



Research Article

Universal Journal of Life and Environmental Sciences 2026, Vol 8, Pages 18-36 Serie 1

Submission (07 January 2026) Accepted and Published (20 Mars 2026) www.ijarme.org

## ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ AIGUË DU PESTICIDE SUPERCHAMP SUR LES ALEVINS DE TILAPIA (*Oreochromis niloticus*) EN CONDITIONS EXPERIMENTALE

ASI QUIGGLE ATUD<sup>[1]\*</sup>, EBELE SERGE ALAIN<sup>\*[2]</sup> KAMENI NGOUNOU M. BERNARD [1], ANDJONGO MEZANGA MAURICE STEPHANE [1], DJABORO TOUMO DANIELLE LAURE [1], KANA PEUGUEDZI MARIELLE LAURE<sup>[1]</sup>, KINYEMB AUGUSTINE BRITA [1], NDMAM MOHAMED [1], NGENCHE TRACEY TANWIE [1], OUSMANOU SOUKAYEL BEN DJAFAROU [1], NKENG GEROGÉ ELAMBO [1]

<sup>[1]</sup> Ecole Nationale Supérieure des Travaux Publics, BP 510, Département de Génie de l'Environnement, Yaoundé (Cameroun)

<sup>[2]</sup> Université de Yaoundé I, BP 812, Faculté des Sciences, Département d'Informatique, Yaoundé (Cameroun)

\* Correspondence: [asiatud@yahoo.com](mailto:asiatud@yahoo.com) et [sergeebele@gmail.com](mailto:sergeebele@gmail.com)

ORCID iD: 0000-0002-2658-3684

### RESUME

L'utilisation intensive des pesticides en agriculture constitue l'une des principales sources de contamination des écosystèmes aquatiques, en particulier dans les zones rurales où les pratiques agricoles sont peu encadrées. Le présent travail avait pour objectif d'évaluer la toxicité aiguë du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP sur les alevins de *Oreochromis niloticus* et d'estimer le risque environnemental associé à son utilisation en milieu aquatique. L'étude a été réalisée à l'aide d'un dispositif expérimental en mésocosmes au laboratoire de Génie de l'Environnement, exposant les alevins à différentes concentrations du pesticide pendant une durée maximale de 96 heures. Les résultats obtenus ont mis en évidence une toxicité aiguë élevée, caractérisée par une mortalité rapide et dose-dépendante, avec une CL50 atteinte à de faible concentration. L'évaluation du risque environnemental, basée sur le calcul du quotient de risque (RQ = 5,45), révèle que les concentrations environnementales prédites dépassent largement les seuils de sécurité établis pour les organismes aquatiques. L'analyse approfondie du risque environnemental montre que l'utilisation du SUPER CHAMPS 36 WP représente un danger significatif pour les écosystèmes aquatiques, en particulier pour les stades précoces de développement des poissons. Les résultats suggèrent également une possible sous-estimation du risque réel, notamment en raison des effets chroniques, des expositions répétées et des conditions environnementales spécifiques aux zones tropicales. Ce travail souligne ainsi la nécessité de renforcer les stratégies de gestion des pesticides afin de préserver la biodiversité aquatique et la sécurité des écosystèmes.

**Mots-clés :** Pesticide, SUPER CHAMPS, Ecotoxicité, *Oreochromis niloticus*, Mésocosme, Concentration létale 50, Risque écologique.

### ABSTRACT

The intensive use of pesticides in agriculture is one of the main sources of contamination in aquatic ecosystems, particularly in rural areas where agricultural practices are poorly regulated. The aim of this study was to evaluate the acute toxicity of the pesticide SUPER CHAMPS 36 WP on the fry of *Oreochromis niloticus* and estimate the environmental risk associated with its use in aquatic environments. The study was conducted using an experimental mesocosm setup in the Environmental Engineering Laboratory, exposing the fry to various pesticide concentrations for a maximum duration of 96 hours. The results showed high acute toxicity, characterized by rapid, dose-dependent mortality, with a 50% lethal concentration (LC50) reached at low concentrations. The environmental

risk assessment, based on the risk quotient calculation (RQ = 5.45), revealed that predicted environmental concentrations greatly exceed the established safety thresholds for aquatic organisms. A detailed analysis of the environmental risk indicates that the use of SUPER CHAMPS 36 WP poses a significant threat to aquatic ecosystems, especially for the early developmental stages of fish. The results also suggest a potential underestimation of the actual risk, particularly due to chronic effects, repeated exposures, and environmental conditions specific to tropical regions. This study highlights the need to strengthen pesticide management strategies to preserve aquatic biodiversity and ecosystem safety.

**Keywords:** Pesticide, SUPER CHAMPS, Ecotoxicity, *Oreochromis niloticus*, Mesocosm, 50% Lethal Concentration, Ecological Risk.

## I. INTRODUCTION

L'agriculture moderne dépend largement de l'utilisation de pesticides pour assurer la protection des cultures et garantir la sécurité alimentaire mondiale (Cooper et al., 2007). Cependant, l'utilisation intensive et souvent inappropriée de ces substances chimiques pose des risques environnementaux considérables, particulièrement pour les écosystèmes aquatiques. Les pesticides peuvent atteindre les milieux aquatiques par différentes voies telles que le ruissellement de surface, lessivage des sols, dérive lors des pulvérisations, et contamination des eaux souterraines. Les organismes aquatiques, notamment les poissons, représentent des indicateurs biologiques sensibles de la qualité environnementale et sont particulièrement vulnérables à la contamination par les pesticides (Van et Vermeulen, 2003). Les pesticides constituent une catégorie vaste et hétérogène de substances chimiques incluant les insecticides, herbicides, fongicides et rodenticides. Les tilapias (famille Cichlidae) sont parmi les espèces piscicoles les plus cultivées mondialement en raison de leur rusticité, croissance rapide et valeur nutritionnelle (FAO, 2009 ; Cherif et Guechache, 2018). Sa sensibilité aux contaminants en fait un biomarqueur pertinent pour évaluer la qualité des eaux et les risques environnementaux (Osman et Verreth, 2010) L'évaluation de la toxicité des pesticides pour les organismes aquatiques s'inscrit dans un cadre réglementaire international strict. L'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE) a développé des lignes directrices standardisées pour les tests de toxicité, notamment la ligne directrice 203 pour les tests de toxicité aiguë sur les poissons (OCDE, 2019). Ces protocoles garantissent la reproductibilité et la comparabilité des résultats entre laboratoires. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et la FAO établissent des limites maximales de résidus (LMR) pour les pesticides dans les denrées alimentaires. L'Union Européenne grâce à des règlements impose des évaluations rigoureuses des risques environnementaux avant l'autorisation de mise sur le marché des pesticides. Les normes AFNOR et ISO fournissent aussi des méthodologies

standardisées pour l'évaluation écotoxicologique. L'objectif principal de cette étude est d'évaluer la toxicité aiguë du pesticide SUPER CHAMPS sur les alevins de tilapia en conditions semi-naturelles de mésocosmes.

## II. MATÉRIELS ET METHODES

L'expérimentation a été conduite dans des conditions semi-contrôlées permettant de reproduire un environnement aquatique naturel. Le protocole expérimental a été initié à 17h00 et s'est poursuivi jusqu'à 20h00 en Février 2026, soit une durée totale d'observation de 3 heures. Cette fenêtre temporelle correspond à une phase critique d'exposition aiguë permettant d'observer les effets toxiques immédiats du pesticide.

### II.1 Matériel

#### II.1.1 Organisme étudié

L'organisme modèle utilisé est l'alevin de tilapia de 0,5 à 5 g, appartenant à la famille des Cichlidae. Les alevins utilisés provenaient d'un élevage local garantissant leur acclimatation aux conditions environnementales régionales. Cette espèce a été sélectionnée pour plusieurs raisons. Il s'agit notamment de sa large distribution géographique et son importance économique et écologique en aquaculture tropicale et subtropicale, sa sensibilité reconnue aux contaminants chimiques. Sa recommandation comme espèce test par l'OCDE pour les études écotoxicologiques (OCDE, 2019), sa disponibilité, son adaptabilité et sa facilité de manipulation en conditions expérimentales. Il faut noter que l'eau utilisée provenait du milieu naturel (du lac d' Olili) des tilapias. Ce lac et plusieurs d'autres étangs à proximité sont utilisés pour la pisciculture. Ce choix méthodologique, conforme aux recommandations de l'OCDE, présente plusieurs avantages notamment :

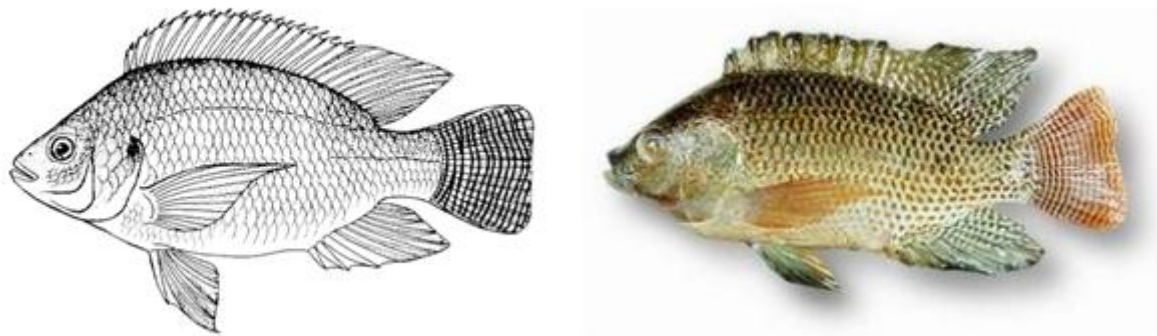
- Préservation du biotope naturel des organismes,
- Maintien de la composition physicochimique et microbienne à laquelle les poissons sont adaptés,
- Réduction du stress lié au changement de milieu,

- Amélioration de la pertinence écologique des résultats.



**Figure 1a:** Alevins de poissons de prélevé dans le milieu pour analyse et une espèce adulte pour caractérisation morphologique

Le Tilapia du Nil est un Cichlidé caractérisé par un corps comprimé latéralement orné principalement d'écaillles cycloïdes (et parfois d'écaillles cténoïdes), a une coloration grisâtre avec poitrine, flancs rosâtres et une alternance de bandes verticales claires et noires nettement chez les mâles visibles notamment sur la nageoire caudale et la partie postérieure de la nageoire dorsale, (Arrigon, 2000 ; Ndiaye, 2017 ; Trewavas, 1983).



**Figure 1b:** Matériel biologique (*Oreochromis niloticus*, FAO, 2012)

**Position systématique d'*Oreochromis niloticus*** (Linné, 1758).

Le terme Tilapia regroupe une centaine d'espèces appartenant à la famille des Cichlidaeés qui englobe trois genres (*Oreochromis*, *Sarotherodon* et *Tilapia*) se basant sur les caractères anatomiques, le comportement reproducteur et la nutrition (Trewavas, 1983). Selon (Trewavas, 1983), le Tilapia du Nil est classé comme suit (FOA, 2005, 2017)

**Embranchement :** Vertébrés

**Sous embranchement :** Gnathostomes

**Super classe :** Poissons

**Classe :** Osteichthyens

**Sous-classe :** Téléostéens

**Ordre:** Perciformes

**Sous-ordre:** Percoïdés

**Famille :** Cichlidés

**Sous-famille:** Tilapinés

**Genre :** *Oreochromis*

**Espèce :** *Oreochromis niloticus*

### II.1.2 Dispositif expérimental : système de mésocosmes

Les mésocosmes sont des systèmes expérimentaux intermédiaires entre le laboratoire et le milieu naturel, permettant d'étudier les processus écologiques dans des conditions contrôlées mais écologiquement réalistes (Odum, 1984). Ils constituent un outil privilégié pour l'évaluation des risques environnementaux des substances chimiques. Dans l'ensemble, six (06) mésocosmes ont été mis en place au laboratoire du Génie de l'Environnement, désignés M1 (témoin) à M6. Chaque Mésocosme constituait une unité expérimentale indépendante contenant un volume d'eau suffisant (1L) pour maintenir les conditions physiologiques optimales des alevins, un système permettant l'observation continue des organismes et des conditions physico-chimiques standardisées. Bien que non détaillés dans le protocole initial, les paramètres suivants doivent être systématiquement contrôlés et maintenus dans les plages optimales selon les normes OCDE 203 (OCDE, 2019) dépendent d'une température de 22-26°C (idéalement 25±1°C), de l'oxygène dissous de 60% de saturation (>5 mg/L), du pH donc la valeur est comprise 6.5-8.5 UC (optimum 7.0-8.0), d'un eau de dureté totale allant de 10 mg/L à 250 mg/L  $CaCO_3$ , de la conductivité électrique en fonction de l'eau d'origine et Photopériode allant du cycle naturel de 12h à 12h de lumière vers obscurité.

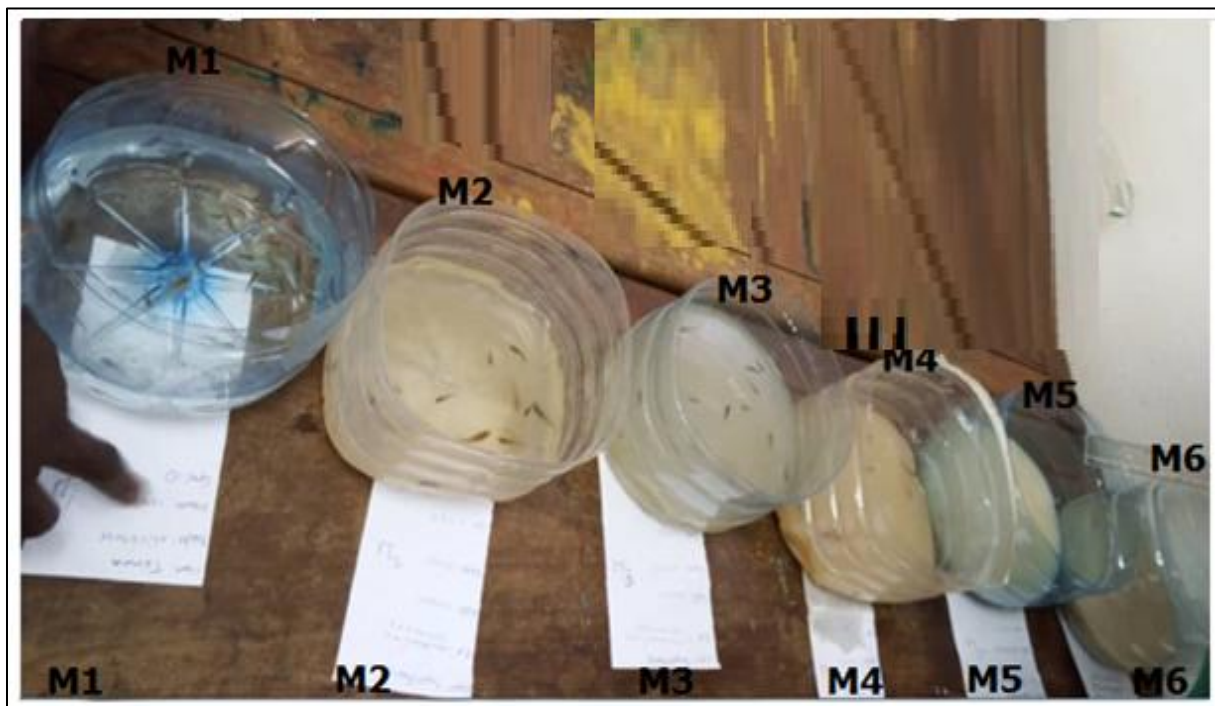


Figure 1: Système de Mésocosme d'étude d'écotoxicité aiguë

### II.1.3 Caractéristiques du pesticide étudié

Le pesticide SUPER CHAMPS 36 WP est un fongicide systémique et de contact utilisé pour lutter contre plusieurs maladies fongiques des maraichères comme les tomates et les légumes et qui se présente sous forme de poudre soluble (Wettable Powder) c'est-à-dire se dissout rapidement dans l'eau, facilitant sa dispersion homogène dans le milieu et contenant 36% de matière active dont le poids net est de 500g. Ce pesticide est une association de matières actives, notamment le **Chlorothalonil** (tétrachloroisophthalonitrile) à 30% qui est du groupe chimique des organochlorés et dosé à 30 g/kg de produit formulé. Également le **Cymoxanil** (2-cyano-N-[(éthylamino)carbonyl]-2-(méthoxyimino)acétamide) dose à 6% du groupe chimique. En tout, la matière active

dose à 36% se retrouve concentré à 360 g/kg de produit formé. Pour garantir une distribution homogène du pesticide dans les mésocosmes, des solutions mères ont dû être préparées selon un protocole rigoureux :

- Pesée précise des quantités de SUPER CHAMPS (balance analytique, précision  $\pm 0.001$ g)
- Dissolution dans un volume d'eau du Mésocosme
- Homogénéisation par agitation douce pour éviter le stress des organismes
- Vérification de la dissolution complète avant introduction dans les mésocosmes.

Formules brutes de **CYMOXANIL** est  $C_7H_{10}N_4O_3$  et **CHLOROTHALONIL** est  $C_8Cl_4N_2$ . Ces principes actifs agissent au niveau de récepteurs ou des sites d'action cibles des plantes ou animaux nuisibles dans le secteur agricole; généralement en agriculture intensives. Concernant, le mécanisme d'action, le Cymoxanil agit principalement sur les Oomycètes (comme le mildiou) en pénétrant rapidement les tissus végétaux grâce à ses propriétés translaminaires. Son action est multidimensionnelle. Il inhibe la germination des spores à la surface des feuilles (Action préventive). Il pénètre dans la plante pour bloquer le développement du mycélium et la formation des haustoria (organes de pompage du champignon) pendant la période d'incubation (Action curative). Il empêche la production de nouvelles spores, limitant ainsi la propagation de la maladie (Action antisporulante) (EFSA, 2018). Chlorothalonil est un fongicide de contact qui agit en inhibant la respiration cellulaire des champignons et des moisissures (Van et al. 2013).

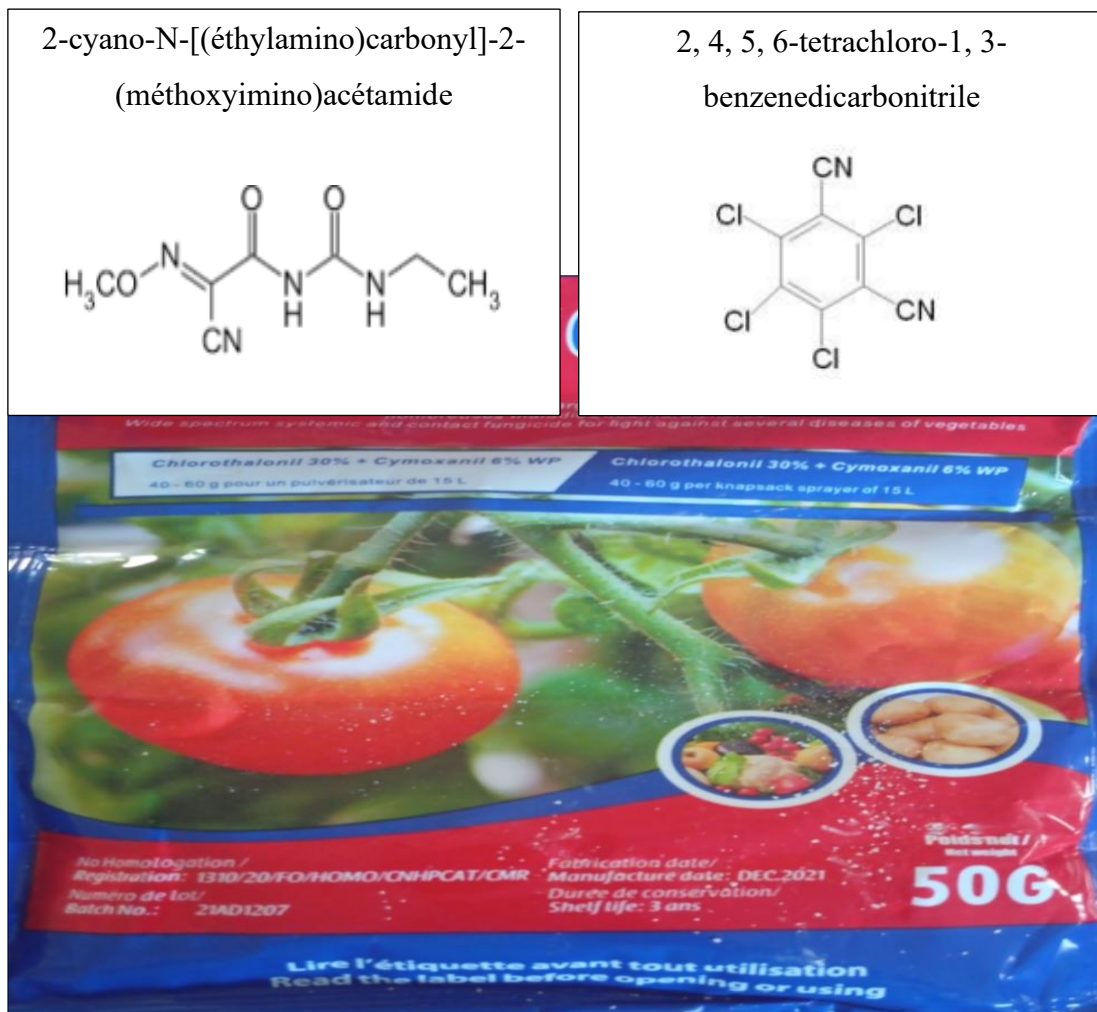


Figure 2: Image du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP

**1- Identifiez pour chacun de ces toxiques les principes actifs et donner leurs modes d'action chez les poissons.**

SUPER CHAMPS 36 WP 50g fongicide à 2 principes actifs (Chlorothalonil 30% et Cymoxanil 6% WP). Chez les poissons, le Chlorothalonil provoque le stress oxydative par production excessive des radicaux libres et diminution des enzymes antioxydantes (SOD, catalase). Il atteint les branchies par altération des cellules épithéliales, perturbation des échanges gazeux et déséquilibre ionique. Il atteint aussi l'hépatique par modification des enzymes de détoxification (cytochrome P 450) et par nécrose ou vacuolisation hépatique. Il perturbe les system endocrinien. Le Cymoxanil est moins

toxique que le Chlorothalonil, mais peut provoquer la perturbation des enzymes, le stress oxydatif modéré, les effets sublétaux et l'altération histologiques légères du foie et branchies ayant pour conséquences tous deux la mortalité ou l'effet chroniques (Van et al. 2013, EFSA, 2018, 2019).

## 2- Calculer le poids exact de principe actif présent dans chacun des sachets et dans 1 litre.

SUPER CHAMPS 36 WP 50g dans 15L	Masse dans 1 Litre
Masse du Chlorothalonil 30% 50g: $X1 = 30 \times 50 / 100 = 15g$	$X'1 = 15 / 15 = 1g$
Masse de Cymoxanil 6% dans 50g : $X2 = 6 \times 50 / 100 = 3g$	$X'2 = 3 / 15 = 0.2$
Masse de l'adjuvant : $X3 = 50 - (15 + 3) = 32g$	$X'3 = 2 / 15 = 2,13$
Poids totale dans 1 litre :	$X = 1 + 0.2 + 2.13 = 3.3g$

### II.2.2. Mesures des paramètres physicochimiques

Les analyses physicochimiques se sont déroulées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant la méthode APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009). Pour les paramètres mesurés au laboratoire, les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 250 et 1000 mL, et ramenés au laboratoire en enceinte réfrigérée. La température, la conductivité électrique et les TDS ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un multiparamètre de marque HANNA HI 9829. L'électrode de l'appareil est plongée au 2/3 dans l'échantillon et les valeurs ont été lues sur l'écran d'affichage. Les résultats ont été exprimés respectivement en °C (degrés Celsius), en  $\mu S/cm$  (microSiemens par centimètre) et en mg/L. Les MES, la turbidité et la couleur de l'eau ont été mesurés au laboratoire à l'aide d'un spectrophotomètre HACH DR/3900. Les valeurs ont été exprimées respectivement en mg/L, en FTU (Unité Formazine de Turbidité) et en Pt-Co (Platinum-Cobalt). Les mesures du pH, exprimées en Unité Conventionnelle (U.C.), ont été réalisées *in situ* à l'aide d'un multiparamètre de marque HANNA HI 9829.

Les mesures des teneurs de l'eau en nitrates et en orthophosphates ont été faites par colorimétrie au spectrophotomètre HACH DR/3900. Les teneurs en nitrates ( $NO_3^-$ ) et en orthophosphates ( $PO_4^{3-}$ ) ont été mesurées sur 10 mL d'échantillon d'eau avec comme réactifs le Nitrover V pour le nitrate et le Phosver III pour les orthophosphates, aux longueurs d'ondes respectives de 507 nm et 530 nm. Les résultats ont été exprimés en mg/L de  $NO_3^-$  (nitrates) et de  $PO_4^{3-}$  (orthophosphates). La mesure de la teneur de l'eau en  $CO_2$  dissous a été réalisée en deux temps : Sur le terrain, le  $CO_2$  a été fixé en introduisant dans une fiole jaugée de 200 mL, 20 mL de NaOH N/20, 2 à 3 gouttes de phénolphthaléine, et l'échantillon d'eau jusqu'au trait de jauge. Le mélange obtenu, de coloration rose a été transvasé dans un flacon en polyéthylène de 250 mL. Au laboratoire, 50 mL de cet échantillon a été titré avec du HCl N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en  $CO_2$ , exprimée en mg/L, a été déterminée par la formule ci-contre. La mesure de la teneur en oxygène dissous a été réalisée sur le terrain à l'aide d'un multiparamètre de marque HANNA HI 9829. L'électrode de l'appareil est plongée au 2/3 dans l'échantillon et la valeur de l' $O_2$  dissous est lue sur l'écran d'affichage. Les résultats ont été exprimés en mg/L. L'alcalinité a été mesurée par volumétrie en titrant 50 mL d'échantillon d'eau avec la solution d'acide sulfurique N/50, en présence du rouge vert de méthyle bromocrésol comme indicateur coloré. La fin de réaction s'est traduite par le virage de la solution du bleu au gris. Les résultats exprimés en mg/L de  $HCO_3^-$  ont été obtenus par la formule ci-contre.

Au laboratoire, l'oxydabilité a été mesurée par volumétrie. Un volume de 200 mL d'échantillon d'eau à analyser a été introduit dans un erlenmeyer de 500 mL de contenance et 2 mL de carbonate monosodique y ont été ajoutés et l'ensemble a été porté à ébullition. Dès l'ébullition, 20 mL de  $KMnO_4$  N/80 y ont été ajoutés. Dix minutes après, l'erlenmeyer contenant la solution a été refroidi à l'eau courante puis, 5 mL de  $H_2SO_4$  25 % et 20 mL de sel de Mohr y ont été ajoutés successivement. La solution ainsi constituée a été titrée au permanganate de potassium N/80 jusqu'à persistance de la coloration rose. Les résultats exprimés en mg/L de  $O_2$  ont été calculés suivant par la formule :

$$CO_2 \text{ (mg/L)} = (\text{descente burette de l'échantillon} - \text{descente burette du témoin}) \times 17.6$$

$$\text{Alcalinité (mg/L } HCO_3^-) = \text{descente burette} \times 20$$

$$\text{Oxydabilité (mg/L de } KMnO_4) = \frac{(q - q_0)}{2} \times 3.95 \text{ avec}$$

$q$  = descente burette de l'échantillon et  $q_0$  = descente burette du témoin

## II.2 Protocol d'étude

### II.2.1 Plan expérimental

L'expérimentation suivait un plan factoriel complet avec six niveaux de traitement. Les observations sont réalisées après chaque 1 heure.

Ce gradient de concentrations, avec un facteur multiplicatif variant entre 1.25 et 2, permet d'établir une courbe dose-réponse précise et de calculer la CL50 par interpolation (OCDE, 2019). L'utilisation de 20 alevins par Mésocosme est conforme aux recommandations de l'OCDE (ligne directrice 203) qui préconise un minimum de 7 poissons par concentration testée (OCDE, 2019). Ce nombre permet :

Asi et al. : évaluation de la toxicité aiguë du pesticide superchamp sur les alevins de tilapia (*Oreochromis niloticus*) en conditions expérimentale

- Une puissance statistique suffisante,
- La détection de variations interindividuelles,
- La compensation d'éventuelles pertes non liées au traitement.

### II.2.2 Déroulement de l'expérimentation

L'expérimentation c'est déroule dans différents Mésocosmes et des concentrations croissantes de pesticides SUPER CHAMP (Tableau 1). Le test de toxicité c'est déroulé en trois phases notamment la phase de préparation, la phase d'exposition et la phase de suivi (Tableau 2).

**Tableau 1** : Déroulement de l'expérimentation

Mésocosme (M)	M1 (Témoin négatif)	M2 (Dose faible)	M3 (Dose modérée-faible)	M4 (Dose modérée)	M5 (Dose élevée)	M6 (Dose très élevée)
Concentration	0 mg de SUPER CHAMPS	0.5 mg de SUPER CHAMPS	1 mg de SUPER CHAMPS	2 mg de SUPER CHAMPS	4 mg de SUPER CHAMPS	8 mg de SUPER CHAMPS
Nombre d'alevins	20 alevins	20 alevins	20 alevins	20 alevins	20 alevins	20 alevins
Rôles	évaluer la mortalité naturelle et valider les conditions expérimentales	tester la sensibilité à une concentration minimale	identifier le seuil de toxicité significative	évaluer la toxicité à concentration intermédiaire	tester une concentration élevée	confirmer la toxicité maximale

**Tableau 2** : Phases d'expérimentation

Le déroulement de l'expérimentation s'effectué en plusieurs phases.

Phases expérimentales	Rubrique d'évaluation la toxicité aiguë en 96h
<b>Phase de préparation</b> (avant 17h00)	Phase de préparation : -Mise en place des Mésocosme -Remplissage avec l'eau du milieu naturel -Acclimatation des alevins (durée recommandée : 24-48h selon OCDE, 2019) -Vérification de l'état sanitaire initial -Comptage précis : 20 individus par Mésocosme -Mesure des paramètres physicochimiques de base

<p><b>Phase d'exposition</b> (17h00)</p>	<p>La phase d'exposition est donc :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Introduction simultanée du pesticide dans les mésocosmes M2 à M6</li> <li>-Homogénéisation douce des solutions</li> <li>-Début du chronomètre (T0 = 17h00)</li> <li>-Enregistrement de la mortalité initiale (0 pour tous les mésocosmes)</li> </ul>
<p><b>Phase de suivi</b> (17h00-20h00)</p>	<p>Observations périodiques à intervalles réguliers :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-T0 (17h00) : Comptage initial post-traitement (début)</li> <li>-T1 (18h00) : Premier relevé de mortalité (1h d'exposition)</li> <li>-T2 (19h00) : Deuxième relevé de mortalité (2h d'exposition)</li> <li>-T3 (20h00) : Relevé final (3h d'exposition)</li> </ul>

## II.2.3 Critères d'évaluation et définition de la mortalité

### II.2.3.1 Critère de mortalité

Selon les critères standardisés de l'OCDE 203, la mortalité est déterminée par l'absence de mouvements operculaires (respiration), l'absence de réaction aux stimuli tactiles, la perte de l'équilibre persistante sans récupération, la coloration anormale et rigidité corporelle et la léthalité. Pour chaque Mésocosme et à chaque temps d'observation, le nombre cumulé de poissons morts a été enregistré. Les poissons déclarés morts ont été soigneusement retirés des mésocosmes pour éviter la dégradation de la qualité de l'eau.

### II.2.3.2 Analyses statistiques prévues

Les analyses statistiques suivantes ont été planifiées conformément aux standards écotoxicologiques (OCDE, 2019 ; USEPA, 2002). Les Statistiques descriptives ont permis de calculer des taux de mortalité (%) pour chaque Mésocosme et chaque temps, de représenter les graphiques et les courbes de mortalité cumulée en fonction du temps et d'élaborer de la courbe dose-réponse. Le calcul de la CL50, concerne la concentration létale médiane (CL50), concentration causant 50% de mortalité, sera calculée par Méthode Probit (Finney, 1971), Régression logistique et Méthode graphique (interpolation linéaire) Avec intervalles de confiance à 95%. Selon les Tests d'hypothèses de Comparaison témoin contre traitements, le Test exact de Fisher ou Chi<sup>2</sup> de Pearson et la Comparaison entre traitements d'ANOVA à un facteur suivi de tests post-hoc (Tukey ou Dunnett) et d'Analyse de variance temporelle d'ANOVA à mesures répétées au seuil de significativité :  $\alpha = 0.05$ . La Validation du test Selon l'OCDE 203, le test est considéré valide si la mortalité dans le témoin  $\leq 10\%$  (idéalement 0%), la concentration en oxygène dissous reste  $>60\%$  de saturation et La température varie de moins de  $25 \pm 1.5^\circ\text{C}$ .

### Méthodologie et grille d'évaluation des risques

L'évaluation des risques constitue une étape essentielle de l'étude d'impact. Elle a pour objectif d'identifier, de caractériser et de classer les menaces susceptibles d'affecter la santé environnementale et biologique. En fonction du rapport du PEC et PNEC, le risque environnementale (RQ) définit la fréquence d'exposition, correspondant à la probabilité de survenue de l'événement dangereux et l'échelle de prise des décisions de résolution (légende). Il peut être négligeable ( $RQ < 0.1$ ), faible ( $0.1 \leq RQ < 1$ ), modéré ( $1 \leq RQ < 10$ ) et élevé ( $10 \leq RQ$ ) correspondant respectivement à, Aucune, Surveillance recommandée, Mesures de mitigation nécessaires, Restriction/interdiction.

## III. RÉSULTATS

### III.1 Paramètres physicochimiques

Les résultats des paramètres physiques et chimiques sont donnés dans le tableau ci-contre. Les résultats montrent que l'eau de l'échantillon est neutre, teneur de dioxyde de carbone dissous de 88 mg/L avec une température de 25°C. La turbidité et l'oxydabilité sont élevées et un taux d'oxygène dissous modéré. La valeur du nitrate est faible et celle de l'orthophosphate est élevée (Tableau 1).

**Tableau 3** : Paramètres physicochimique de l'eau prélevée dans le lac d'Obili

Paramètres (Lac d'Obili)	Paramètres	Unités
Temp	25	°C
MES	14	mg/L
Turb	6	FTU
Coul	29	Pt-Co
pH	7,18	UC
Cond	215	µS/cm
TDS	107,75	mg/L
Oxyda	14,18	mg/L
O <sub>2</sub>	4,9	mg/L
CO <sub>2</sub>	88	mg/L
Alca	20	mg/L
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,6	mg/L
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,1	mg/L
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,23	mg/L

MES : Matières En Suspension; pH : Potentiel Hydrogène ; Turb : Turbidité ; Coul : Couleur ; Cond : Conductivité électrique ; Alca : Alcalinité ; TDS : Solides Totaux Dissous ; CO<sub>2</sub> : Gaz Carbonique ; O<sub>2</sub> : Oxygène Dissous ; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : Nitrate ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : Ammonium PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> : Orthophosphates

### III.2 Validité du test et conditions expérimentales

Le test de toxicité aiguë effectué respecte les critères de validité établis par l'OCDE ligne directrice 203. La mortalité nulle dans le Mésocosme témoin (M1) durant toute la période d'observation (17h00-20h00) confirme que les conditions expérimentales étaient appropriées et que la mortalité observée dans les mésocosmes traités résulte exclusivement de l'exposition au pesticide SUPER CHAMPS 36 WP.

### III.2 Tableaux et représentations graphiques

**Tableau 4**: Mortalité cumulée des alevins de tilapia dans les différents mésocosmes en fonction du temps d'exposition au pesticide SUPER CHAMPS 36 WP

Mésocosmes	Mortalité cumulée des alevins (en %)
<b>Temps d'exposition T0 : 17H</b>	
<b>Durée d'exposition : 0h</b>	
M1 (0 mg) : témoin	0/20 (0%)
M2 (0.5 mg)	0/20 (0%)
M3 (1 mg)	0/20 (0%)
M4 (2 mg)	0/20 (0%)
M5 (4 mg)	0/20 (0%)
M6 (8 mg)	0/20 (0%)
<b>Temps d'exposition T1 : 18h</b>	
<b>Durée d'exposition : 1h</b>	
M1 (0 mg)	0/20 (0%)
M2 (0.5 mg)	0/20 (0%)
M3 (1 mg)	0/20 (0%)
M4 (2 mg)	0/20 (0%)
M5 (4 mg)	15/20 (75%)
M6 (8 mg)	20/20 (100%)
<b>Temps d'exposition T2 : 19h</b>	
<b>Durée d'exposition : 2h</b>	
M1 (0 mg)	0/20 (0%)

M2 (0.5 mg)	8/20 (40%)
M3 (1 mg)	13/20 (65%)
M4 (2 mg)	16/20 (80%)
M5 (4 mg)	20/20 (100%)
M6 (8 mg)	20/20 (100%)
<b>Temps d'exposition T3 : 20h</b>	<b>Durée d'exposition : 3h</b>
M1 (0 mg)	0/20 (0%)
M2 (0.5 mg)	20/20 (100%)
M3 (1 mg)	20/20 (100%)
M4 (2 mg)	20/20 (100%)
M5 (4 mg)	20/20 (100%)
M6 (8 mg)	20/20 (100%)

Données exprimées en nombre de poissons morts / nombre initial (pourcentage de mortalité). Le tableau 5 montre le nombre de mortalité alors que le tableau 6 présente le taux de mortalité en fonction du temps d'exposition au pesticide SURPER CHAMPS.

**Tableau 5:** Cinétique de mortalité – Nouveaux décès par intervalle de temps

Intervalle Temps Mésocosme	17h-18h (1H)	18h-19h (1H)	19h-20h (1H)	Total de décès <24H
M1	0	0	0	0
M2	0	8	12	20
M3	0	13	7	20
M4	0	16	4	20
M5	15	5	0	20
M6	20	0	0	20

**Tableau 6:** Taux de mortalité (%) en fonction des concentrations de SUPER CHAMPS 36 WP et du temps d'exposition.

Concentrations (mg)	T0 (17h)	T1 (18h)	T2 (19h)	T3 (20h)	Mortalité finale (%)
0 (Témoin M1)	0	0	0	0	0
0.5 (M2)	0	0	40	100	100
1 (M3)	0	0	65	100	100
2 (M4)	0	0	80	100	100
4 (M5)	0	75	100	100	100
8 (M6)	0	100	100	100	100

#### Représentation des différentes courbes de mortalité en fonction du temps d'exposition

La figure 4 montre les courbes de CL50 de chaque mésocosmes en fonction de la mortalité cumulée en fonction du temps d'exposition. Il s'agit d'un graphique linéaire sur l'Axe X du Temps d'exposition (heures) : 17h au début

de l'expérimentation, 18h, 19h, 20h et de l'Axe-Y du Mortalité cumulée (% ou nombre d'individus morts) représenter par Six courbes de mésocosmes M1 à M6. Le mésocosmes M1 (témoin, 0 mg) est représenté en ligne horizontale à 0% de mortalité. Le mésocosmes M2 (0.5 mg) de 0% jusqu'à 18h (M1-M4), puis montée progressive à 40% (19h) et 100% (20h). Le mésocosmes M3 (1 mg) de 0% jusqu'à 18h, montée à 65% (19h) et 100% (20h). Le mésocosmes M4 (2 mg) de 0% jusqu'à 18h, montée à 80% (19h) et 100% (20h). Le mésocosmes M5 (4 mg) de 0% à 17h, montée rapide à 75% (18h), puis 100% (19h et 20h). Le mésocosmes M6 (8 mg) de 0% à 17h, puis 100% à 18h et maintien. Ce graphique (Figure 4, Table 6) révèle clairement un effet dose-dépendant de la toxicité, avec une cinétique d'action plus rapide aux concentrations élevées (M5, M6) et plus progressive aux concentrations faibles (M2, M3). La courbe de la dose-réponse à 19h00 qui à permet de déterminer le CL50-3h est représenté par la Figure 5.

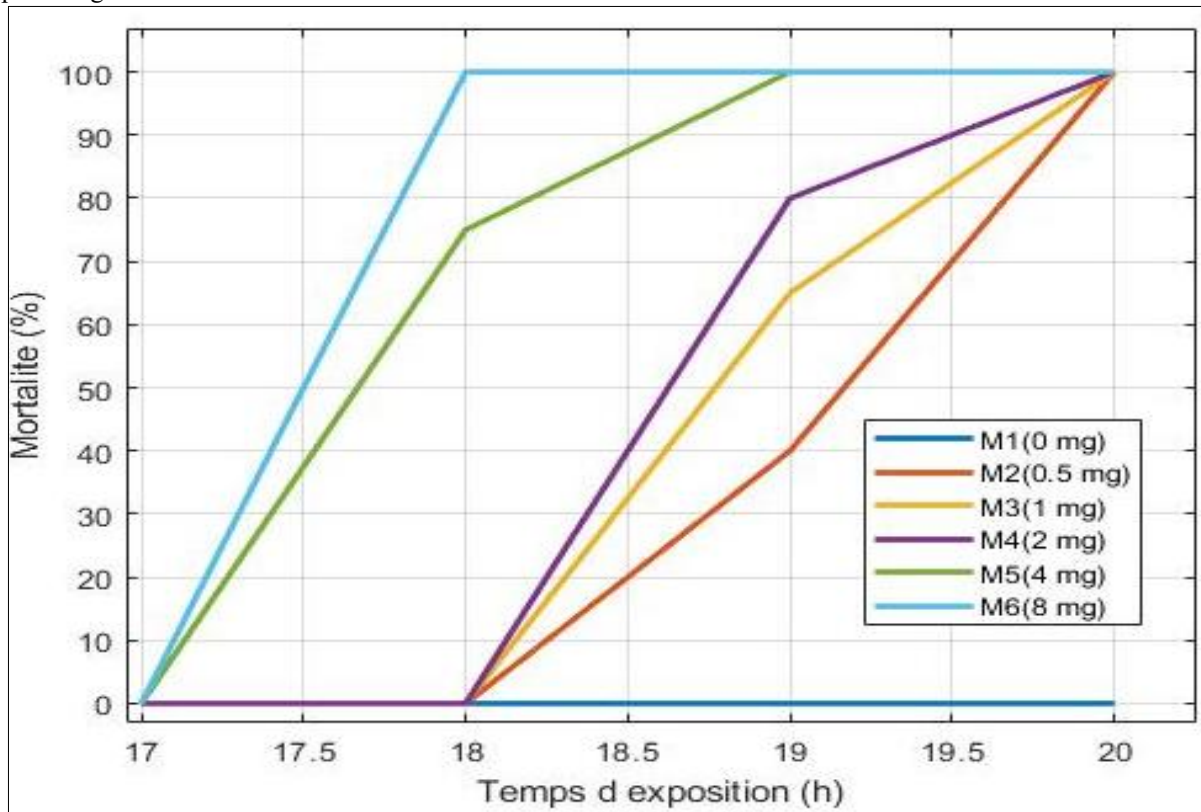


Figure 3: Courbes de mortalité cumulée en fonction du temps d'exposition

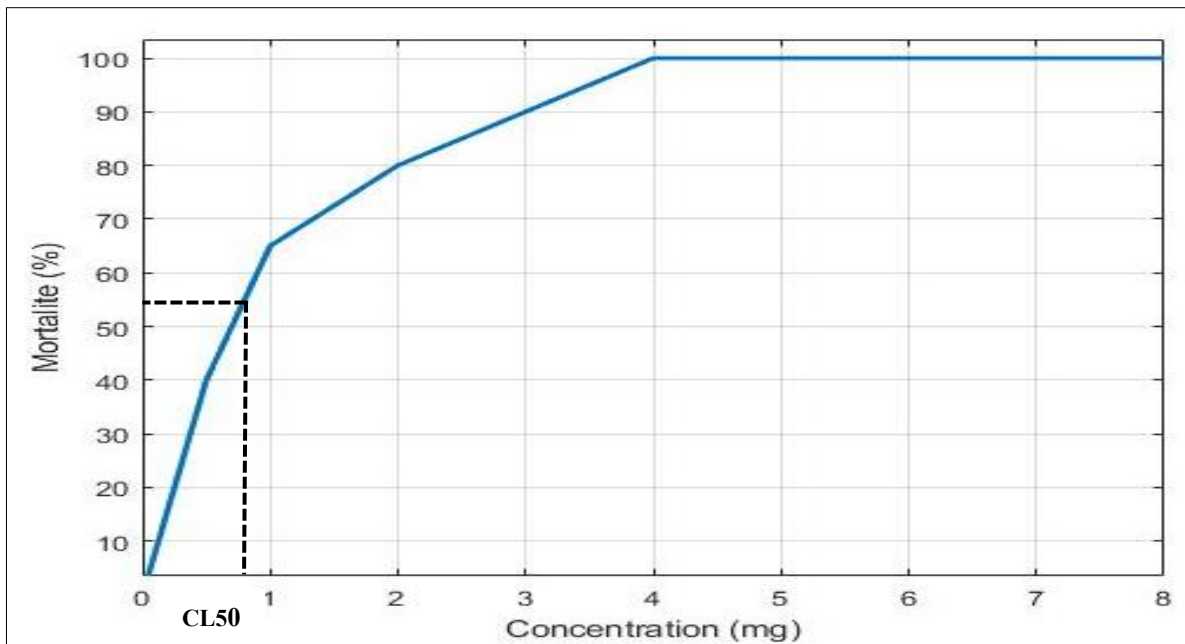


Figure 4: Courbe dose-réponse à 19h00

Il s'agit d'un graphique dose-réponse avec Axe X : Concentration de SUPER CHAMPS (mg) et Axe-Y : Mortalité (%) Points de données. C'est le graphique simplifié montrant 100% de mortalité pour toutes les concentrations testées (0.5-8 mg) et 0% pour le témoin. Cette représentation illustre la toxicité aiguë extrême du produit sur une exposition de 3 heures. Sur l'Axe X : Mésocosmes (M1 à M6) et sur l'Axe Y : Pourcentage de mortalité. Barres colorées selon un gradient de concentrations croissantes. Et les Hauteurs de mortalité M1=0%, M2=40%, M3=65%, M4=80%, M5=100%, M6=100% (Tableau 5) représenté par histogramme de la Figure 7 qui permet de visualiser immédiate de l'effet dose-réponse à un temps donné.

Tableau 5: Points de données courbe dose-réponse 19h

0mg	0.5 mg	1 mg	2 mg	4 mg	8 mg
0%	40%	65%	80%	100%	100%

Le comparatif de la mortalité par Mésocosme à 19h00

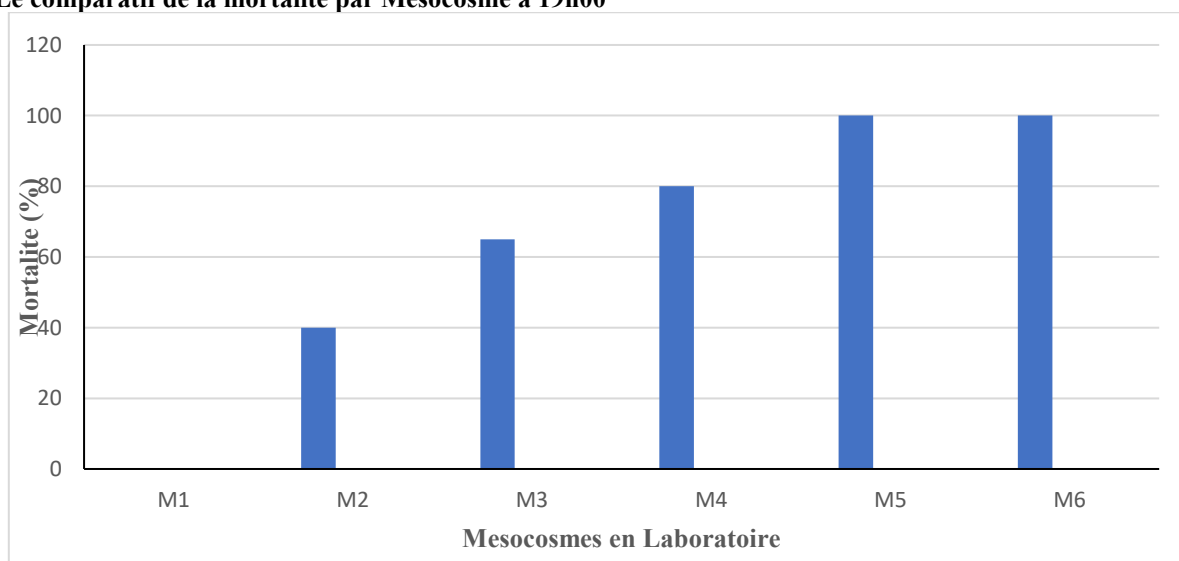


Figure 5: Histogramme comparatif de la mortalité par Mésocosme à 19h00

La dose-réponse finale à 20h00

Courbe sigmoïde typique des relations dose-réponse en toxicologie. La zone de transition rapide entre 0% (M1) et 100% (M2-M6) de mortalité se situe entre 0 et 8 mg, indiquant une forte toxicité de ce pesticide.

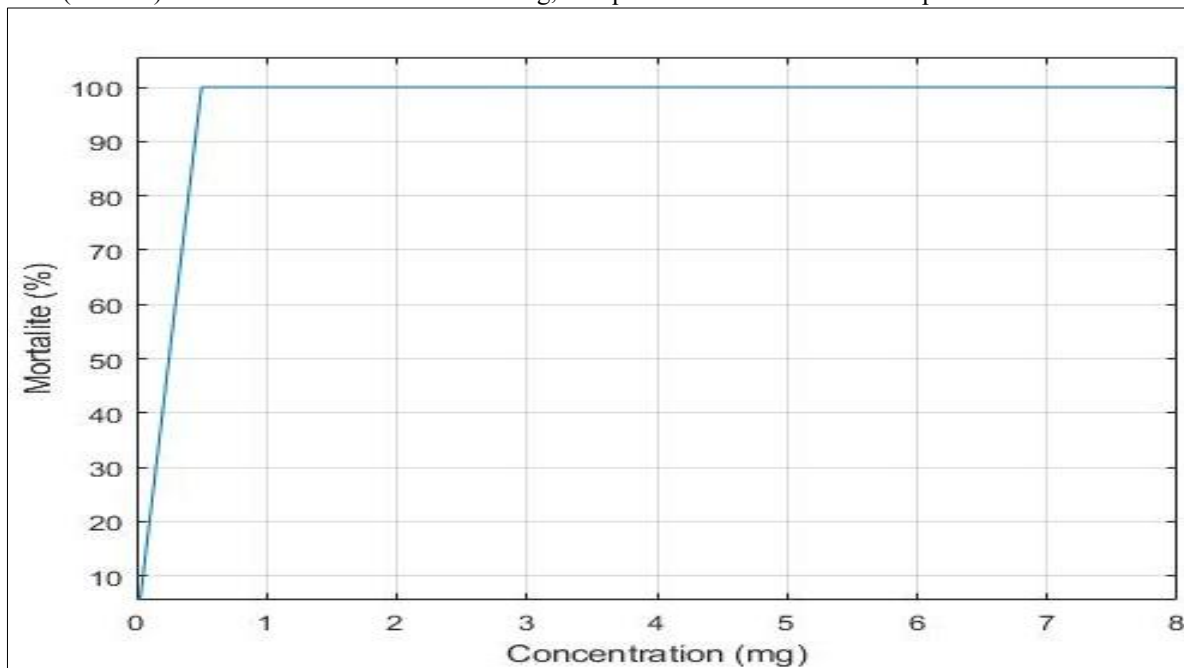


Figure 6: Courbe dose-réponse finale à 20h00

### III.3 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

#### III.3.1 Effet dose-dépendant

Les résultats démontrent sans ambiguïté un effet toxique dose-dépendant du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP sur les alevins de tilapia. Cette relation est caractérisée par l'absence de mortalité dans le M1. Dans le M2 à la concentration la plus faible (0.5 mg - M2), Aucun effet observable durant la première heure puis l'apparition de la mortalité à 19h (40% après 2h d'exposition) en fin la mortalité totale (100%) à 20h (3h d'exposition). Même à la plus faible concentration testée, le pesticide provoque une létalité complète, indiquant une toxicité élevée. Dans le M3-M4 aux concentrations intermédiaires (1-2 mg - M3, M4), les observations montrent une latence d'une heure avant les premiers décès qui se prolonge avec une mortalité significativement plus élevée à 19h (65% et 80% respectivement) et une létalité complète à 20h. L'augmentation de la concentration accélère la cinétique de mortalité et augmente le taux de décès aux temps intermédiaires. Dans les M5 – M6 aux concentrations élevées (4-8 mg - M5, M6), les résultats montrent l'apparition très rapide de la mortalité (dès 18h). Le M5 représente 75% de mortalité après 1h, 100% après 2h alors le M6 représente 100% de mortalité dès la première heure. À ces concentrations, l'effet toxique est fulgurant, suggérant un dépassement massif des capacités de détoxification des organismes.

#### III.3.2 Cinétique temporelle de la toxicité et classification toxicologique

L'analyse temporelle révèle deux phases distinctes de l'intoxication :

- **Phase 1 : Période de latence (0-1h pour concentrations faibles, absente pour concentrations élevées).**

Cette phase correspond probablement à la pénétration progressive du toxique à travers les branchies et la peau, son absorption systémique et sa distribution dans les organes cibles. Pour les faibles concentrations (M2, M3, M4), cette période de latence d'une heure suggère que le seuil toxique critique n'est atteint dans les tissus qu'après une accumulation progressive. Pour les concentrations élevées (M5, M6), l'absorption rapide et massive du pesticide sature immédiatement les systèmes de détoxification, éliminant toute période de latence.

- **Phase 2 : Phase de mortalité massive (1-2h)**

Cette phase correspond à la manifestation clinique de l'intoxication. Les mécanismes physiologiques probables incluent l'inhibition enzymatique critique (si organophosphoré ou carbamate), la dysfonction respiratoire aiguë par altération des branchies, la perturbation de l'équilibre osmotique et ionique, la défaillance cardiaque ou neurologique et l'asphyxie tissulaire. La rapidité de cette phase aux concentrations élevées (quelques minutes à 1h) suggère une action toxique aiguë sur des fonctions vitales essentielles.

- **Phase 3 : Mortalité totale (2-3h pour faibles concentrations, <1h pour fortes concentrations)**

L'atteinte de 100% de mortalité dans tous les mésocosmes traités (Figure 7), quelle que soit la concentration, démontre l'impossibilité pour les alevins de survivre même aux plus faibles doses testées sur une période de 3 heures. Dans le témoin aucune mortalité n'a été enregistrée. En effet, la survie à 100% des alevins

du Mésocosme témoin (M1) durant toute la période d'observation est un résultat crucial pour valider la méthodologie expérimentale, confirme que les conditions physico-chimiques étaient appropriées, démontre l'état sanitaire satisfaisant des organismes tests et permettre d'attribuer avec certitude la mortalité observée à l'effet du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP. Ce résultat est conforme aux exigences de l'OCDE 203 qui stipule que la mortalité dans le groupe témoin ne doit pas excéder 10% pour que le test soit considéré valide.



Figure 7: Mortalité totale du Mésocosmes M6

### III.3.3 Calcul de la concentration létale médiane (CL50)

#### a) Calcul de la concentration létale

Pour calculer une CL50, on choisit généralement le temps d'exposition où la mortalité est progressive (ni 0% partout, ni 100% partout). Dans notre cas, le jeu de données le plus pertinent est celui de la figure 5 (19h), car c'est là que l'on observe un gradient de réponse exploitable (de 40% à 100%). Pour être précis, nous allons utiliser la méthode d'interpolation linéaire entre les deux points qui encadrent les 50% de mortalité. Il s'agit de 0,5 mg/L, la mortalité est de 40%. et 1 mg/L, la mortalité est de 65%.

#### Calculons la CL50 :

##### - Étape A : Passage au logarithme

On travaille sur les log<sub>10</sub> des concentrations pour linéariser la relation avec  $x_1 = \log(0,5) = -0,301$  et  $x_2 = \log(1) = 0$

##### - Étape B : Calcul par interpolation

On cherche  $x$  (le log de la CL50) pour lequel  $y=50\%$ . La formule est :

$x = x_1 + (y - y_1) \frac{x_2 - x_1}{y_2 - y_1}$ , en remplaçant par nos valeurs on obtient :

$$x = -0.301 + (50 - 40) \frac{0 - (-0.301)}{65 - 40} = -0.180$$

##### - Étape C : Retour à la concentration réelle

Pour trouver la CL50, on fait l'inverse du log (10<sup>x</sup>) :

$$CL50 = 10^{-0.1806} = 0.66 \text{ mg / L}$$

#### Classification toxicologique selon les normes internationales

Selon les critères de l'OMS et de l'USEPA pour la classification de la toxicité aiguë des pesticides envers les poissons :

#### Classification selon l'USEPA (basée sur CL50-96h):

- Hautement toxique : CL50 < 0.1 mg/L
- Moyennement toxique : CL50 = 0.1-1 mg/L
- Légèrement toxique : CL50 = 1-10 mg/L
- Pratiquement non toxique : CL50 > 10 mg/L

Selon les résultats la CL50-2h ≈ 1.35 mg, CL50-3h = 0,66 mg/L donc CL50-3h < 1 mg

Bien que nos tests soient de durée plus courte (2-3h contre 96h standard), les valeurs de CL50 obtenues placent le SUPER CHAMPS 36 WP dans la catégorie "**MOYENNEMENT À HAUTEMENT TOXIQUE**" pour les poissons. Il est probable que la CL50-96h soit encore plus faible, rapprochant le produit de la catégorie "hautement toxique".

#### Classification selon le Système Général Harmonisé (SGH) de l'ONU :

- **Catégorie aiguë 1** : CL50 ≤ 1 mg/L (très toxique)
- **Catégorie aiguë 2** : CL50 = 1-10 mg/L (toxique)
- **Catégorie aiguë 3** : CL50 = 10-100 mg/L (nocif)

Selon les résultats SUPER CHAMPS 36 WP HNB se classe en Catégorie 1 ou 2 (**toxique à très toxique** pour le milieu aquatique).

### III.3.4 Calcul du risque environnemental

#### Calcul du PEC pour les eaux de surface

La Concentration Environnementale Prédite (PEC - Predicted Environmental Concentration) représente la concentration estimée d'une substance chimique dans l'environnement suite à son utilisation normale. Le PEC est un paramètre fondamental dans l'évaluation des risques écotoxicologiques, car il permet de prédire l'exposition réelle des organismes aquatiques aux pesticides (European Commission, 2002). Considérons une contamination par dérive de pulvérisation pour une surface traitée : 1 hectare (10,000 m<sup>2</sup>) avec une dose recommandée appliquée à 2 kg/ha de SUPERCHAMP 36 WP. Ainsi la matière active (MA) est de 720 g/ha (2 kg × 360 g/kg). Pour une dérive de 5% à 10 mètres du point d'application (valeur typique selon ISO 22866) :

- Quantité dérivée = 720 g × 0.05 = 36 g = 36,000 mg
- Volume d'eau = 100 m<sup>3</sup> (petit cours d'eau)

PEC = (Quantité de MA dérivée × 1000) / Volume d'eau

PEC = 36,000 mg / 100,000 L = 0.36 mg/L = 360 µg/L

#### Calcul du PNEC (Predicted No-Effect Concentration)

La Concentration Prédite Sans Effet (PNEC - Predicted No-Effect Concentration) représente la concentration en dessous de laquelle aucun effet adverse n'est attendu sur les organismes aquatiques (European Commission, 2003). Le PNEC est calculé à partir des données de toxicité expérimentale en appliquant des facteurs de sécurité (Assessment Factors - AF).

#### Méthode de calcul :

**PNEC = Valeur toxicologique la plus sensible / Facteur d'évaluation**





D'après nos résultats expérimentaux, la CL50 = 0.66 mg/L qui correspond ainsi à la valeur du NOEC (No Observed Effect Concentration) non déterminée dans notre étude.

**PNEC = NOEC / AF = 0.66 mg/L / 10 = 0.066 mg/L = 66 µg/L**

#### Evaluation du risque environnemental

Le Quotient de Risque (RQ) est le ratio entre l'exposition prédite (PEC) et la concentration sans effet (PNEC) donné par RQ = PEC / PNEC. Interprétation selon les normes européennes (EC, 2002). Le risque environnemental de notre étude est calculé ainsi = PEC / PNEC = 360 µg/L / 66 µg/L = 5.45

**Tableau 6:** Evaluation du risque environnemental

RQ	Niveau de risque	Légende	Action requise
< 0.1	Négligeable		Aucune
0.1 - 1	Faible		Surveillance recommandée
1-10	Moyen		Mesures de mitigation nécessaires
> 10	Élevé		Risque inacceptable - Restriction/interdiction

Pour cette étude, le **Risque Environnemental** est estimé à **5.45**

### III.4 Observations comportementales et symptômes d'intoxication

Bien que non quantifiées dans le protocole initial, les observations qualitatives durant l'expérimentation peuvent fournir des informations précieuses sur les mécanismes de toxicité. Les symptômes typiques d'intoxication aiguë aux pesticides chez les poissons incluent généralement (selon la littérature) :

- **Phase précoce (premiers signes d'intoxication) :**

Cette phase est caractérisée par hyperactivité et nage erratique, mouvements operculaires accélérés (détresse respiratoire), tentatives répétées de sauter hors de l'eau et la perte de coordination motrice.

- **Phase intermédiaire :**

Cette phase est caractérisée par la léthargie et diminution de l'activité natatoire, position anormale dans la colonne d'eau (flottaison en surface ou sédimentation), la perte d'équilibre (nage sur le côté ou en spirale), la sécrétion excessive de mucus branchial, et la décoloration de la peau.

**- Phase terminale (précédant la mort) :**

Cette phase est caractérisée par l'immobilité complète, la respiration operculaire lente ou absente, le ventre tourné vers le haut, la rigidité musculaire, l'absence de réaction aux stimuli et la mort. Ces observations, si documentées systématiquement, permettraient de mieux comprendre les organes cibles et les mécanismes d'action du SUPER CHAMPS 36 WP.

## IV. DISCUSSION

### IV.1 Toxicité aiguë du SUPER CHAMPS 36 WP chez les poissons : Effet synergique

Les résultats obtenus dans cette étude montrent une toxicité aiguë moyennement à extrêmement élevée du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP vis-à-vis des alevins de *Oreochromis niloticus*, caractérisée par une CL50 comprise entre 0,5 et 1 mg/L après seulement 2 à 3 heures d'exposition. Cette valeur place ce produit parmi les pesticides très toxiques pour les organismes aquatiques, conformément aux classifications internationales (OMS, USEPA, SGH). Ces résultats sont en accord avec de nombreux travaux antérieurs portant sur les substances actives contenues dans SUPER CHAMPS, notamment le Chlorothalonil et le Cymoxanil (USEPA, 2002). La combinaison de ces deux substances toxiques entraînerait un effet synergique et serait à l'origine de l'accélération de la mortalité.

En effet, des études menées par EPA (2005) et EFSA (2011) indiquent que le Chlorothalonil présente une CL50-96h comprise entre 0,04 et 0,2 mg/L pour plusieurs espèces de poissons d'eau douce (*Oncorhynchus mykiss*, *Lepomis macrochirus*), confirmant sa toxicité aiguë élevée. Bien que notre test ait été réalisé sur une durée plus courte (3 h), la mortalité rapide observée suggère un effet toxique fulgurant, cohérent avec les propriétés physicochimiques du Chlorothalonil (forte réactivité, toxicité branchiale) en synergies avec Cymoxanil.

Concernant le Cymoxanil, Tomlin (2009) et Lewis et al. (2016) rapportent une toxicité modérée à élevée pour les organismes aquatiques, avec des effets synergiques possibles lorsqu'il est formulé en association avec d'autres matières actives. L'association Chlorothalonil-Cymoxanil dans SUPER CHAMPS pourrait donc amplifier les effets toxiques ; ce qui expliquerait la mortalité totale observée même aux concentrations les plus faibles (0,5 mg/L). Des études similaires sur les tilapias exposés à des pesticides agricoles (organophosphorés, fongicides chlorés) ont montré des réponses comparables, notamment une augmentation rapide de la mortalité, des troubles respiratoires et des altérations neurologiques (El-Gendy et al., 2010 ; Otitoloju et al., 2014). La substance active Chlorothalonil de base a une durée de vie d'environ 25 jours (demi-vie) (Lully, 2020).

La rémanence de ce pesticide d'environnement aquatique et la formation des métabolites (métabolites R471811 et d'autres) optimiseraient l'effet toxique (Lully, 2020) et entraîneraient la mortalité rapide des organismes aquatiques.

### IV.2 Cinétique rapide de la toxicité et mécanismes physiopathologiques probables

La cinétique de mortalité observée dans cette étude, avec une absence de période de latence aux fortes concentrations (4 et 8 mg/L) et une mortalité complète en moins de 2 heures, suggère une atteinte immédiate des fonctions vitales.

Selon la littérature, les fongicides chlorés comme le Chlorothalonil peuvent induire une altération sévère des branchies provoquant une diminution des échanges gazeux, perturbation de l'équilibre ionique et osmotique, un stress oxydatif aigu, entraînant des dommages cellulaires irréversibles et une asphyxie tissulaire rapide. Van der Oost et al. (2003) ont montré que les poissons exposés à des pesticides présentent une augmentation des biomarqueurs de stress oxydatif, accompagnée de dysfonctionnements métaboliques. De même, Köprücü et al. (2006) ont rapporté que l'exposition aiguë à des fongicides provoque une inhibition enzymatique critique, conduisant à la mort rapide des alevins. Les symptômes comportementaux décrits dans la littérature (nage erratique, hyperventilation, perte d'équilibre) sont cohérents avec ceux généralement observés lors d'intoxications aiguës aux pesticides fongicides (Nwani et al., 2015).

### IV.3 Influences des paramètres physicochimiques

Les résultats des paramètres physiques et chimiques montrent que l'eau de l'échantillon est neutre, avec une température de 25°C, une turbidité et une oxydabilité élevées, ainsi qu'un taux d'oxygène dissous modéré (Tableau 1). Ces caractéristiques sont en accord avec les plages de tolérance habituelles des poissons d'*Oreochromis niloticus*, telles que définies par Malcom et al. (2000) et Suresh (2003), à savoir une température de 25 à 32°C, une alcalinité de 20 mg/L, un oxygène dissous variant de 3 à 5 mg/L et un pH compris entre 6.5 et 8. Ces conditions expérimentales sont donc considérées comme acceptables et ne devraient pas interférer avec les mécanismes d'action des substances actives des pesticides utilisés.

Cependant, il est crucial de souligner que la variation de certains paramètres physicochimiques peut avoir un impact significatif sur la toxicité des pesticides. Kikuchi et Furuta (2007) ont démontré que la température et la salinité jouent un rôle important dans l'impact direct sur l'activité motrice et la survie des poissons, en influençant la solubilité des pesticides et leur biodisponibilité dans l'eau. Par exemple, une température plus élevée peut augmenter la volatilité de certaines molécules actives, rendant le pesticide plus toxique, ou accélérer sa dégradation, réduisant ainsi son efficacité. La salinité, bien qu'elle n'ait pas été mesurée dans cette étude, est également un facteur essentiel à prendre en compte. Azaza et al. (2007) ont montré que la salinité a un effet déterminant sur la toxicité des substances chimiques, car elle affecte la perméabilité des membranes cellulaires des organismes aquatiques et leur capacité à éliminer les toxines. En outre, la variation de la turbidité dans l'eau peut influencer la toxicité des pesticides (Ajeegah et al. 2010). Arnot et al. (2005) ont observé que la turbidité élevée dans les environnements aquatiques peut modifier la disponibilité des pesticides pour les organismes, en réduisant leur absorption.

Bien que les conditions expérimentales d'évaluation de la toxicité du pesticide Super Champs soient considérées comme représentatives des conditions naturelles, il reste crucial de considérer la complexité des interactions entre les paramètres physicochimiques et les propriétés des substances actives. Gauthier et Pires (2010) ont montré que les conditions physicochimiques, telles que la concentration en oxygène dissous et le pH, peuvent moduler la toxicité des pesticides en fonction de leur chimie spécifique, ce qui peut entraîner une sous-estimation ou une surestimation de leur dangerosité pour les écosystèmes aquatiques.

#### IV.4 Discussion du risque environnemental (RQ = 5,45)

L'évaluation du risque environnemental réalisée dans cette étude repose sur le calcul du quotient de risque ( $RQ = PEC/PNEC$ ), conformément aux recommandations de la Commission Européenne (2003) et de l'USEPA (2002). Avec une PEC estimée à 360  $\mu\text{g/L}$  et une PNEC calculée à 66  $\mu\text{g/L}$ , le RQ obtenu est de 5,45, ce qui correspond à un risque environnemental modéré à élevé selon les grilles d'interprétation européennes. Selon la Commission Européenne le Quotient de risque (RQ) permet de classer les risques ( $0,1 < RQ$  : risque acceptable ;  $0,1 < RQ < 1$  : risque faible ;  $1 \leq RQ \leq 10$  : risque modéré nécessitant des mesures de mitigation ;  $RQ > 10$  : risque inacceptable). Ainsi, une valeur de  $RQ = 5,45$  indique clairement que l'utilisation du SUPER CHAMPS 36 WP représente un danger significatif pour les écosystèmes aquatiques, en particulier dans les zones agricoles situées à proximité des cours

d'eau, étangs piscicoles et zones humides de Yaoundé et ses environs. Des résultats comparables ont été rapportés par Stehle & Schulz (2015), qui montrent que les pesticides agricoles sont responsables de risques écologiques chroniques dans plus de 40 % des rivières agricoles étudiées en zones tropicales. De même, Malaj et al. (2014) ont démontré que même des expositions de courte durée peuvent entraîner des impacts écologiques majeurs lorsque les concentrations environnementales dépassent les seuils de sécurité.

#### IV.5 Implications écologiques et sanitaires

Les alevins représentent le stade le plus sensible du cycle de vie des poissons. Une mortalité massive à ce stade peut conduire à une diminution des populations piscicoles, une rupture des chaînes trophiques, une réduction de la biodiversité aquatique et des impacts indirects sur la sécurité alimentaire et l'aquaculture. Dans les zones où la pisciculture et l'agriculture coexistent, comme c'est le cas dans de nombreuses régions d'Afrique subsaharienne, l'utilisation non contrôlée de pesticides tels que SUPER CHAMPS constitue une menace directe pour les systèmes de production halieutique (FAO, 2018) mais aussi pour l'Homme. Ce dernier peut être contaminé par bioconcentration, bioamplification et bioaccumulation et exprimer les effets majeurs de santé public.

#### IV.6 Alternatives et solutions intégrées

##### IV.6.1 Gestion Intégrée des Ravageurs (IPM)

Face aux risques environnementaux et sanitaires posés par les pesticides de synthèse hautement toxiques comme SUPERCHAMP, l'adoption de stratégies de Gestion Intégrée des Ravageurs (Integrated Pest Management - IPM) s'impose comme une nécessité (Stenberg, 2017). Selon les Principes de l'IPM la Pratiques culturales réduisant la pression parasitaire (Prévention), une nécessité de la surveillance régulière des populations de ravageurs (Monitoring) et Action uniquement lorsque les seuils économiques sont atteints (Seuils d'intervention). Les Méthodes non chimiques prioritaires ou lutte biologique, méthodes physiques, résistance variétale seraient prioritaires et l'utilisation des Pesticides chimiques seraient en dernier recours ou utilisation ciblée de produits à faible impact. En effet, les Méthodes alternatives peuvent être la lutte biologique par utilisation de prédateurs naturels, parasitoïdes, microorganismes antagonistes (*Bacillus thuringiensis*, nématodes entomopathogènes), la lutte biotechnique par les pièges à phéromones, confusion sexuelle, technique de l'insecte stérile, la lutte physique par les Filets de protection, paillage, désherbage mécanique, la Résistance variétale par sélection de variétés résistantes ou tolérantes aux bio agresseurs et les Bio pesticides qui d'origine naturelle (extraits botaniques, huiles essentielles) généralement moins toxiques.

#### IV.6.2 Pesticides alternatifs à moindre impact

Si l'utilisation de pesticides s'avère incontournable, le remplacement de produits hautement toxiques comme SUPERCHAMP par des alternatives à impact réduit devrait être prioritaire si la CL50 pour les poissons > 10 mg/L (catégorie "faiblement toxique" minimum), faible persistance environnementale (DT50 < 30 jours), faible potentiel de bioaccumulation (BCF < 100), sélectivité vis-à-vis des organismes cibles contre non cibles et faible toxicité pour les mammifères et les humains. Par Exemples de familles à moindre impact sont les régulateurs de croissance des insectes (IGR), les Pesticides microbiens (Bt, virus de la granulose), les savons insecticides et huiles horticoles, Certains pyrèthrinoides de nouvelle génération à faible toxicité aquatique et pesticides biodégradables d'origine naturelle.

#### IV.6.3 Mesures de mitigation des risques

Lorsque l'utilisation de SUPER CHAMPS ou de pesticides similaires ne peut être évitée, des mesures strictes de mitigation doivent être implémentées en zones tampons et bandes enherbées par Interdiction d'application à moins de 50-100 mètres des plans d'eau, Maintien de bandes végétalisées filtrant le ruissellement, Largeur des zones tampons proportionnelle à la toxicité du produit. Les Bonnes pratiques d'application consistent au respect strict des doses homologuées (éviter le surdosage), à l'application dans des conditions météorologiques appropriées (pas de vent, pas de pluie imminente), à l'utilisation d'équipements calibrés et entretenus, aux Formations obligatoires des applicateurs et à l'utilisation des Équipements de protection individuelle (EPI) complets et mesures de pulvérisation. La Gestion des effluents consiste à l'interdiction de rincer le matériel d'application à proximité des cours d'eau, installer un système de traitement des eaux de rinçage (phytoépuration, biofiltre) et assurer la gestion sécurisée des emballages vides. Monitoring et surveillance par les programmes de biovigilance des eaux de surface, la surveillance des populations de poissons dans les zones à risque et signalement obligatoire des incidents de mortalité.

## V. CONCLUSION

Cette étude a permis de mettre en évidence la dangerosité environnementale du pesticide SUPER CHAMPS 36 WP vis-à-vis des organismes aquatiques, à travers une approche intégrée combinant expérimentation biologique et évaluation du risque environnemental. Les essais de toxicité aiguë réalisés sur les alevins d'*Oreochromis niloticus* ont montré une mortalité rapide et massive, révélatrice d'une toxicité élevée, même à de faibles concentrations. Le calcul du quotient de risque environnemental ( $RQ = 5,45$ ) indique clairement que l'utilisation de ce pesticide entraîne un risque écologique significatif, dépassant les seuils d'acceptabilité recommandés par les normes internationales (OCDE, Commission Européenne, USEPA). Ce niveau de risque suggère que les concentrations susceptibles d'être rencontrées dans les milieux aquatiques peuvent induire des effets délétères non seulement à l'échelle individuelle, mais également au niveau des populations et des communautés biologiques. Par ailleurs, l'analyse critique du risque environnemental met en évidence que les conditions spécifiques des écosystèmes tropicaux telles que les températures élevées, la faible dilution des eaux de surface et les expositions répétées peuvent accentuer les impacts écotoxicologiques et conduire à une sous-estimation du risque réel lorsque seules des données de toxicité aiguë sont considérées. En définitive, ce travail démontre la nécessité de reconsidérer l'utilisation du SUPER CHAMPS 36 WP, en particulier à proximité des milieux aquatiques, et de renforcer les mesures de gestion et de réglementation des pesticides. Il souligne également l'importance d'intégrer des études chroniques et des évaluations de terrain dans les processus d'homologation afin de garantir une protection efficace des écosystèmes aquatiques et de la santé environnementale.

## REFERENCES

- Ajeegah, G.A., Njine, T., Bilong Bilong, C.F., Foto, S.M., Wouafo, N.M., Nola, M., Di, G.G. D., & Huw, S. (2010). Seasonal distribution of enteric opportunistic *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in a tropical water basin, Cameroon. *Water*, 2, 44-57.
- American Public Health Association (APHA). (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed.). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.
- Arnot, J.A., Kwan, M., & McCarty, L.S. (2005). The effects of water turbidity on the bioavailability of pesticides in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(1), 45-56.
- Arrigon, J., 2000. Pisciculture en eau douce : le Tilapia. Le technicien d'agriculture
- Azaza, M.S., Bouslmi, S., & M'Rabet, C. (2007). Salinity and temperature effects on aquatic species in coastal aquaculture systems. *Marine Environmental Research*, 62(2), 141-151.
- Azaza, M.S., Dhraief, M.N., & Kraïem, M.M. (2007). The effects of water temperature on growth and sex-ratio of juvenile Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) reared in geothermal water in the south of Tunisia. *Journal of Thermal Biology*, 32(8), 420-428. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2007.05.007>
- Cherif, M.T.L., & Guechache, S. (2018). Contribution à l'étude de la croissance de Tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus*, dans un milieu aquatique artificiel dans la région de M'cif (M'sila). Université MOHAMED BOUDIAF, M'sila. 8 p.
- Cooper, J., & Dobson, H. (2007). The benefits of pesticides. *Crop Protection*, 26(11), 1337-1348.
- El-Gendy, K.S., et al. (2010). Toxic effects of pesticides on tilapia. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 92(10), 1939-1950.
- European Commission. (2003). Technical guidance document on risk assessment. European Communities.
- European Food Safety Authority (EFSA). (2011). Conclusion on the peer review of chlorothalonil. *EFSA Journal*, 9(12), 1-56. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2387>
- European Food Safety Authority (2018) conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of Cymoxanil EFSA journal
- European Food Safety Authority (2019) conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of Chlorothalonil I EFSA journal
- FAO. (2009). *Oreochromis niloticus*. In *Cultured Aquatic Species Fact Sheets*. FAO, Fisheries and Aquaculture Department.
- FAO 2005-2012. *Cultured Aquatic Species Information Programme. Oreochromis niloticus*. Cultured Aquatic Species Information Programme. Text by Rakocy, J. E. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 18 February 2005. [Cited 11 September 2012].
- Gauthier, J.M., & Pires, R.S. (2010). Physicochemical factors modulating pesticide toxicity in aquatic ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(4), 319-327.
- Kikuchi, K., & Furuta, T. (2007). Effects of temperature and salinity on the physiological responses and survival of fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(4), 821-828.
- Kikuchi, K., & Furuta, T. (2007). Growth of tiger puffer, *Takifugu rubripes*, at different salinities. *Journal of the World Aquaculture Society*, 38(4), 427-434.
- Köprücü, K., et al. (2006). Acute toxicity of pesticides on fish. *Environmental Toxicology*, 25(2), 109-115.
- Lully, L.D. (2020, August 3). FAQ: Métabolites du chlorothalonil dans l'eau potable. Association intercommunale des eaux du Boiron, 5 p.
- Malaj, E., et al. (2014). Organic chemicals jeopardize freshwater ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, 111(12), 5097-5102.
- Malcolm, C., Beveridge, H., & McAndrew, B.J. (2000). *Tilapias: Biology and exploitation*. Institute of Aquaculture, University of Stirling, Scotland. Kluwer Academic Publishers.
- Malcolm, D., Smith, R., & Jones, T. (2000). Environmental requirements of *Oreochromis niloticus* in aquaculture. *Aquatic Ecology Journal*, 15(3), 235-245.
- Malik, S., & Kapoor, R. (2001). Ecotoxicological impact of pesticides in aquatic environments: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 71(1), 13-28.
- Ndiaye, P., 2017. Systématique des poissons dans l'aquaculture Africaine. DocPlayer. De <http://docplayer.fr/20737637-Systematique-des-poissons-dans-l-aquacultureafricaine-prpapa-ndiaye.html>.

Nwani, C.D., et al. (2015). Behavioural and biochemical responses of fish exposed to pesticides. *African Journal of Aquatic Science*, 40(2), 179-185.

Odum, E.P. (1984). The mesocosm. *BioScience*, 34(9), 558-562.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2019). Test No. 203: Fish, Acute Toxicity Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. OECD Publishing.

Osman, A.G., Mekkawi, I.A., & Verreth, J. (2010). Effects of lead nitrate on the activity of metabolic enzymes during early development stages of the African catfish. *Fish Physiology and Biochemistry*, 36(1), 1-13.

Rakocy, J.E., Crespi, V., & New, M. (Eds.). (2002). *Aquaculture in tropical and subtropical waters (multilingual CD-ROM)*.

Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'analyse de l'eau* (9th ed.). Dunod.

Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Pesticide exposure in agricultural streams. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, 112(11), 3756-3761.

Suresh, P. (2003). Tolerance limits for *Oreochromis niloticus* in varying water quality conditions. *Journal of Aquatic Biology*, 20(2), 89-96.

Suresh, V. (2003). Tilapia. In J.S. Lucas & P.C. Southgate (Eds.), *Aquaculture: Farming Aquatic Animals and Plants* (pp. 321-345). Blackwell Publishing.

Tomlin, C.D.S. (2009). *The Pesticide Manual* (14th ed.). BCPC.

Trewavas, E. (1983). Tilapine fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis*, and *Danakilia*. *British Museum (Natural History)*.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters*. USEPA.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2005). *Chlorothalonil: Ecological risk assessment*. USEPA.

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57-149.

Van Scoy, A.R. et al. (2013) Environmental fate and toxicology of Chlorothalonil. *Review of Environmental Contamination and toxicology*.