.23 ± 0.05^a	0.11 ± 0.04^b	0.17 ± 0.08
	2,4-D	0.18 ± 0.04^a	0.10 ± 0.01^b	0.14 ± 0.05

Concentrations with letters a and b in the same row are significantly different at the 0.05 level

3.1.3. Bioconcentration and bioaccumulation factor of pesticides in the organs of *Chrysichthys nigrodigitatus*

The cumulative annual bioconcentration factor of 2,4-D is higher than that of glyphosate (Table 5). In order of most to least accumulative organs, the gills are followed by the muscle and the liver. In descending order of accumulation of active ingredients, 2,4-D is followed by glyphosate. 2,4-D has the highest bioaccumulation factor in the liver (2.8) of *Chrysichthys nigrodigitatus*, while glyphosate (0.7) has a low value in the muscle (Table 5). 2,4-D has bioaccumulation factors higher than 2 in muscle and liver. However, glyphosate has bioaccumulation factors below 2. The bioaccumulation factors of the pesticides in ascending order are quite high in liver, muscle and gills. The order of increasing bioaccumulation factor of the active ingredients is 2,4-D followed by glyphosate.

Table 5 Bioconcentration and bioaccumulation factor of active ingredients in the organs of *Chrysichthys nigrodigitatus*

	Bioconcentration factors		Bioaccumulation factors	
	Glyphosate	2,4-D	Glyphosate	2,4-D
Bodies				
Muscle	6708.9	10693.9	0.7	2.2
Liver	14413.2	13580.2	1.6	2.8
Gills	5994.1	8045.5	0.6	1.6

3.1.4. Health risk related to the consumption of fish from the river in Guessabo

The results of exposure to active ingredients related to the ingestion of fish (*Chrysichthys nigrodigitatus*) as well as the corresponding hazard quotients (HQ) in adults and children are given in Table 6. The highest daily exposure dose (EDI) related to the consumption of *Chrysichthys nigrodigitatus* is held by Glyphosate in children (0.0027 mg/kg/j); with a hazard quotient (HQ) of the order of 0.0054. The different hazard quotients (HQ) for 2,4-D in children (0.044) are higher than those for adults (0.018). According to the report of the European Food, Environment and Occupational Health Safety Agency, for chronic threshold effects, 0.5 mg/kg bw/day is recommended for glyphosate and $0.05 \text{ mg/kg bw/day}$ for 2,4-D.

Table 6 Daily exposure dose and hazard quotient in children and adults related to the consumption of *Chrysichthys nigrodigitatus*

Trace elements	C (mg/kg)	DJA (mg/kg/j)	DJE (mg/kg/j)		QD	
			Adult	Children	Adult	Children
Glyphosate	0.17	0.5	0.0011	0.0027	0.0022	0.0054
2,4-D	0.14	0.05	0.0009	0.0022	0.018	0.044

4. Discussion

The seasonal levels of active ingredients in the river water were much higher in the rainy season than in the dry season for glyphosate ($2.31 \mu\text{g L}^{-1}$) and 2,4-D ($1.74 \mu\text{g L}^{-1}$). These high concentration levels in the rainy season could be explained by intense agricultural activities in the vicinity of the river on the one hand and by rainwater runoff from agricultural fields and traffic on the river on the other. These results corroborate those of Yao & al. [17] in the Ebrié Lagoon. According to this author, seasonal concentrations of active ingredients are higher in the rainy and flood seasons than in the dry season. Furthermore, the results of the analysis of the different samples reveal that glyphosate and 2,4-D are present in the sediments. This observation is similar to that made by Pitrat & al. [21] and Toumi & al. [22] in sediments in Brazil and Senegal respectively. This accumulation could be justified by the fact that these pesticides have a hydrophobic character and being weakly soluble in water with a pH between 5.2 and 6.9 [23], they converge towards the sediments. Compared to their concentration in water, these pesticides have a high concentration in sediment [24 ; 21]. Differences in pesticide concentration in sediments were observed between seasons. Overall, the dry season is much more accumulative of active ingredients in sediments than the rainy season. This significant difference in pesticide concentration between seasons could be explained by the intensity of agricultural activities in the vicinity of the river or by the discharge of pesticide residues into the river in the rainy season. These contaminants observed in the river would expose organisms to acute or chronic contamination that could considerably influence aquatic life. The results of analyses of internal organs of fish in the river show that the species *Chrysichthys nigrodigitatus* does contain contaminants. These active substances are accumulated much more in the liver and gills overall. Contamination in the muscles of *Chrysichthys nigrodigitatus* is relatively low. According to Yapi [25], fish concentrate pollutants more in the liver than in the muscles. This is presumably due to the very important physiological role of the liver in the accumulation, metabolism and biotransformation of xenobiotics. The results obtained show a significant difference in the concentration of active ingredients in the organs between seasons. This difference in organ concentration could be justified by factors such as the availability of pesticides in the environment, the properties of the different active ingredients and their forms of absorption by the organism. From a general point of view, according to the analysis of the results, the chemicals are well concentrated in the species *Chrysichthys nigrodigitatus*. This would be justified by the greater affinity of these contaminants for sedimentary particles [26]. Furthermore, due to the hydrophilic nature of most of these substances, it becomes difficult to detect them in water [27]. A study conducted by Okonkwo & al. [28] in Nigeria to find out the level of contamination in the waters, sediments and fish of the Ogbakiri River in the Niger Delta region revealed high levels of pesticides in the sediments than in the waters. According to Osibanjo [27], the adsorption of these contaminants by sediments favours their movement into aquatic species. This makes living organisms in the benthic environment vulnerable. The species *Chrysichthys nigrodigitatus* lives almost on the muddy bottom and feeds mainly in the sediment [29]. This would justify the high concentration of active matter in *Chrysichthys nigrodigitatus*. In the dry season, the rate of pesticide accumulation is very high in fish organs. This would be due to the adaptation of the diet of *Chrysichthys nigrodigitatus*. During the rainy season, *Chrysichthys nigrodigitatus* feeds mainly on chironomids, oligochaetes and gastropods, whereas the prey is mainly fish. The most common fish species consumed in the dry season are chironomids and Odonata, mainly *Neurogompus* sp. This observation is also made by Yao [30]. This author states that the seasons also influence the diet of fish. Furthermore, this variation in accumulation observed between seasons could be justified by variations in water properties and intrinsic factors such as the growth cycle and the reproduction cycle [31]. Significant differences in active ingredient concentrations are observed in different organs between seasons. This difference in concentration between seasons could be the result of seasonal pollution of waters and sediments that serve as habitat and food for fish. Bioconcentration factors are high in the organs of the species *Chrysichthys nigrodigitatus*. This result could be explained by the fact that the muscle of *Chrysichthys nigrodigitatus* is fatter. The results of Yao [17] show that bioaccumulation factors are higher in sector IV than in sector V in the jawfish in the assessment of the impact of pesticide contamination of fish in the Ebrié Lagoon. However, the results obtained in Guessabo are lower than those of Ibigbami & al. [32] and Lubna & al. [33] in Nigeria and Egypt respectively. However, this accumulation of pesticides in the body of the fish would expose the higher consumer to chronic intoxication by ingestion. Knowledge of the hazard quotient (HQ), the potential risk of exposure (human health) to pesticides through

ingestion, and the daily exposure dose allow an assessment of the hazard. This study gave DQs ($DQ < 1$) and EDIs calculated for *Chrysichthys nigrodigitatus* that are essentially harmless to the consumer.

5. Conclusion

The annual analysis of active ingredients in the river showed that 2, 4-D is less concentrated in the environment than glyphosate. The rainy season shows high concentrations of active ingredients, while the dry season does not. Sediment analysis revealed the presence of glyphosate and 2, 4-D in the Sassandra River at Guessabo. These concentrations of active ingredients vary from season to season. The levels of contamination recorded in the sediments are high compared to those recorded in the river water at Guessabo. The rainy season records more pesticide in the sediments than the dry season. In fish, the results of gill, liver and muscle analysis of *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* caught in the Sassandra River at Guessabo, showed the presence of 2,4-D, and glyphosate in the different organs. With this fish, the muscle concentrates less pesticides than the liver. The gills are relatively more contaminated than the muscle. Furthermore, the bioconcentration factors are high in the organs of *Chrysichthys nigrodigitatus*. These contaminations are quite accentuated in the liver, justifying a chronic contamination by ingestion. The study of the potential risk of exposure of *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* to pesticides shows that these fish are essentially harmless to the consumer.

Compliance with ethical standards

Acknowledgments

We would like to thank all the students and technicians from the different laboratories who participated in this study. We also thank the various authorities who allowed us to carry out the fieldwork without incident.

Disclosure of conflict of interest

The authors declare that there are no conflicts of interest in this article.

Statement of ethical approval

This research work does not contain any animal studies conducted by any of the authors that require appropriate ethical approval.

Statement of informed consent

Informed consent was obtained from all participants included in this study.

References

- [1] Ducroquet H, Tillie P, Louhichi K, Gomez-Y-Paloma S. L'agriculture de la Côte d'Ivoire à la loupe: Etats des lieux des filières de production végétales et animales et revue des politiques agricoles, EUR 28754 FR, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2017. Doi: 10.2760/126254, JRC107214.
- [2] Kpan Kpan KG, Yao BL, Diemeleou AC, N'Guettia KR, Traore SK, Dembele A. Pratiques phytosanitaires en agriculture périurbaine et contamination des denrées par les pesticides: cas des maraîchers de Port-Bouët (Abidjan). *Journal of Animal & Plant Sciences*. 2019; Vol.41 (1): 6847-6863.
- [3] Djédjé GJM, Kouamé KV, Yapi DAC, Tidou AS. Phytosanitary Risks and Practices of Farmers around the Sassandra River in Guessabo (Central West, Côte D'ivoire). *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*. 2021; 2 (3): 201-209.
- [4] Soro G, Wahabi SA, Adjiri OA, Soro N. Risques sanitaires et environnementaux liés à l'usage des produits phytosanitaires dans l'horticulture à Azaguié (Sud Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*. 2019; (138): 14072 - 14081.
- [5] Voltz M, Louchart X. Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. 1. INRA/ENSA UMR Sol et Environnement place Viala, 34060 Montpellier. 2001; 10 p.
- [6] Giroux I, Roy N, Lamontagne C. Présence de Pesticides dans l'Eau Souterraine en Milieu Agricole: Étude Pilote du Bassin Versant de la Rivière Châteauguay, *Canadian Water Resources Journal*. 2010; 35 (4): 527-542.

- [7] Paré N. Pollution de l'eau par les pesticides en milieu viticole languedocien. Construction d'un modèle couplé pression-impact pour l'expérimentation virtuelle de pratiques culturales à l'échelle de petits bassins versants. [Thèse de doctorat]. École doctorale, Montpellier SupAgro, France. 2011.
- [8] Roussel I. Épisodes de pollution et dispositifs d'alerte en France: une vision historique et sociopolitique. Pointes, numéro special. 2015; 185p.
- [9] Kra KS. Le développement de la pêche en Côte d'Ivoire: Cas de la pêche continentale dans la sous-préfecture de Guessabo. Editions Universitaires de Côte d'Ivoire (EDUCI). Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement. 2016; (1): 37- 45.
- [10] Lévêque C, Dejoux C, Iltis A. Limnologie du fleuve Bandama, Côte d'Ivoire. O.R.S.T.O.M., Hydrobiologie. 1983; 24 rue Bayard, 75008 Paris, France.
- [11] Hampoh AH, Ehouman AGS, Brou K, Traore KS, Dembele A. Niveau de contamination en polychlorobiphenyles (pcb) dans les poissons frais pêchés dans la lagune de Grand-Lahou (Côte d'Ivoire). European Scientific Journal edition. 2014;10 (27) :116-131.
- [12] Togbé AMO, Kouamé KV, Yao KM, Ouattara AA, Tidou AS, Atsé BC. Évaluation de la contamination des eaux de la lagune Ebrié (Zones IV et V), Côte d'Ivoire en arsenic, plomb et cadmium: variations spatio-temporelles et risques sanitaires. International Journal of Biological and Chemical Sciences. 2019; 13(2): 1162-1179.
- [13] Nhu Trang TT, Delest B, Mazzella N, Delmas F. Development and validation of a new HPLC-ESI-MS/MS method, and comparison between on-line and off-line SPE for the analysis of glyphosate and AMPA in freshwaters. 6th European Conference Pesticides And Related Organic Micropollutants in the Environment. 12th Symposium on Chemistry and Fate of Modern Pesticides. Matera, Italy. 2010. pp.3. hal-02593474.
- [14] Kpan Kpan KG, Dembele A, Yao BL, Tiho S. Dosage du glyphosate par HPLC après extraction et dérivation à l'O-phthaldialdehyde (OPA). International Journal of Biological and Chemical Sciences. 2015; 9(3): 1384-1398.
- [15] Gery K, Mazzella N. Analyse du glyphosate et de l'AMPA par HPLC-ESI-MS/MS dans les sédiments (eaux douces de surface). Consortium scientifique et technique, AQUAREF. Fiche MA 58; 2015.
- [16] Polard T. Caractérisation des effets génotoxiques sur poissons de produits phytosanitaires en période de crue. [Thèse de Doctorat]. Université Toulouse III - Paul Sabatier, France. 2010.
- [17] Yao KS, Atsé BC, Trokourey A. Evaluation de l'impact de la contamination aux pesticides des eaux, sur les poissons et la santé de l'homme, des secteurs IV et V de la lagune Ebrié (Cote d-Ivoire). RAMReS Sciences des Structures et de la Matière. 2020; (2): 59 – 74.
- [18] Coulibaly S. Bioaccumulation des Métaux Lourds et effets biologiques induits chez Sarotherodon melanotheron Ruppell, 1852 pêches dans la baie de Biétrie en lagune Ebrié (Côte D'Ivoire). [Thèse unique]. Université Felix HOUPHOUET-BOIGNY, Côte D'Ivoire. 2013.
- [19] COMHAFAT. Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États Africains Riverains de l'Océan Atlantique; 2014. Rapport n°7 de la revue de l'industrie des pêches et de l'aquaculture dans la zone de la COMHAFAT. Industrie des pêches et de l'Aquaculture en Côte d'Ivoire. 100p.
- [20] Ouro-Sama K, Solitoke HD, Gnandi K, Afiademanyo KM, Bowessidjaou EJ. Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. VertigO. 2014; 14: (2).
- [21] Pitrat DMJJ, Borba Braga MC. Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil. VertigO. 2012; (1): 12.
- [22] Toumi H, Boumaiza M, Millet M, Radetski CM, Felten V, Fouque C, Férard JF. Effects of deltamethrin (pyrethroid insecticide) on growth, reproduction, embryonic development and sex differentiation in two strains of *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). Science of the Total Environment. 2013; (458): 47-53.
- [23] EFSA. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. EFSA Journal. 2013;11(7):3290, 268 pp.
- [24] Gupta A, Rai DK, Pandey RS. Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. Environ Monit Assess. 2009; (157): 449–458.
- [25] Yapi DAC, Kouame V, Tidou AS, Sawadogo B, Wethe J. Cadmium Accumulation in Tissues of Sarotherodon melanotheron (Rüppel, 1852) from the Aby Lagoon System in Côte d'Ivoire. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2012; (9): 821-830.

- [26] Ezemonye LIN. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) levels and distributions in Ethiopie and Benin Rivers of the Niger Delta, Nigeria: Surface water and sediments. *International Journal of Environmental Studies*. 2005; 62 (5): 491-504.
- [27] Osibanjo O, Biney C, Calamari D, Kaba N, Mbome IL, Naeve H, Ochumba PBO, Saad MAH. Chlorinated Hydrocarbon Substances. In: Calamari D. & Naeve H. (Eds.), *Review of Pollution in the African Aquatic Environment*. 1994; (2) 61-62.
- [28] Okonkwo CJ, Archibong IE, Okereke CJ, Osuoha JO, Njoku U.C. Organic Pesticides Concentration in Water, Sediments and Fish Tissues obtained from Ogbakiri River in the Niger-Delta Region, Nigeria and Its Health Implication on Human Consumption. *International Journal of Biochemistry and Biophysics*. 2017; 5 (4): 83-90.
- [29] Fagade SO, Olaniyan CIO. The food and feeding interrelation of the fishes in the Lagos lagoon. *Journal of Fish Biology*. 1973; (5): 205-225.
- [30] Yao SS. Contribution à l'étude de la diversité biologique et de l'écologie alimentaire de l'ichtyofaune d'un hydrosystème ouest-Africain: cas du bassin de la Comoé (Côte d'Ivoire). [Thèse de Doctorat]. Université de Cocody Abidjan, Côte d'Ivoire. 2006.
- [31] Dural M, Genç E, Yemenicioğlu S, Sangun MK. Accumulation of Some Heavy Metals Seasonally in *Hysterotylacium aduncum* (Nematoda) and Its Host Red Sea Bream, *Pagellus erythrinus* (Sparidae) from Gulf of Iskenderun (North-Eastern Mediterranean). *Environmental Contamination and Toxicology*. 2010; (84) 125-131.
- [32] Ibigbami OA, Aiyesanmi AF, Adeyeye EI, Adebayo AO, Aladesanwa RD. Concentration and potential health risks associated with organophosphorus pesticides residues in fish from three rivers in ekiti state, south-western nigeria. *African Journal of Basic & Applied Sciences*. 2016; 8 (6): 324-331.
- [33] Lubna AI, Ramzy EM. Water quality and its impact on tilapia zilli (Case study) qarun lake-Egypt. *International Water Technology Journal*. 2013; 3 (4): 170-191.

Résumé

L'agriculture est intensifiée aux alentours du fleuve Sassandra à la période de lit mineur du niveau de l'eau dans la zone de Guessabo. A cette période, les agriculteurs utilisent assez de pesticides pour le désherbage des parcelles et la protection de cultures. Par ailleurs, ce fleuve regorge plusieurs espèces de poissons parmi lesquels figurent *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* avec des productions de captures commerciales avoisinant respectivement 254,262 et 231,417 tonnes l'année et très appréciés par la population. Ce travail a permis d'évaluer les risques de l'utilisation de pesticides aux alentours du fleuve et leur impact écologique et sanitaire. Une identification de pesticides répertoriés à Guessabo, suivi des différents modes de manipulation et d'utilisation a été faite. Les pesticides non homologués ont été retrouvés chez les revendeurs et les agriculteurs avec une méconnaissance totale de la bonne pratique phytosanitaire. Le niveau de contamination en résidus de pesticides des eaux, des sédiments et des poissons *Oreochromis niloticus* et *Chrysichthys nigrodigitatus* a été déterminé. Les concentrations des résidus de pesticides dans l'eau sont supérieures aux valeurs guides de l'OMS (0,5 µg/L) pour l'eau de consommation. La lambdacyhalothrine enregistre une concentration élevée dans l'eau (28,16 µg/L), les sédiments (4,05 mg/kg) et le poisson. Les substances chimiques recherchées sont plus concentrées dans les organes de *Chrysichthys nigrodigitatus* que ceux de *Oreochromis niloticus* respectivement dans les branchies, le foie et le muscle avec une différence significative entre les périodes. La contamination dans les muscles des deux espèces étudiées est relativement faible et présente des risques chroniques pour l'enfant. Les risques écotoxicologiques ont été aussi évalués. Les indices de risques sanitaires et environnementaux des résidus de pesticides sont élevés pour le milieu aquatique. Les effets histopathologies induits par les résidus de pesticides dans les branchies, le foie et les muscles des deux espèces de poissons ont été évalués. Les taux de dommages tissulaires sont assez accentués dans les branchies (96,60 %) et le foie (86,60 %).

Mots-clés : Agriculteurs ; Pesticides ; Fleuve Sassandra ; poissons ; Guessabo.

Abstract

Farming is intensified around the Sassandra river during the period when the water level is low in the Guessabo area. At this time of year, farmers use a fair amount of pesticides to weed their plots and protect their crops. The river is also teeming with several species of fish, including *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys nigrodigitatus*, with commercial catches of around 254,262 and 231,417 tonnes a year respectively, which are highly prized by the local population. This work made it possible to assess the risks of pesticide use in the vicinity of the river and their ecological and health impact. The pesticides listed in Guessabo were identified, and the different ways in which they are handled and used were described. Unregistered pesticides were found on the premises of retailers and farmers who were totally unaware of good plant protection practice. The level of pesticide residue contamination in water, sediments and the fish *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys nigrodigitatus* was determined. The concentrations of pesticide residues in the water are higher than the WHO guide values (0.5 µg/L) for drinking water. Lambdacyhalothrin was found in high concentrations in water (28.16 µg/L), sediment (4.05 mg/kg) and fish. The chemical substances tested were more concentrated in the organs of *Chrysichthys nigrodigitatus* than those of *Oreochromis niloticus*, in the gills, liver and muscle respectively, with a significant difference between periods. Contamination in the muscles of the two species studied is relatively low and presents chronic risks for children. Ecotoxicological risks were also assessed. The health and environmental risk indices for pesticide residues are high in the aquatic environment. The histopathological effects induced by pesticide residues in the gills, liver and muscles of the two fish species were assessed. Tissue damage rates were fairly high in the gills (96.60%) and liver (86.60%).

Key word : Farmers; Pesticides; Sassandra River; *Oreochromis niloticus*; *Chrysichthys nigrodigitatus*; Guessabo.