



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Contamination des eaux de puits par les pesticides et risques toxicologiques pour les populations rurales autour de la réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames au Burkina Faso

Bazoma BAYILI^{1*}, Macaire BONKOUNGOU², Bernard KOURSANGAMA² et
Sylvain ILBOUDO³

¹*Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles / Centre National de Recherche Scientifique et Technologique (INERA/CNRST), 01 BP 910 Bobo-Dioulasso 01, Burkina Faso.*

²*Université Nazi Boni (UNB), 01 BP 1091, Bobo Dioulasso 01, Burkina Faso.*

³*Institut de Recherche en Sciences de la Santé / Centre National de Recherche Scientifique et Technologique (IRSS/CNRST), 03 BP 7047 Ouagadougou 03, Burkina Faso.*

**Corresponding author; E-mail: bbazoma@yahoo.fr; Tel : +226 70 44 81 65*

Received: 01-09-2025

Accepted: 28-03-2026

Published: 30-04-2026

RESUME

L'usage intensif de pesticides en milieu agricole est une source importante de pollution des eaux souterraines, particulièrement dans les zones cotonnières. Cette étude a évalué la contamination des eaux de puits et les risques toxicologiques associés autour de la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames au Burkina Faso. Des prélèvements ont été réalisés sur onze puits situés dans des champs agricoles durant la campagne 2019–2020. Treize substances actives ont été extraites selon la méthode QuEChERS et analysées par chromatographie en phase gazeuse. Le risque toxicologique a été évalué à partir du quotient de risque (QR), obtenu en comparant la dose d'exposition quotidienne estimée à la dose journalière admissible (DJA). Le diuron et la lambda-cyhalothrine ont été détectés dans les 11 puits, et le métolachlore dans 10. La perméthrine, le thirame, le profénofos et la bêta-cyfluthrine étaient présents dans plus de la moitié des puits. Les concentrations mesurées ont dépassé les normes européennes (0,1 µg/L/pesticide), avec des valeurs maximales de 269,83 µg/L pour le diuron et 10,49 µg/L pour le métolachlore. Les QR supérieurs à 1 pour le diuron et le thirame indiquaient un risque sanitaire potentiel pour les consommateurs. Cette étude souligne la nécessité d'un meilleur encadrement de l'utilisation des pesticides, d'une surveillance régulière des eaux souterraines et d'enquêtes sanitaires complémentaires sur les effets chroniques.

© 2026 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés : produits phytosanitaires, nappes phréatiques, risque toxicologique, exposition du consommateur, Burkina Faso.

Contamination of well water by pesticides and associated toxicological risks around the Mare aux Hippopotames Biosphere Reserve, Burkina Faso

ABSTRACT

Intensive pesticide use in agricultural areas is a major source of groundwater contamination, particularly in cotton-growing regions. This study assessed the contamination of well water and the associated toxicological risks to local populations around the Mare aux Hippopotames Biosphere Reserve, Burkina Faso. Samples were

collected from eleven in-field wells during the 2019–2020 pesticide application season. Thirteen active ingredients were extracted using the QuEChERS protocol and analyzed by gas chromatography. Toxicological risk was estimated using the Risk Quotient (RQ), comparing the calculated daily exposure with the Acceptable Daily Intake (ADI) for each pesticide. Diuron and lambda-cyhalothrin were detected in all wells, while metolachlor was found in ten. Permethrin, thiram, profenofos, and beta-cyfluthrin occurred in more than half of the wells. Measured concentrations exceeded the EU guideline (0.1 µg/L per pesticide), with maxima of 269.83 µg/L for diuron and 10.49 µg/L for metolachlor. RQ values above 1 for diuron and thiram indicated potential health risks for consumers. These findings emphasize the need for stricter pesticide management, systematic water monitoring, and health surveys on chronic exposure effects.

© 2026 International Formulae Group. All rights reserved.

Keywords: plant protection products, groundwater, toxicological risk, consumer exposure, Burkina Faso

INTRODUCTION

L'utilisation intensive des pesticides en agriculture constitue une source majeure de pollution de l'environnement, notamment des ressources en eau. Ces substances actives peuvent contaminer les sols, l'air et les nappes phréatiques, engendrant des effets écotoxicologiques et sanitaires préoccupants (Sishu et al., 2022 ; Almeida et al., 2019). Les populations rurales sont exposées aux pesticides au cours des traitements, mais également par l'ingestion d'eau et d'aliments contaminés, ainsi que par l'absorption cutanée et l'inhalation lors des usages agricoles (Shekhar et al., 2024).

La présence de résidus de pesticides dans les nappes phréatiques apparaît comme une réalité préoccupante en milieu rural. Ainsi, dans plusieurs pays africains, l'usage intensif de produits phytosanitaires entraîne une contamination significative des eaux souterraines et de surface en Afrique de l'Ouest (Adam et al., 2010 ; Aïkpo et al., 2015). Au Burkina Faso et en Côte d'Ivoire, des concentrations notables de pesticides ont été signalées dans des puits situés à proximité des zones cultivées (Traoré et al., 2024 ; Keita et al., 2024 ; Adam et al., 2010). Des études réalisées en Tanzanie et au Cameroun confirment également l'impact des pratiques agricoles sur la pollution des eaux souterraines par les pesticides (Lwimbo et al., 2019 ; Nguedia et al., 2023). Ces observations renforcent l'alerte sur les risques sanitaires liés à l'exploitation non encadrée des pesticides en milieu agricole. Dans l'environnement, les pesticides migrent vers les eaux par

ruissellement, infiltration ou dérive de pulvérisation (Barriuso et al., 1996). Ce risque est amplifié par des usages inadaptés, l'absence de réglementation stricte et la proximité des points d'eau avec les zones traitées (Ilboudo et al., 2019).

En zone sahélienne, l'accès à l'eau potable est souvent limité, contraignant les populations rurales à recourir aux eaux de puits, marigots ou rivières pour la boisson et les usages domestiques (Bayili et al., 2019). La proximité de ces puits avec les zones cultivées favorise la migration des molécules actives vers la nappe, comme démontré dans les régions maraîchères de Ouagadougou, où les producteurs effectuent plusieurs traitements par saison, contribuant ainsi à la contamination des eaux souterraines (Ilboudo et al., 2019).

L'évaluation de la contamination par les méthodes analytiques, bien que coûteuses, offre une meilleure précision (Mamy et al., 2008). Parmi celles-ci, le protocole QuEChERS est reconnu pour son efficacité dans l'analyse multi-résidus (Veigadel-Baño et al., 2024), en association avec la chromatographie en phase gazeuse.

L'évaluation du risque toxicologique repose sur la comparaison entre l'exposition estimée et la dose journalière admissible (DJA) pour chaque molécule (ANSES, 2013 ; OMS, 2017).

Cette étude se distingue par l'analyse conjointe des résidus de pesticides dans les eaux de puits agricoles et par l'estimation du risque toxicologique pour les consommateurs dans une zone rurale située à proximité d'un

écosystème sensible : la Mare aux Hippopotames de Bala (Bayili et al., 2021).

La présente étude a évalué la contamination des eaux de puits par les pesticides agricoles et le risque toxicologique associé à leur consommation par les populations adultes des localités de Bala, Sokourani et Tiarako, autour de la réserve de biosphère de la mare aux hippopotames, dans le département de Satiri au Burkina Faso.

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'étude a été menée dans le bassin versant entourant la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames (RBMH), située dans le département de Satiri, à environ 50 km au sud-est de Bobo-Dioulasso (Burkina Faso). Cette zone, localisée dans le sud de l'aire de production de la Société burkinabè des fibres textiles (SOFITEX), se caractérise par une culture intensive de coton conventionnel, associée à un usage fréquent et parfois non encadré de pesticides.

Les ressources hydriques exploitées par les populations locales comprennent les eaux de surface (rivières, rigoles) et les eaux souterraines issues de puits creusés directement dans les champs. Ces puits servent à la boisson, aux usages domestiques et agricoles. La Figure 1 illustre la localisation de la zone d'étude et la position des puits échantillonnés. La population de la commune de Satiri, dont font partie les villages étudiés, est estimée à 48 111 habitants (INSD, 2023). Les villages concernés (Bala, Sokourani et Tiarako) totalisent 8 241 habitants, dont 1895 à Tiarako et 6346 à Sokorani et Bala (DRS-HB, 2022). En 2017, le taux d'accès à l'eau potable dans la commune rurale de Satiri était de 54,7% (INSD, 2023).

Le climat est de type soudanien, caractérisé par une saison des pluies et une longue saison sèche. Les précipitations annuelles moyennes varient de 1 278,3 mm en 2014 à 1 320,2 mm, et la température annuelle moyenne entre 28,05°C et 28,20°C (Sidibé, 2019). Les sols dominants sont des sols ferrugineux tropicaux lessivés et des sols hydromorphes, présentant une teneur en matière organique comprise entre 0,93% et

1,87% dans l'horizon de surface (BUNASOL, 2002).

Caractérisation des pesticides utilisés

Une enquête de terrain a été réalisée durant la période d'application phytosanitaire afin d'identifier les principales substances actives utilisées par les producteurs locaux (Bayili et al., 2021). Le Tableau 1 présente les caractéristiques physico-chimiques des matières actives recensées, notamment leur coefficient d'adsorption (Koc), leur demi-vie dans le sol (DT₅₀), leur classe de toxicité OMS, leur dose journalière admissible (DJA) et leur Concentration Maximale Acceptable (CMA). Les valeurs de la CMA proviennent de la Directive 98/83/CE de l'Union européenne (Directive 98/83/CE).

Echantillonnage des eaux

La base d'échantillonnage a été constituée à l'issue d'un repérage préalable ayant permis d'identifier 46 puits sur l'ensemble de l'aire d'étude. Parmi ces puits, 11 ont été retenus selon un échantillonnage raisonné, avec pour objectif de couvrir au mieux l'hétérogénéité spatiale du site tout en évitant la redondance entre points de prélèvement. À cette fin, une distance minimale de 500 m a été imposée entre deux puits sélectionnés, afin de limiter les interférences hydrologiques potentielles et de garantir une meilleure représentativité spatiale de la contamination à l'échelle du bassin étudié. Le choix des puits a également tenu compte de leur typologie structurelle, deux catégories ayant été distinguées lors du repérage : (i) des puits à bordures rudimentaires renforcées par des troncs d'arbres, majoritaires sur le site, et (ii) des puits munis de margelles maçonnées surélevées, moins fréquents. Tous les puits retenus étaient localisés à l'intérieur de parcelles agricoles et directement exposés aux pratiques phytosanitaires locales.

Les prélèvements ont été réalisés ponctuellement en un seul passage, pendant la campagne phytosanitaire 2019. L'eau a été recueillie à l'aide du système de puisage propre à chaque puits, dans des flacons en verre de 500 mL, protégés de la lumière par du papier

aluminium et étiquetés. Les échantillons ont été transportés en glacière réfrigérée, puis conservés à 4°C jusqu'à l'analyse au laboratoire.

Analyse multi-résidus des pesticides

Les analyses ont été réalisées au Laboratoire National de Santé Publique (LNSP), devenu Agence Nationale pour la Sécurité Sanitaire de l'Environnement, de l'Alimentation, du Travail et des produits de santé (ANSSEAT) à Ouagadougou.

Préparation des étalons

Des solutions mères à 1000 ppm ont été préparées en dissolvant 10 mg de substance dans 10 mL d'hexane ou de méthanol selon la solubilité, puis diluées pour constituer les solutions filles servant à l'étalonnage. Les standards de pesticides (pureté 97,4-99,9%) provenaient de Sigma-Aldrich (France).

Extraction et dosage des résidus

Les résidus ont été extraits selon la méthode QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe), adaptée aux matrices aqueuses (Veiga-del-Baño et al., 2024). Les solvants utilisés (dichlorométhane et l'acétonitrile, pureté $\geq 99,9\%$) provenaient de Sigma-Aldrich (France). Les kits QuEChERS (sels/adsorbants) étaient fournis par Supelco (France). Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse (GC) couplée à deux détecteurs sélectifs : (i) un μ ECD pour les composés halogénés ; (ii) un NPD pour les composés phosphorés et azotés. Le système est équipé d'un injecteur automatique, d'un passeur d'échantillons et de colonnes capillaires.

L'identification reposait sur la comparaison des temps de rétention aux standards et la quantification sur un étalonnage interne. Les limites de détection (LOD) et de quantification (LOQ) étaient respectivement de 0,0025 ppm et 0,005 ppm. La validation a été effectuée par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS). Les caractéristiques des équipements étaient les suivantes : GC- μ ECD : organochlorés, pyréthrinoides, carbamates ; colonne HP-5, 30 m $\times$ 0,320 mm $\times$ 0,25 μ m ; GC-NPD : organophosphorés, azotés-soufrés et

organoazotés ; GC-MS : confirmation/validation ; colonne HP-5/MS, 30 m $\times$ 0,32 mm $\times$ 0,25 μ m.

Evaluation du risque toxicologique

L'évaluation du risque toxicologique associé à la consommation des eaux de puits a été réalisée en comparant l'exposition quotidienne estimée à la dose journalière admissible (DJA) pour chaque substance active détectée. Cette approche repose sur une méthode de calcul standardisée, prenant en compte la concentration du pesticide dans l'eau, la quantité d'eau ingérée quotidiennement et le poids corporel moyen du consommateur.

Conformément aux Directives de qualité pour l'eau de boisson de l'OMS, les calculs d'exposition ont été basés sur une consommation journalière de 2 litres d'eau par un adulte de 65,2 kg, conformément aux recommandations du rapport de l'OMS (2014), bien que la consommation réelle puisse varier selon le climat, le niveau d'activité et le régime alimentaire (Howard et Bartram, 2003 ; OMS, 2017).

La dose d'exposition quotidienne (DEQ) a été calculée selon la formule suivante :

$$\text{Exposition (mg/kg/j)} = \frac{\text{consommation (L)} \times \text{concentration} (\mu\text{g ou mg/L})}{\text{poids moyen (kg)}}$$

Le quotient de risque (QR) est obtenu par le rapport de l'exposition et la dose journalière admissible (DJA). Pour le consommateur, l'interprétation est : "Risque Ecarté = RE" ou faible pour $\text{QR} < 1$ et "Risque Potentiel = RP" pour $\text{QR} > 1$ (Nougadère, 2011).

$$\text{Quotient de Risque (QR)} = \frac{\text{exposition} (\mu\text{g ou mg/kg})}{\text{DJA} (\mu\text{g ou mg/kg})}$$

Les substances actives identifiées, les valeurs de DJA et de la CMA utilisées pour cette évaluation sont présentées dans le Tableau 1.

Traitement et analyse des données

Les données analytiques ont été saisies et traitées sous tableur. Pour chaque matière active recherchée, les concentrations mesurées

dans les eaux de puits ont fait l’objet d’une analyse descriptive. Les résultats inférieurs à la limite de détection (LD) ou à la limite de quantification (LQ) ont été considérés comme non quantifiables. Les teneurs obtenues ont ensuite été comparées aux concentrations maximales admissibles (CMA) pour l’eau de boisson fixées par l’Union européenne. L’exposition quotidienne estimée et le quotient de risque (QR) ont été calculés pour chaque pesticide détecté et pour chaque puits, à partir

des concentrations mesurées, de la consommation journalière d’eau retenue et du poids corporel moyen de l’adulte. Le risque a été interprété selon la règle suivante : risque écarté (RE) lorsque $QR < 1$ et risque potentiel (RP) lorsque $QR > 1$. Les résultats ont été présentés sous forme de tableaux et de figures afin de mettre en évidence la variabilité spatiale de la contamination et les niveaux de risque toxicologique associés.

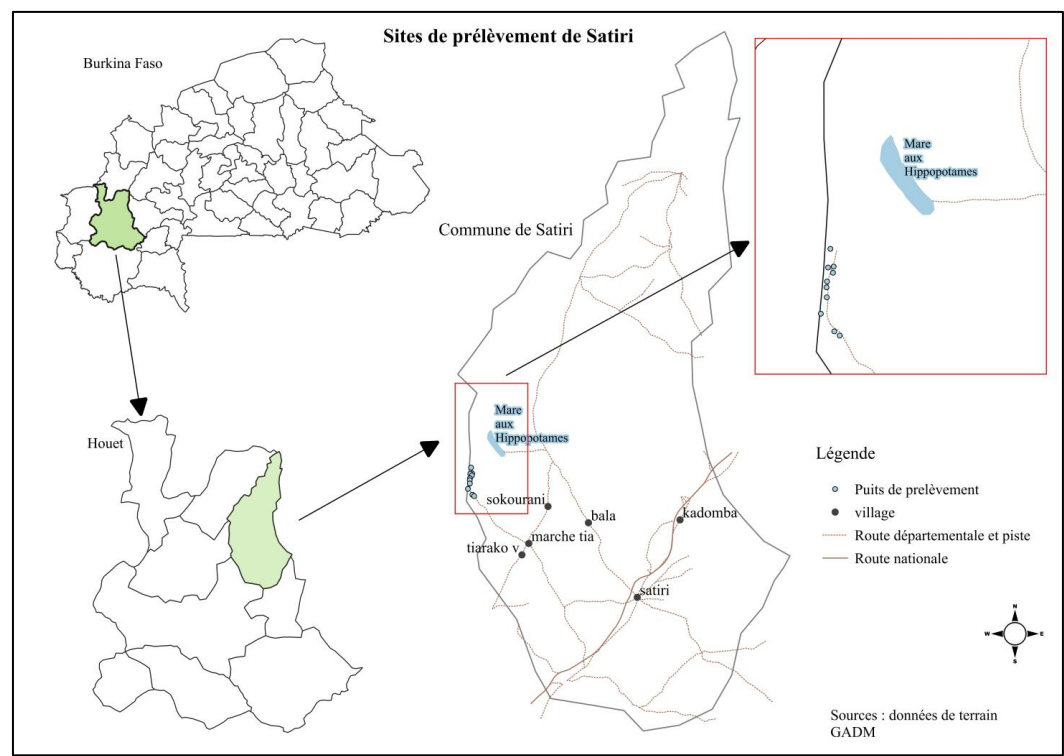


Figure 1 : localisation du site de l’étude et des points de prélèvement.

Tableau 1 : Caractéristiques des matières actives des pesticides recensés sur le site.

Matières actives	Classe OMS	DT ₅₀	K _{oc}	DJA (mg/kg/j)	CMA (µg/L)
Nicosulfuron*	U	87,1	30	2,0	0,10
Imidaclopride*	II	174	225	0,06	0,10
Atrazine	III	29	100	0,02	0,10
Métolachlore	III	21	120	0,1	0,10
Prométryne*	III	41	400	0,01	0,10

Diuron	III	89	813	0,003	0,10
Glyphosate*	III	23,79	1424	0,5	0,10
Terbutryne*	III	52	2432	0,027	0,10
Acétamipride	II	3	200	0,025	0,10
Profénofos	II	7	2016	0,03	0,10
Chlorpyrifos-éthyl	III	27,6	5509	0,01	0,10
Indoxacarbe	II	5,97	4483	0,005	0,10
Thirame	II	15	9629	0,01	0,10
Pendiméthaline*	II	100,6	17491	0,125	0,10
Bêta-cyfluthrine	Ib	13	64300	0,01	0,10
Perméthrine	II	42	100000	0,05	0,10
Cyperméthrine	II	21,9	307558	0,05	0,10
Lambda-cyhalothrine	II	26,9	283707	0,0025	0,10
Deltaméthrine	II	21	10240000	0,01	0,10
Paraquat*	II	2800	1000000	0,004	0,10
2,4-D*	II	4,4	39,3	0,05	0,10

*pesticides non recherchés faute de méthodes appropriées ; Ia : pesticide extrêmement dangereux ; Ib : pesticide très dangereux ; II : pesticide modérément dangereux ; III : pesticide légèrement dangereux ; U : pesticide peu susceptible de présenter un danger aigu (OMS, 2019).

RESULTATS

Les analyses ont révélé une contamination généralisée des eaux de puits par plusieurs pesticides. Sur les 11 échantillons d'eau de puits analysés, 13 substances actives ont été recherchées, avec des concentrations variables selon les sites et les molécules. Les résultats détaillés sont présentés dans le Tableau 2, tandis que les chromatogrammes caractéristiques sont illustrés dans les Figures 2 à 4.

Présence et fréquence des matières actives de pesticides

Le diuron et la lambda-cyhalothrine ont été détectés dans l'ensemble des 11 puits, tandis que le métolachlore a été retrouvé dans 10 puits sur 11. D'autres molécules, notamment la perméthrine, le thirame, le profénofos et la bêta-cyfluthrine, ont été

identifiées dans plus de la moitié des échantillons. En revanche, certains composés tels que l'atrazine, le chlorpyrifos-éthyl et l'indoxacarbe ont été détectés de façon marginale (1 à 2 puits seulement). Les concentrations mesurées varient fortement selon les pesticides, allant de valeurs inférieures à la limite de détection (LD) à un maximum de 269,83 µg/L pour le diuron.

Risque toxicologique

L'évaluation du risque a montré des valeurs de quotient de risque (QR) supérieures à 1 pour le diuron et le thirame. Quatre puits présentaient un QR > 1 pour le diuron et six puits pour le thirame. Les autres pesticides, bien que détectés à des niveaux notables (métolachlore, profénofos, perméthrine, bêta-cyfluthrine), présentaient des QR < 1.

Tableau 2 : Teneurs ($\mu\text{g/L}$) en résidus de pesticide et valeurs du quotient de risque pour le consommateur.

Matières actives	Variables	Puits 1	Puits 2	Puits 3	Puits 4	Puits 5	Puits 6	Puits 7	Puits 8	Puits 9	Puits 10	Puits 11
Atrazine	Teneur	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LQ
	Exposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	QR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Caractérisation	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Métolachlore	Teneur	3,576	2,908	3,075	5,466	3,459	3,921	10,496	4,395	6,676	< LQ	4,518
	Exposition	0,109	0,089	0,093	0,168	0,107	0,120	0,322	0,135	0,205	-	0,138
	QR	0,001	0,001	0,001	0,002	0,0011	0,0012	0,003	0,0014	0,0021	-	0,0014
	Caractérisation	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	-	RE
Diuron	Teneur	75,819	107,994	89,398	138,8	82,542	269,833	76,849	82,964	96,015	90,642	146,902
	Exposition	2,325	3,313	2,742	4,258	2,532	8,277	2,357	2,545	2,945	2,78	4,506
	QR	0,775	1,104	0,914	1,419	0,844	2,759	0,786	0,848	0,982	0,927	1,502
	Caractérisation	RE	RP	RE	RP	RE	RP	RE	RE	RE	RE	RP
Acétamipride	Teneur	17,05	< LD	< LD	17,195	< LD	17,151	< LD	< LD	< LQ	< LQ	< LD
	Exposition	0,523	-	-	0,528	-	0,526	-	-	-	-	-
	QR	0,021	-	-	0,021	-	0,021	-	-	-	-	-
	Caractérisation	RE	-	-	RE	-	RE	-	-	-	-	-
Profénofos	Teneur	< LD	224,903	87,123	< LD	274,074	< LD	172,362	55,749	48,503	263,724	154,634
	Exposition	-	6,899	2,673	-	8,407	-	5,287	1,710	1,488	8,09	4,743
	QR	-	0,229	0,089	-	0,28	-	0,176	0,057	0,05	0,27	0,158
	Caractérisation	-	RE	RE	-	RE	-	RE	RE	RE	RE	RE
Chlorpyrifos-éthyl	Teneur	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,265	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	Exposition	-	-	-	-	-	0,008	-	-	-	-	-
	QR	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-
	Caractérisation	-	-	-	-	-	RE	-	-	-	-	-
Indoxacarbe	Teneur	< LD	157,769	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

	Exposition	-	4,839	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	QR	-	0,968	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Caractérisation	-	RE	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Teneur	< LD	< LD	831,861	< LD	423,796	290,949	339,989	341,045	< LD	1348,07	364,207
Thirame	Exposition	-	-	25,517		13	8,925	10,429	10,464	-	41,35	11,172
	QR	-	-	2,553		1,3	0,893	1,043	1,046	-	4,135	1,117
	Caractérisation	-	-	RP		RP	RE	RP	RP		RP	RP
	Teneur	< LD	< LD	0,051	0,078	0,591	< LD	0,055	0,081	0,106	0,097	0,038
Bêta-cyfluthrine	Exposition	-	-	0,002	0,002	0,018	-	0,002	0,003	0,0033	0,003	0,0012
	QR	-	-	0,0002	0,0002	0,002	-	0,0002	0,0003	0,0003	0,0003	0,0001
	Caractérisation	-	-	RE	RE	RE	-	RE	RE	RE	RE	RE
	Teneur	< LD	10,943	1,159	1,164	1,004	1,083	1,62	1,686	1,868	1,094	1,228
Perméthrine	Exposition	-	0,336	0,036	0,036	0,031	0,033	0,05	0,052	0,057	0,034	0,038
	QR	-	0,007	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0012	0,001	0,001
	Caractérisation	-	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE
	Teneur	< LD	8,421	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	2,514	8,228
Cyperméthrine	Exposition	-	0,258	-	-	-	-	-	-	-	0,077	0,252
	QR	-	0,005	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,005
	Caractérisation	-	RE	-	-	-	-	-	-	-	RE	RE
	Teneur	2,172	1,738	1,276	1,655	1,524	2,879	2,234	2,040	3,189	2,498	1,213
Lambda-cyhalothrine	Exposition	0,067	0,053	0,039	0,051	0,047	0,088	0,069	0,063	0,098	0,077	0,037
	QR	0,027	0,021	0,016	0,02	0,019	0,035	0,027	0,025	0,039	0,031	0,015
	Caractérisation	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE
	Teneur	< LD	< LD	< LD	0,39	< LD	0,906	< LD	< LD	< LQ	< LD	0,377
Deltaméthrine	Exposition	-	-	-	0,012	-	0,028	-	-	-	-	0,0116
	QR	-	-	-	0,0012	-	0,003	-	-	-	-	0,0012
	Caractérisation	-	-	-	RE	-	RE	-	-	-	-	RE
	Teneur	< LD	< LD	< LD	0,39	< LD	0,906	< LD	< LD	< LQ	< LD	0,377

QR : Quotient de Risque ; RE : Risque Ecarté ; RP : Risque Potentiel ; < LD : valeurs inférieures à la limite de détection .

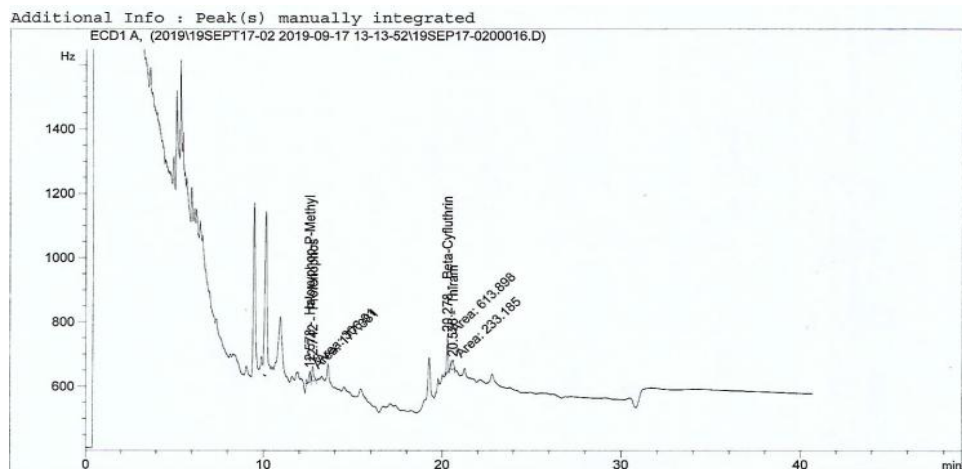


Figure 2 : Chromatogrammes du thirame et de la bêta-cyfluthrine.

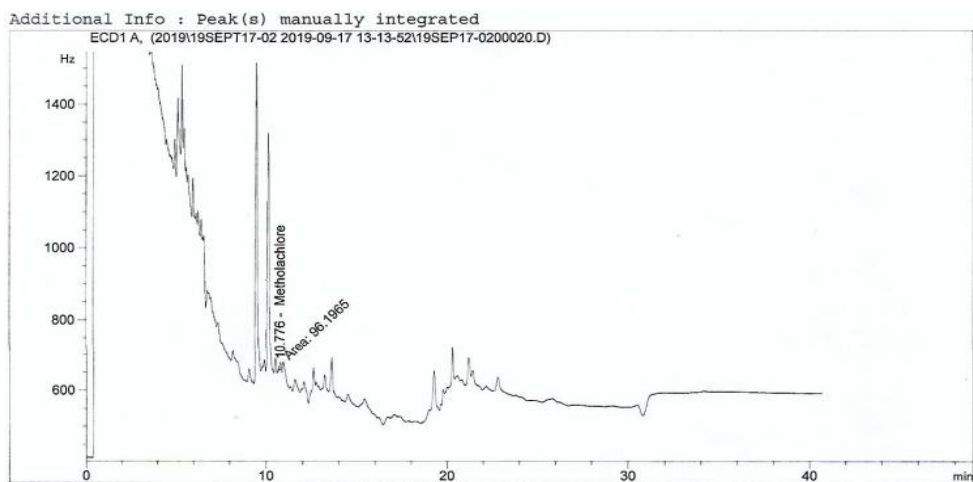


Figure 3 : Chromatographe du métolachlore.

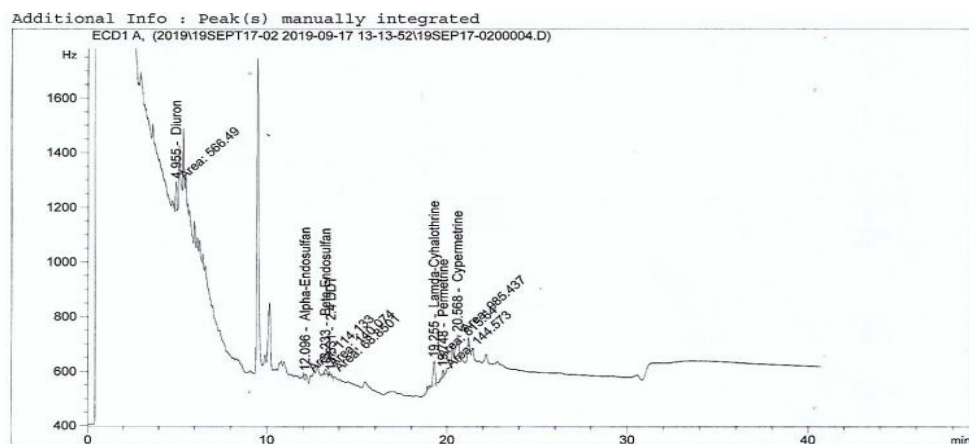


Figure 4 : Chromatogrammes de la lambda-cyhalothrine, de la cyperméthrine et de la perméthrine.

DISCUSSION

Une contamination généralisée des eaux de puits a été observée, avec la quasi-totalité des points d'échantillonnage contenant des résidus de près des 13 substances actives recherchées. Le Diuron et la Lambda-cyhalothrine ont été détectés dans l'ensemble des 11 puits analysés, tandis que le Métolachlore était présent dans 10 d'entre eux. D'autres pesticides tels que la perméthrine, le thirame, le profénofos et la bêta-cyfluthrine ont été retrouvés dans plus de la moitié des puits. En revanche, des molécules comme l'atrazine, le chlorpyrifos-éthyl et l'indoxacarbe n'ont été détectées que très marginalement. Cette forte prévalence des résidus pourrait s'expliquer en partie par la vulnérabilité structurelle des puits, en particulier ceux du type le plus répandu sur le site, caractérisés par des bordures extérieures rudimentaires en troncs d'arbres. Ce type de construction favorise l'infiltration des eaux de ruissellement susceptibles de transporter des pesticides présents à la surface des sols vers les eaux souterraines. Cette situation de contamination généralisée confirme des situations déjà rapportées dans d'autres régions du Burkina Faso, ainsi qu'au Cameroun, en Tanzanie et en Côte d'Ivoire, où les résidus de pesticides organophosphorés et pyréthrinoides ont été régulièrement détectés dans les eaux souterraines et superficielles (Ilboudo et al., 2019 ; Lwimbo et al., 2019 ; Nguedia et al., 2023 ; Keita et al., 2024). Cette contamination résulte de pratiques agricoles intensives, de l'utilisation fréquente de pesticides et de la localisation des puits au sein même des parcelles cultivées (Ngom et al., 2012). Les dérives de pulvérisation, le ruissellement et la lixiviation facilitent le transfert des substances actives vers les nappes phréatiques, aggravé par l'absence fréquente de dispositifs de protection autour des sources d'eau (Reichenberger et al., 2007 ; Karim et al. 2023). La stabilité chimique, la faible photodégradation et l'affinité des pesticides pour les sols pauvres en matière organique renforcent leur persistance dans l'environnement (Nandi et al., 2025).

Tous les pesticides quantifiés dépassent au moins l'une des normes de potabilité fixées

par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'Union européenne, qui établissent des seuils à 0,1 µg/L par substance et 0,5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive 98/83/CE ; OMS, 2017). Ces dépassements confirment que les écosystèmes aquatiques ouest-africains soumis aux pressions agricoles peuvent accumuler des résidus de pesticides à des niveaux préoccupants, comme cela a aussi été observé au Ghana (Fianko et al., 2013). Ils mettent ainsi en évidence un risque toxicologique pour les populations utilisant ces eaux à des fins domestiques ou de consommation.

Parmi les substances détectées, le diuron se distingue comme particulièrement préoccupant. Cet herbicide persistant, caractérisé par une demi-vie de 146,6 jours (Lewis et al., 2016), est interdit dans l'Union européenne depuis 2008 (Directive 2007/417/CE) en raison de sa toxicité pour les organismes aquatiques (Almeida et al., 2019 ; Quintero-Castañeda et al., 2024). Pourtant, il reste homologué par le Comité Sahélien des Pesticides (CSP), ce qui explique son utilisation locale. Sa présence dans les eaux souterraines témoigne de sa stabilité chimique, de sa mobilité en sols sableux et d'un usage encore répandu, y compris dans des contextes semi-arides à faible teneur en matière organique (Muendo et al., 2021). La bêta-cyfluthrine, dont la DL_{50} est supérieur à 14,3 mg/kg, également détectée, est un insecticide pyréthrinoidé classé « très dangereux » (Lewis et al., 2016). Bien que faiblement mobile, elle est hautement toxique pour les invertébrés aquatiques (Marinowic et al., 2012 ; Lewis et al., 2016), et sa lipophilie élevée favorise la bioaccumulation dans les sédiments et les organismes (de Figueirêdo et al., 2025).

Le calcul du quotient de risque (QR) a révélé que quatre puits dépassent le seuil critique pour le diuron et six pour le thirame, indiquant un risque sanitaire potentiel pour les adultes. Cette situation rejoint d'autres travaux ouest-africains ayant montré que la présence de résidus de pesticides dans les matrices de consommation peut se traduire par un risque sanitaire non négligeable pour les populations exposées (Yapo et al., 2021). Ce risque est lié

à la concentration des pesticides et à la faible dose journalière admissible (DJA) pour ces substances (Meda et al., 2023 ; Jacobs et al., 2024). Une concentration d'eau dépassant la valeur de la DJA pour le Diuron représente un risque pour la santé en cas d'exposition prolongée. Les effets documentés comprennent des dysfonctionnements hématologiques, hépatiques, ainsi que des effets cancérogènes observés chez l'animal, bien que leur pertinence pour l'homme soit discutée (NHMRC, 2011). Pour le thirame, une exposition quotidiennement d'un individu à une dose supérieure à la DJA pose un risque chronique, notamment pour la fonction hépatique, sans preuve suffisante d'un risque cancérogène direct chez l'homme, mais avec des signaux préoccupants en toxicité hépatique et systémique (US-EPA, 2014).

Les présentes estimations reposent sur un scénario d'exposition adulte. Elles n'intègrent pas la vulnérabilité spécifique des enfants qui ont un poids corporel moindre et des capacités métaboliques immatures, pouvant conduire à une sous-estimation du risque (National Research Council, 1993 ; Nougadère et al., 2020). L'étude est par ailleurs limitée par la taille de l'échantillon (11 puits), l'analyse restreinte aux substances mères (sans métabolites), l'absence de prise en compte de la variabilité saisonnière et l'absence de corrélation directe avec des pratiques agricoles documentées. Ces contraintes invitent à interpréter les résultats avec prudence et plaident pour des travaux futurs intégrant un échantillonnage élargi, l'analyse des métabolites, des suivis saisonniers et une évaluation spécifique des expositions infantiles.

Conclusion

Cette étude a mis en évidence une contamination importante des eaux de puits agricoles par les pesticides autour de la Réserve de biosphère de la Mare aux Hippopotames, une zone agricole à forte activité cotonnière. Les analyses ont révélé la présence de plusieurs substances actives, dont le diuron et la bêta-cyfluthrine, à des concentrations dépassant les normes de potabilité établies par l'OMS et

l'Union européenne, soulignant un risque toxicologique potentiel. Le calcul du quotient de risque (QR) pour le Diuron et le Thirame traduit des risques sanitaires chroniques, notamment hépatiques et hématologiques, pour les populations rurales qui consomment ces eaux. Les niveaux de contamination observés révèlent une menace croissante pour la santé publique et pour l'intégrité écologique des ressources hydriques locales. Face à ces constats, il apparaît indispensable de renforcer la réglementation encadrant l'utilisation des pesticides, d'améliorer l'aménagement des puits et de mettre en place une surveillance régulière de la qualité des eaux souterraines.

CONFLIT D'INTERETS

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

BB est l'auteur principal de ce travail et a pris part à l'ensemble des étapes de sa réalisation. MB a contribué au prélèvement des échantillons d'eau et, avec BK, à l'analyse des résidus au laboratoire ainsi qu'au traitement et à l'analyse des données. SI a participé à la relecture critique et à la correction du manuscrit.

REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements aux producteurs de coton du site d'étude ainsi qu'aux techniciens de l'Agence nationale pour la sécurité sanitaire de l'environnement, de l'alimentation, du travail et des produits de santé (ANSSEAT), ex-Laboratoire national de santé publique (LNSP), pour leur appui dans la réalisation des analyses des échantillons.

REFERENCES

- Adam S, Edoth PA, Totin H, Koumolou L, Amoussou E, Aklikokou K, Boko M. 2010. Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 4(4): 1170-1179. DOI: <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i4.63054>

- Agence nationale de sécurité alimentaire (ANSES). 2013. Évaluation des risques liés aux résidus de pesticides dans l'eau de distribution : Contribution à l'exposition alimentaire totale. Rapport d'étude scientifique, ANSES, Paris, p. 215.
- Aïkpo FH, Chabi CB, Ayi V, Koumolou L, Houssou CS, Edoth P A. 2015. Evaluation de la contamination des eaux du fleuve Couffo dans la zone cotonnière de Djidja (Bénin) par les pesticides. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **9**(3): 1725-1732. DOI: <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v9i3.50>
- Almeida MB, Madeira TB, Watanabe LS, Melettib PC, Braz SL, Nixdorf J. 2019. Pesticide Determination in Water Samples from a Rural Area by Multi-Target Method Applying Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *J. Braz. Chem. Soc.*, **30**(8): 1657-1666. DOI: 10.21577/0103-5053.20190066
- Barriuso E, Calvet R, Schiavon M, Soulas G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipations. *Étude Gest Sols*, **3**(4): 179-296.
- Bayili B, Ouedraogo R, Ilboudo S, Pooda L, Bonkougou M, Bationo JF, Ouedraogo JB, Ouedraogo GA. 2019. Characterization of pesticides and practices of certain actors in the cotton zone around the biosphere of the Bala's hippopotamus pond in Burkina Faso. *Exp. Biol. Agric. Sci.*, **7**(6): 554-568. DOI: 10.18006/2019.7(6).554.568
- Bayili B, Ouedraogo R, Sidibe H, Ilboudo S, Ouedraogo GA. 2021. Pesticides Ecotoxicological Risk Assessment for Surface Waters in the Cotton Growing Area Around the Bala's Hippopotamus Pond Biosphere Using PIRI Method. *Eur. Sci. J.*, **17**(14): 167-182. DOI: <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n14.p167>
- Bureau National des Sols du Burkina Faso (BUNASOL). 2002. Etude morpho-pédologique des provinces du Houet et du Tuy. Rapport technique, n°126, Ouagadougou, p. 74.
- Direction Régionale de la Santé des Hauts-Bassins (DRS-HB). 2022. Répartition des populations cibles en 2022 par formation sanitaire du district sanitaire de Lena. Rapport technique de planification sanitaire, Bobo-Dioulasso.
- Fianko JR, Donkor A, Lowor ST, Yeboah PO. 2013. Pesticide residues in fish from the Densu River Basin in Ghana. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **7**(3): 1416-1426. DOI: <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v7i3.46>
- Figueirêdo LP, Cirqueira F, de Sousa BLC, Mamboungou J, Rocha TL. 2025. Developmental toxicity of formulated insecticide mixture containing imidacloprid and beta-cyfluthrin in fish: Insights using zebrafish. *Chemosphere*, **377**: 144314. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144314>
- Howard G, Bartram J. 2003. Domestic water quantity, service level and health. WHO technical report, World Health Organization, Geneva, p. 39.
- Ilboudo S, Sorgho SNF, Savadogo PW. 2019. Farmer Practices and Risk of Water Contamination by Pesticides Used in Vegetable Cropping in Ouagadougou, Burkina Faso. *Int. J. Environ. Monit. Anal.*, **7**(6): 128-136. DOI: 10.11648/j.ijema.20190706.13
- Institut national de la statistique et de la démographie (INSD). 2023. Annuaire statistique 2022 de la région des Hauts-Bassins (séries : « Taux d'accès à l'eau potable par commune »). Ministère de l'Économie, des Finances et de la Prospective, Rapport statistique officiel, Ouagadougou, p. 190.
- Jacobs N, Kougias DG, Louie F, Roberts B. 2024. A screening-level human health risk assessment of dietary intake of pesticide residues in produce as compared to consumer guide recommendations. *Crit Rev Toxicol.*, **54**(4): 215-234. DOI: 10.1080/10408444.2024.2316136
- Karim R, Reading L, Dawes L, Dahan O, Orr G. 2023. Pesticide transport through the

- vadose zone under sugarcane in the Wet Tropics, Australia. *Soil*, **9**(2): 381-398. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-9-381-2023>
- Keita A, Kafando M, Sossou S, Maanou M, Bama D. 2024. Assessment of the Vulnerability of Aquifers in Basement Areas to Pollution from Agriculture: The Case of the Boulbi Rice Plain in Burkina Faso. *Am. J. Environ. Prot.*, **13**(3): 49-68. DOI: 10.11648/j.ajep.20241303.11
- Lewis KA, Tzilivakis J, Warner D, Green A. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment. *Int. J.*, **22**(4):1050-1064. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242
- Lwimbo ZD, Komakech HC, Muzuka AN. 2019. Impacts of emerging agricultural practices on groundwater quality in Kahe catchment, Tanzania. *Water*, **11**(11): 2263. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11112263>
- Mamy L, Barriuso E, Gabrielle B. 2008. Évaluer les risques environnementaux des pesticides, Exemple du désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate. *Innov. Agron.*, **3**: 121-143. DOI: 10.17180/cqg3-xk09
- Marinowic DR, Mergener M, Pollo TA, Maluf SW, da Silva LB. 2012. *In vivo* genotoxicity of the pyrethroid pesticide β -cyfluthrin using the comet assay in the fish *Bryconamericus iheringii*. *Z Naturforsch C J Biosci.*, **67**(5-6): 308-311. DOI: 10.1515/znc-2012-5-610
- Meda NSBR, Bande M, Kpoda DS, Meda NSD, Savadogo S, Nacoulma AP, Kabre, E. 2023. Pesticide residues in commonly consumed food from five localities of Burkina Faso: occurrence and health risk assessment. *Environ. Monit. Assess.*, **195**(1): 160. DOI: 10.1007/s10661-022-10672-x
- Muendo BM, Shikuku VO, Getenga ZM, Lalah JO, Wandiga SO, Rothballer M. 2021. Adsorption-desorption and leaching behavior of diuron on selected Kenyan agricultural soils. *Heliyon*, **7**(2): e06073. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06073>
- Nandi R, Sarker A, Rana MM, Hasan AK. 2025. Influence of Organic Matter and Growing Conditions on Dissipation Behavior and Mobility of Two Pesticides in Soils. *Environments*, **12**(4): 123. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments12040123>
- National Health and Medical Research Council (NHMRC). 2011. Diuron (endorsed 2011). In Australian Drinking Water Guidelines (Part 5: Physical and chemical characteristics). Fiche technique en ligne, Canberra, ACT, Australia: NHMRC.
- National Research Council. 1993. *Pesticides in the Diets of Infants and Children*. The National Academies Press: Washington, DC.
- Ngom S, Seydou T, Thiam MB, Anastasie M. 2012. Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. *Synthèse : Rev. Sci. Technol.*, **25**: 119-130.
- Nguedia KD, Ndongo B, Ntankouo Njila R, Kagou Dongmo A. 2023. Influence of land use changes on groundwater quality–Bafoussam, West Cameroon. *Water Pract. Technol.*, **18**(5): 994-1010. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.077>
- Nougadère A, Sirot V, Cravedi JP, Vasseur P, Feidt C, Fussell RJ, Hulin M. 2020. Dietary exposure to pesticide residues and associated health risks in infants and young children—results of the French infant total diet study. *Environ Int.*, **137**: 105529. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105529>
- Nougadère A. 2011. Caractérisation du risque alimentaire lié aux résidus de pesticides : cas des substances actives utilisées en post-récolte en France. Communication présentée aux 2èmes rencontres recherche appliquée, transfert et formation du RMT « Quasaprove », Paris, p. 12.
- OMS. 2014. Rapport de l'enquête nationale sur la prévalence des principaux facteurs de

- risque communs aux maladies non transmissibles au Burkina Faso (STEPS 2013). Rapport d'enquête nationale OMS, Genève, p. 120 p.
- OMS. 2017. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd., intégrant le premier additif. Guide technique OMS, Genève, p. 631.
- OMS. 2019. Classification OMS recommandée des pesticides en fonction des dangers qu'ils présentent et lignes directrices pour la classification 2019. Rapport technique OMS, Genève, p. 92.
- Quintero-Castañeda CY, Tendero C, Triquet T, Moreno-Torres OH, Sierra-Carrill, MM, Andriantsiferana C. 2024. A Review of Wastewater Pollution by Diuron: From Its Origin to Treatments for Safe Reuse. *Water*, **16**(23): 3524. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16233524>
- Reichenberger S, Bach M, Skitschak A, Frede HG. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground-and surface water and their effectiveness; a review. *Sci. Total Environ.*, **384**(1-3): 1-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.046>
- Shekhar C, Khosya R, Thakur K, Mahajan D, Kumar R, Kumar S, Sharma AK. 2024. A systematic review of pesticide exposure, associated risks, and long-term human health impacts. *Toxicology Reports*, **13**(101840). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101840>
- Sidibé H. 2019. Évaluation de l'impact de l'utilisation des produits phytosanitaires en culture de coton sur l'écosystème aquatique de la mare aux hippopotames de Bala (Burkina Faso). Mémoire de master en Sciences de l'Environnement, Option : Biodiversité de l'Environnement, Université Joseph Ki Zerbo, Ouagadougou, p. 47.
- Sishu FK, Tilahun SA, Schmitter P, Assefa G, Steenhuis TS. 2022. Pesticide Contamination of Surface and Groundwater in an Ethiopian Highlands' Watershed. *Water*, **14**(21): 3446. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14213446>
- Traoré H, Segda BJ, Dipama JM. 2024. Les pesticides dans les eaux souterraines : cas du sous bassin du Massili au Burkina Faso. *J. Phys. SOAPHYS*, **4**(1): CJK02-8. DOI: <http://dx.doi.org/10.46411/jpsoaphys.2024.CJK.002>
- U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA). 2014. Thiram; Pesticide Tolerances. *Federal Register*, **79**(29): 8376-8381.
- Veiga-del-Baño JM, Andreo-Martínez P, Pérez-Lucas G, Navarro S. 2024. Overview of the evolution and trends of the QuEChERS sample preparation procedure. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, **262**(1): 1-20. DOI: <https://doi.org/10.1007/s44169-024-00073-1>
- Yapo RI, Ohou-Yao MJ, Ligban R, Kouamé P, Mambo V, Bonfoh B. 2021. Niveau de contamination et risques sanitaires liés à la consommation des produits maraîchers à Korhogo, Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **15**(5): 2185-2198. DOI: <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v15i5.37>