

DEGRADATION CHIMIQUE ET PHOTOCHEMIE DE LA CYFLUTHRINE DANS DES EAUX NATURELLES DU NIGER.

Rabani Adamou ^{a*}, Alassane Abdoulaye ^{a*}, Maimouna Soumaila ^a, Idrissa Moussa ^a,
Atanasse Coly ^b, Alphonse Tine ^b et Khalid Ikhiri ^a.

^a Département de Chimie, Faculté des Sciences, Université Abdou Moumouni. BP 10662, Niamey/Niger.

^b Département de Chimie, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop, Dakar/Sénégal.

(Reçu le 03 Novembre 2009, accepté le 25 Février 2011)

RESUME : Dans ce travail, les dégradations hydrolytique et photolytique de la cyfluthrine ont été étudiées à différents pH environnementaux dans les eaux naturelles. L'hydrolyse de la cyfluthrine est rapide dans l'eau distillée par rapport à l'eau de fleuve et l'eau de mare. Hydrolytiquement, les temps de demi-vie maximums respectifs sont de 27, 205 et 3099 jours en milieu faiblement acide. De même, sous irradiations UV-visible, la dégradation photolytique de la cyfluthrine est importante dans l'eau distillée et relativement faible dans les autres eaux. Ici, la durée de vie de l'insecticide, en plus de la nature du milieu dépend fortement de la source d'irradiation. La simulation de sa photolyse dans les fonds marins par des lampes en néon faiblement intenses (18W) montre que l'insecticide est relativement stable dans l'eau de mare ($t_{1/2}=305h$) par rapport à l'eau de fleuve et l'eau distillée ($t_{1/2}\leq 69h$). Par contre, sous une irradiation plus intense (200W) simulant le spectre solaire, la cyfluthrine est plus stable dans l'eau de fleuve ($t_{1/2}= 693h$) par rapport à l'eau de mare ($t_{1/2}= 495h$). Cela est probablement dû à la formation dans l'eau de mare de radicaux libres très réactifs issus des molécules interférentes. La cyfluthrine qui est considérée comme facilement dégradable dans l'environnement pourrait être rémanente dans les matrices abiotiques, faiblement acides et/ou riches en matières organiques.

Mots clefs : insecticides pyréthrinoïdes, cyfluthrine, hydrolyse, photolyse, eaux naturelles.

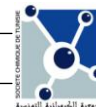
ABSTRACT: Pyrethroid insecticides are massively used in sub-Saharan Africa countries to control malaria. These chemicals are highly toxic for mosquitoes and other insects. For human and wildlife, such organic pollutants toxicity rate is a function of their environment bioaccumulation capacities. In this work we studied cyfluthrin chemical and photochemical degradation in local natural waters. Cyfluthrin is rapidly hydrolyzed in distilled water than in river and pond waters. Indeed, in little acidic aqueous media, its hydrolysis half-life time is 27, 205 and 3099 days respectively. Under UV-visible irradiation, the insecticide photolysis rate which is very important in distilled water decreased in natural waters. Under less intense neon lamps (18W), it is photolytically more stable in river water than in pond water. With intense simulated solar irradiations (200W), the insecticide is more stable in Niger River water ($t_{1/2} = 693h$) than in pond water ($t_{1/2} = 495h$). Here, the photolysis reactions induced by interfering reactive radicals in pond water are more important than the screen role played by the medium dissolved organic matter.

Keywords: pyrethroid insecticides, cyfluthrin, hydrolysis, photolysis, natural waters.

1. INTRODUCTION

Les insecticides sont de plus en plus utilisés à travers le monde en santé communautaire pour combattre le paludisme et les autres maladies d'origine vectorielle (chikungunya, fièvre du Nil, dengue, etc.) [1,2]. Cette lutte chimique consiste en une large couverture de la population (plus

* correspondants, e-mails : arabani@refer.ne ; aabdouy@yahoo.com



de 80%) en moustiquaires imprégnées d'insecticides et à un traitement insecticide régulier des gîtes des moustiques [1,3]. Les matières actives les plus utilisées sont de la classe des pyréthriinoïdes : la deltaméthrine, l'étofenprox, la perméthrine, la cyfluthrine et l'alpha-cyperméthrine [2,3]. Le choix des pyréthriinoïdes réside d'une part dans leur grande efficacité insecticide et d'autre part dans leur instabilité supposée dans l'environnement [2-6]. Dans les différentes matrices environnementales, elles subissent une dégradation microbienne (biodégradation) [7], une dégradation chimique (hydrolyse et/ou oxydation) [8] et une dégradation physico-chimique (photochimique) [9] pour conduire à des métabolites moins toxiques. Toutefois, la rémanence d'un polluant organique en général et d'un insecticide en particulier est intimement liée aux caractéristiques environnementales et climatiques des milieux qui les hébergent [10,11]. Dans les cours d'eaux, la durée de vie d'un insecticide est fortement influencée par le pH, la matière organique dissoute (MOD), l'oxygène dissout, les métaux et leurs oxydes, etc. [9-14].

Les pyréthriinoïdes et leurs métabolites ne sont pas sans risques pour les personnes exposées et leurs milieux. Ces produits ont une toxicité à l'immédiat très importante, ils s'attaquent au système nerveux central des insectes, des animaux et des personnes exposées [2,15]. Une pollution importante aux insecticides pyréthriinoïdes et leurs bioaccumulations entraîneront des conséquences environnementales et sanitaires graves [2,9,15-21].

Dans ce travail, nous avons étudié dans les eaux naturelles du Niger (fleuve et mare) le devenir abiotique de la cyfluthrine. Cette substance est très toxique, son impact sur les invertébrés aquatiques est effroyable ($DL_{50} = 0,14$ à 4 ng/L) [22].

2. PROCEDURE EXPERIMENTALE

2.1. Réactifs chimiques

La cyfluthrine, (*RS*)- α -cyano-4-fluoro-3-phenoxybenzyl (1*RS*,3*RS*;1*RS*,3*SR*)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-diméthylcyclopropanecarboxylate (m/m 99%) provient de Cluzeau info Labo (France). Les études d'hydrolyse et de photolyse de la cyfluthrine sont conduites dans des tampons phosphates d'eau distillée et d'eaux naturelles (fleuve Niger et mare avoisinante). Ces eaux sont préalablement filtrées sur un filtre fibre de verre puis stérilisées thermiquement. Les tampons phosphates sont préparés à l'aide du di-sodium hydrogenophosphate Na_2HPO_4 ($\geq 98\%$ m/m) de chez Fluka, de l'acide phosphorique H_3PO_4 (85% m/m) de chez Carlo-Erba et de pastilles d'hydroxyde de sodium (NaOH, +99% m/m) de Sigma Aldrich. Les solutions mères d'insecticides sont préparées dans l'acétonitrile (CH_3CN), pour spectrophotométrie, 99+ % de VWR International SAS (France).

2.2. Instruments d'analyse

L'appareillage d'analyse est constitué principalement d'un spectrophotomètre hélios α (ThermoSpectronic) et d'une chaîne HPLC Varian équipée d'une colonne en phase inversée C18 (250 mm x 4,6 mm ; tailles des particules 5 μ m, débit 1,1 mL/min) équipée d'un détecteur UV-visible. L'appareil HPLC est utilisé en appoint pour vérifier à la fin de chaque série d'hydrolyse ou de photolyse l'effectivité de la dégradation observée par spectrophotométrie simple. La phase mobile est constituée de l'acétonitrile (90%) et de l'eau bi-distillée (10%). Pour les deux techniques, la longueur d'onde choisie pour l'analyse est celle du pic maximum de la bande d'absorption située entre 230 et 260 nm ($\lambda_{eau\ distillée} = 240$ nm ; $\lambda_{eau\ fleuve} = 244$ nm ; $\lambda_{eau\ mare} = 247$ nm). La photolyse des solutions aqueuses d'insecticides a été réalisée d'une part avec un dispositif d'irradiation (SiBalec) constitué de 3 lampes en néon (18W) et d'autre part avec un simulateur solaire (Oriol) équipé d'une lampe haute pression HBO Osram (200W) simulant le spectre solaire.

2.3. Préparation des solutions

La cyfluthrine est une substance faiblement soluble dans l'eau (pH \approx 7, T=20°C : 6,6 μ g/L) mais très soluble dans les solvants organiques (T=20°C: 200 000 mg/L dans le dichlorométhane) [23]. Toutefois, en milieu aqueux, cette solubilité varie considérablement avec les caractéristiques physico-chimiques du milieu.

Dans certaines eaux naturelles, la solubilité des pyréthriinoïdes de synthèse est élevée [9-11]. Nous avons préparé la solution mère de cyfluthrine (1,00 g/L) dans l'acétonitrile. Les solutions filles (25 mg/L) sont préparées par dilution avec différents tampons phosphates couvrant les pH des matrices environnementales (pH 3 à 9). La dilution par les tampons phosphates a rendu effective la solubilisation de l'insecticide dans les différents milieux prospectés [11]. La teneur finale en solvant organique (acétonitrile) des solutions de travail est maintenue inférieure à 5%. Cette teneur relativement faible ne semble pas influencer la photolyse de l'insecticide [11,14,24]. Les différentes solutions tampons ont été préparées à l'aide d'un pH mètre Basic-20 (Crisson). Ces solutions sont protégées contre la lumière par du papier aluminium et conservées au réfrigérateur.

2.4. Tests d'hydrolyse

Avec les solutions de travail, deux tests d'hydrolyse ont été réalisés dans des conditions stériles afin d'éliminer la flore microbienne susceptible de produire une biodégradation supplémentaire de l'insecticide [11,13,14]. Ces tests sont conduits dans l'obscurité pour éviter également la photodégradation des molécules insecticides par la lumière. Il s'agit de :

- un test préliminaire de courte durée réalisé à l'étuve à la température de 50°C pendant 5 jours ;
- un test de longue durée réalisé à la température ambiante du laboratoire pendant 5 mois.

2.5. Tests de Photolyse

Pour évaluer la dégradation photochimique de l'insecticide, deux tests de photolyse ont été conduits dans les mêmes conditions analytiques que l'hydrolyse.

- Le premier test a consisté à suivre grâce à un dispositif d'irradiation en néon, la photolyse des solutions de travail contenue dans une cuve en quartz (Standard Hellma ; section : 1 cm², volume 3 mL), placée sur un banc optique à 20 cm des lampes. Ce dispositif d'irradiation (moins intense) permettra d'avoir une idée de la photodégradation des molécules insecticides piégées dans les fonds marins [11,14].
- Le second test permettra de simuler de manière générale la photolyse des insecticides contenus dans les eaux sous l'effet des rayons solaires. La cuve en quartz contenant la solution d'insecticide est placée sur un banc optique à 40 cm de la lampe. Cette distance est suffisante pour provoquer la photodégradation des molécules tout en évitant l'effet thermique important de la lampe [11,14,24,25].

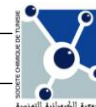
2.6. Méthode d'analyse, calibration et procédure du suivi de la dégradation

La méthode d'analyse utilisée dans ce travail est la spectrophotométrie. La HPLC a été utilisée en appoint au début et à la fin de chaque série d'analyse afin de vérifier l'effectivité de la dégradation subie par l'insecticide. Dans chaque tampon phosphate (pH=3, 5, 7 et 9) d'eau distillée, de fleuve et de mer nous avons réalisé une courbe de calibration $\ln(C_0/C)=kt$ de la dégradation de la cyfluthrine [11]. Avec C_0 la concentration initiale de l'insecticide, C la concentration à l'instant t (durée d'hydrolyse ou durée de photolyse) et k la pente de la courbe. L'application de la loi de Beer-Lambert $A=\epsilon.l.C$ (ϵ : le coefficient d'extinction molaire et $l = 1$ cm, le parcours optique) dans le domaine de linéarité de la courbe de calibration permettra d'obtenir les valeurs de C_0 et C à partir des absorbances A_0 et A mesurées respectivement à $t = 0$ min et à l'instant t [11,26]. Dans les différents milieux prospectés, une calibration linéaire a été obtenue avec un coefficient de corrélation proche de l'unité et un domaine de linéarité compris entre 0,5 et 10,8 µg/mL. Les taux de récupération estimés à partir de six échantillons fortifiés de cyfluthrine varient de 94 à 110% dans les différentes eaux. Les taux d'hydrolyse et de photolyse de la cyfluthrine sont déterminés à l'aide de la courbe de calibration à partir des absorbances observées : % de dégradation = $(C/C_0 \times 100)$. En effet, l'hydrolyse et la photolyse de la cyfluthrine en particulier et des autres pyréthriinoïdes en général suivent le plus souvent une cinétique de premier ordre [9-11,23,27].

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Etude de l'hydrolyse

Un test préliminaire d'hydrolyse dans l'eau distillée est préconisé par l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) [28,29] pour estimer rapidement le



comportement des polluants organiques en milieux aqueux. Si à la fin du test, le taux d'hydrolyse est inférieur à 10%, le polluant est considéré hydrolytiquement stable donc potentiellement dangereux. Dans le cas de la cyfluthrine, les pourcentages d'hydrolyse obtenus à la fin du test préliminaire à différents pH, sont présentés sur la figure 1.

Aux différents pH environnementaux étudiés (pH=3 à 9), l'hydrolyse de la cyfluthrine après 5 jours à 50°C dans l'étuve est très importante (% hydrolyse $\geq 72\%$). La cyfluthrine est donc considérée hydrolytiquement comme instable. Ce résultat explique en partie le choix de cette molécule dans la lutte antivectorielle. Par ailleurs, cette étude montre bien aussi que la réactivité de la cyfluthrine est aussi fonction du pH du milieu ; le taux d'hydrolyse y dépend. La stabilité hydrolytique de l'insecticide dans les différentes eaux ne dépendra donc pas uniquement de ses propriétés intrinsèques mais également du pH et probablement des autres caractéristiques du milieu. Pour avoir une idée plus précise du devenir hydrolytique de la cyfluthrine dans notre milieu, un test d'hydrolyse de longue durée est nécessaire. Au cours de ce test, les solutions de travail préparées aux pH environnementaux (pH=3 à 9) sont laissées au laboratoire à la température ambiante dans l'obscurité pendant 5 mois (06 novembre 2008 au 06 avril 2009). Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 2.

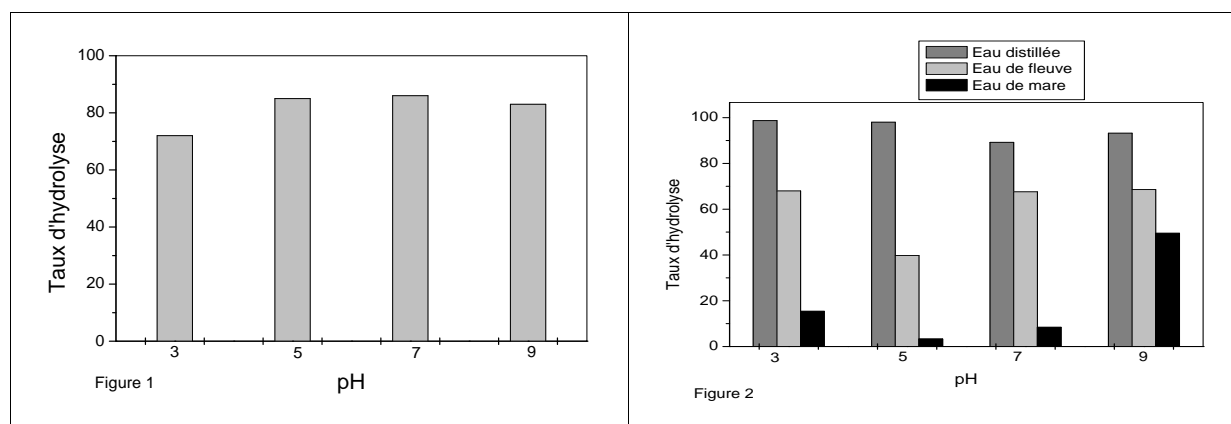


Figure 1 : Test préliminaire d'hydrolyse de la cyfluthrine (durée : 5 jours ; T=50°C).

Figure 2 : Test d'hydrolyse longue durée de la cyfluthrine (durée : 5 mois ; température ambiante).

3.1.1. Influence du type d'eau sur l'hydrolyse

La figure 2 rapporte les résultats des tests d'hydrolyse longue durée. On constate sur cette figure, que dans l'eau distillée, la cyfluthrine est presque totalement dégradée avec un taux d'hydrolyse supérieur à 89%. Il ressort aussi qu'aux différents pH environnementaux étudiés, la cyfluthrine est plus stable dans l'eau de fleuve que dans l'eau distillée. Cela est dû probablement au fait que l'eau de fleuve contient de la matière organique (5mg/L) qui s'associerait aux molécules de polluants et les met à l'abri des réactions d'hydrolyse [9,10,13,14]. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux naturelles utilisées sont présentées dans le tableau I.

Dans l'eau de fleuve, le taux d'hydrolyse de l'insecticide varie de 40 à 68% selon le pH du milieu. Dans les mêmes conditions analytiques, dans l'eau de mer la cyfluthrine est hydrolytiquement stable aux milieux faiblement acide et neutre (pH=5 et 7) où le taux d'hydrolyse est inférieur à 10%. Elle est relativement moins stable à pH=3 où le taux hydrolyse est de 15% et à pH=9 avec un taux d'hydrolyse de 50%. L'application d'une cinétique de dégradation de premier ordre [11,13] à

l'hydrolyse de la cyfluthrine dans les différentes eaux donne les temps de demi-vie indiqués sur la figure 3.

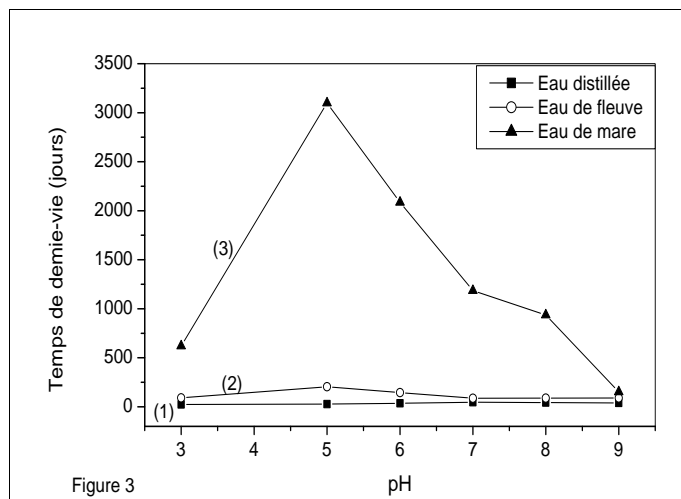


Figure 3 : Durée de vie de la cyfluthrine dans l'eau distillée et les eaux naturelles.

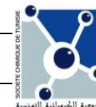
Tableau I : Caractéristiques physico-chimiques des eaux naturelles utilisées.

Eaux naturelles	fleuve Niger	mare «Bangabana»
pH	7,7	9,2
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	69	406
Oxygène dissout (mg/l)	5,90	0,30
Salinité	0,03	0,19
Teneur en MOD (mg/l)	5	25

On constate que la cyfluthrine est très stable en milieux faiblement acide et neutre avec un temps de demi-vie de l'ordre de 103 mois comme le montre la courbe 3 de la figure 3. Ce résultat confirme la forte rémanence des pyréthriinoïdes de synthèse dans des conditions climatiques et environnementales particulières [27]. Dans des conditions environnementales et climatiques propres aux USA, des temps de demi-vie de l'ordre de 16 à 70 mois sont observés [27]. Au regard de la toxicité élevée de ces produits, une telle stabilité peut se traduire par une bioaccumulation au fil du temps, pouvant entraîner des risques environnementaux et sanitaires graves [2,16-20].

3.1.2. Influence du pH du milieu sur l'hydrolyse

La courbe 1 de la figure 3 montre que le pH du milieu affecte faiblement la stabilité de la cyfluthrine dans l'eau distillée. Sur la même figure on constate que dans l'eau de fleuve, la stabilité est légèrement affectée. Par contre, le pH est très déterminant sur la durée de vie de l'insecticide dans l'eau de mare. La cyfluthrine est très stable en milieu faiblement acide (pH=5). Toutefois, cette stabilité décroît quand l'acidité ou la basicité du milieu augmente. Cette particularité de l'eau de mare s'expliquerait probablement par le fait qu'elle est cinq (5) fois plus riche en matière



organique dissoute (MOD) que les autres eaux étudiées comme le montre le tableau I. En effet, en milieu acide et alcalin, la molécule de l'insecticide ne se fixerait probablement pas ou faiblement sur la MOD; ce qui l'expose plus aux processus d'hydrolyse [11,14]. En milieu faiblement acide, la stabilité de la cyfluthrine s'expliquerait donc par une association plus forte de l'insecticide avec la MOD du milieu qui le protégerait contre les réactions d'hydrolyse.

3.2. Etude de la photolyse

3.2.1. Irradiation sous simulateur solaire

Les résultats de la photolyse de la cyfluthrine sous un simulateur solaire sont présentés dans le tableau II. La photodégradation de l'insecticide suit une cinétique de premier ordre dans toutes les eaux. Les coefficients de régression linéaire (r^2) des courbes cinétiques l'attestent. Les temps de demi-vie ($t_{1/2}$) de l'insecticide dans les différentes eaux sont calculés à partir des constantes cinétiques de la photodégradation (k) (tableau II). La cyfluthrine est beaucoup plus stable dans l'eau de fleuve ($t_{1/2}=693$ h) par rapport à l'eau de mare ($t_{1/2}=495$ h) et l'eau distillée ($t_{1/2}=55$ h).

La stabilité de l'insecticide dans l'eau de fleuve par rapport à l'eau de mare s'expliquerait probablement à partir des caractéristiques physico-chimiques de cette eau (tableau I) :

- l'eau de mare qui est environ vingt (20) fois moins riche en oxygène dissout exposerait plus les molécules insecticides à la photolyse car l'oxygène dissout pourrait inhiber en partie les processus photochimiques à la base de la photodégradation de l'insecticide [9-14,26];
- l'eau de mare six (6) fois plus conductrice et salée favoriserait des réactions induites sur les molécules insecticides par des radicaux libres issus des ions et molécules interférentes. Cela, induirait une dégradation supplémentaire de l'insecticide dans des domaines de longueurs d'onde où la molécule insecticide seule n'absorbait pas [9,10].

La forte instabilité de la cyfluthrine dans l'eau distillée par rapport aux autres eaux démontre pour la photodégradation de cette molécule d'une part l'effet inhibiteur important de la matière organique et de l'oxygène dissout et d'autre part l'aspect exaltant de la salinité et de la conductivité du milieu (ions et oxydes métalliques).

Tableau II : constante cinétique de photodégradation (k), coefficient de régression linéaire (r^2) et le temps de demi-vie ($t_{1/2}$) de la cyfluthrine dans différentes eaux.

Insecticide	eaux	k (min^{-1})	r^2	$t_{1/2}$ (h)
Cyfluthrine	eau distillée	0,0126	0,9965	55
	eau de fleuve	0,0010	0,9949	695
	eau de mare	0,0014	0,9919	495

3.2.2. Irradiation sous néon lampe

La photolyse de la cyfluthrine est aussi étudiée sous un dispositif d'irradiation moins intense (lampes en néon, pendant 42h) aux pH environnementaux afin de simuler la photodégradation de l'insecticide dans les profondeurs des eaux [11]. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 4 pour le pourcentage de photolyse sous irradiation UV-visible et la figure 5 pour la durée de vie de l'insecticide dans les différentes eaux.

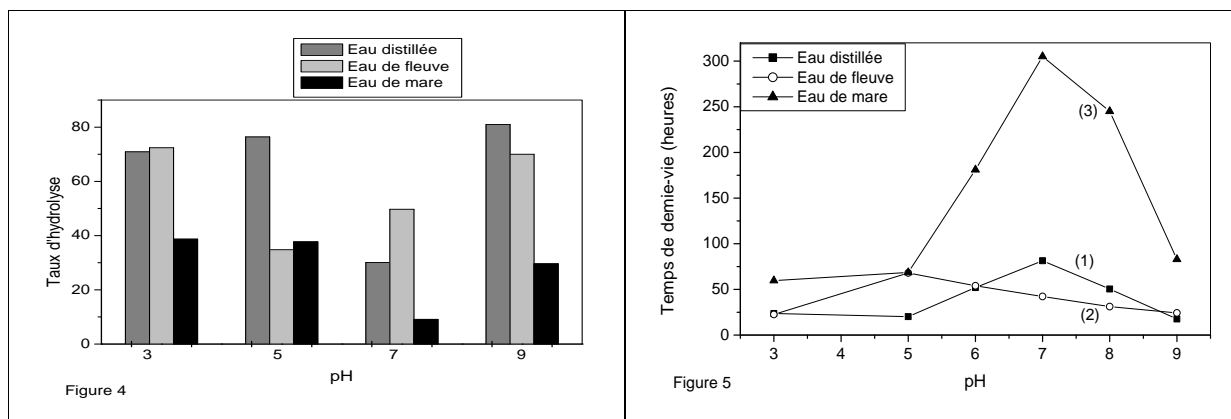


Figure 4 : Photolyse de la cyfluthrine sous irradiations moins intenses (lampes en néon, 42h).

Figure 5 : Durée de vie photolytique de la cyfluthrine dans l'eau distillée et les eaux naturelles.

3.2.3. Influence du type d'eau sur la photolyse

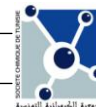
Les résultats portés sur la figure 4 montrent que la photolyse de la cyfluthrine est très importante dans l'eau distillée aux différents pH environnementaux étudiés (photolyse > 70%) à l'exception du milieu neutre (photolyse = 30%). Dans l'eau de fleuve, la cyfluthrine est moins dégradée en milieu faiblement acide (pH=5) avec un taux de photolyse de 35% par rapport aux milieux alcalins et plus acides où le taux de photolyse atteint 70%. Ce qui explique la durée de vie faible dans ces deux milieux comme le montre la figure 5. Dans l'eau de mare, la cyfluthrine est relativement stable, sa photolyse aux différents pH est de 9% en milieu neutre (pH=7) et varie de 29 à 39% en milieux acide et alcalin. Ce résultat s'est traduit par une stabilité plus importante de la cyfluthrine en milieu neutre ($t_{1/2} = 305$ h) par rapport aux milieux acides ($t_{1/2} = 60-69$ h à pH=3-5) et alcalin ($t_{1/2} = 83$ h) comme indiquée sur la figure 5. Des simulations d'études antérieures ont donné pour la photodégradation de la même molécule des temps de demi-vie de 48 à 72h [22,30,31].

3.2.4. Influence du pH du milieu sur la photolyse

Sur la figure 5 (courbe 1), on constate que dans toutes les eaux, la photolyse de la cyfluthrine est fortement influencée par les variations du pH. Dans l'eau distillée, son temps de demi-vie qui est de 81 heures en milieu neutre chute à 21 heures en milieux acides et à 18 heures en milieux alcalins. Dans l'eau de fleuve, sa durée de vie en milieu faiblement acide (pH=5, $t_{1/2} = 68$ h) est plus importante que celle en milieux acide pH=3 ($t_{1/2} = 23$ heures), neutre ($t_{1/2} = 42$ heures) et alcalin pH=9 ($t_{1/2} = 24$ heures) (courbe 2 ; figure 5). En revanche, dans l'eau de mare, la cyfluthrine est plus stable en milieu neutre ($t_{1/2} = 305$ heures) par rapport aux milieux acide pH=3 ($t_{1/2} = 60$ heures) et alcalin pH=9 ($t_{1/2} = 83$ heures) (courbe 3 ; figure 5). Sur les courbes 1 et 2 de la figure 5, la relative stabilité à pH=7 de la cyfluthrine dans l'eau distillée par rapport à l'eau de fleuve s'expliquerait probablement par la photodégradation induite de cette molécule par des espèces réactives (radicaux libres) du milieu [14].

4. CONCLUSION

Les résultats de la simulation de l'hydrolyse et de la photolyse de la cyfluthrine dans les eaux naturelles du Niger (mare et fleuve) nous permettent de dresser un premier profil environnemental de ce pyréthrinolide dans le milieu sahélien. Il ressort que cet insecticide considéré instable dans l'environnement pourrait être très stable dans des eaux naturelles faiblement acide et neutre. Il serait important d'évaluer dans nos conditions climatiques et environnementales les durées de vie exactes



de toutes ces molécules polluantes afin d'éviter des risques environnementaux et sanitaires à moyen et long terme.

REMERCIEMENTS : Ce travail a été financé par le fond de recherche de l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) dans le cadre des projets de recherche 2007-2009. Nous remercions également le Laboratoire de Photochimie et d'Analyse (LPA) de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université Cheikh Anta Diop (Dakar-Sénégal) pour le suivi de la photodégradation induite sous simulateur solaire dans ce laboratoire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] C. Lengeler, Cochrane Database of Systematic Reviews, **2004**, 2. Art. No.: CD000363. <http://www2.cochrane.org/reviews/en/ab000363.html>
- [2] F. Darriet, S. Marcombe, V. Corbel, Saisine n° 2006/007, Afsset, **2007**; p 16-61.
- [3] WHO/CDS/RBM, **2003**, N°46, La Déclaration d'Abuja et le plan d'action pour faire reculer le paludisme, Abuja, 25 avril 2000 (WHO/CDS/RBM/2000.17).
- [4] P. Carnevale, V. Robert, C. Boudin, J. M. Halna, L. Pazart, P. Gazin, A. Richard, J. Mouchet, *Bull. Soc. Pathol. Exot.*, **1988**, *81*, 832.
- [5] S. Sakata, N. Mikami, T. Matsuda, J. Miyamoto, *J. pest. Sci.*, **1986**, *11*, 71.
- [6] N. Mikami, *J. Pest. Sci.*, **1987**, *12*, 539.
- [7] R.J. Grant and W.B. Betts, *Lett. Appl. Microbiol.*, **2003**, *36*, 173.
- [8] M.G. Syed and M.S. David, *J. Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **1984**, *74*, 390.
- [9] T.J. Katagi, *J. Agric. Food Chem.*, **1991**, *39*, 1351.
- [10] M. El-Azzouzi, A. Bouhaouss, S. Guitonneau, A. Dahchour, P. Mealiere, A. Piccolo, *Fresenius Environ. Bull.*, **1999**, *8*, 478.
- [11] R. Adamou, A. Abdoulaye, M. Soumaila, M. Moussa, A. Coly, A. Tine, K. Ikhiri, *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.*, **2010**, *29*, 45.
- [12] P. Dureja and S.T. Chattopadhyay, *J. Toxicol. Environ. Chem.*, **1995**, *52*, 97.
- [13] E. Vulliet, H. Chaabane, F. Joux, J-F. Couper, C-M Coste, Dégradation abiotique de la sulcotrione et de la mésotrione en milieux aqueux, pp. 167-176. *In pesticides impacts environnementaux, gestion et traitements*, M. Oturan et J-M. Mouchel, Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (ISBN 978-2-85978-431-7), **2007**.
- [14] R. Adamou, A. Abdoulaye, M. Soumaila, M. Moussa, A. Coly, A. Tine, I. Oumarou, H. Hama and K. Ikhiri. (Submitted at *Bull. Chem. Soc. Ethiop.*).
- [15] S. Saha, A; Kaviraj. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **2008**, *80*, 49.
- [16] ATSDR, Toxicological Profile for Pyrethrins and Pyrethroids. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, **2003**, www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp155-p.pdf
- [17] EXTTOXNET. Deltamethrin. Corvallis, OR: Oregon State University Extension Toxicology Network, **2003**, <http://exttoxnet.orst.edu/ghindex.html>
- [18] International Program on Chemical Safety (IPCS)/World Health Organization. Environmental Health Criteria, Deltamethrin, **1990**, <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc97.htm>
- [19] A. Anadon, M. R. Martinez-Larranaga, M.L. Fernandez-Cruz, M.J. Diaz, M. Fernandez, M.A. Martinez, *J. Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **1996**, *141*, 8.
- [20] Weinling D. «Les précautions environnementales prises dans le cadre de la lutte antivectorielle contre le chikungunya», **2006**, <http://www.reunion.ecologie.gouv.fr/>
- [21] M.D. Ortiz-Pérez, A. Torres-Dosal, L.E. Batres, O.D. López-Guzmán, M. Grimaldo, C. Carranza, I.N. Pérez-Maldonado, F. Martínez, J. Pérez-Urizar and F.J. Díaz-Barriga, *J. Environ Health Perspect.*, **2005**, *113*, 782
- [22] U.S. Environmental Protection Agency, Pesticide Fact Sheet Number 164, Cyfluthrin. U.S. EPA, Office of Pesticide Programs. Washington, DC, **1987**
- [23] Cyfluthrin, Ref OMS 2012, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/192.htm>
- [24] J-J. Aaron and A. Coly, *Analisis*, **2000**, *28*, 699
- [25] J-J. Aaron, S ; Irace-Guigand, D. Tessier, Z. Zdravkovski, L. Pejov and S. Trajkovska, Photodégradation et toxicité de l'herbicide 2,4-D dans l'eau : une approche ab initio et fondée sur la méthode DFT, pp. 109-119. *In pesticides impacts environnementaux, gestion et traitements*, M. Oturan et J-M. Mouchel, Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, **2007**
- [26] F. Rouessac, A. Rouessac, *Analyse chimique : méthodes et techniques instrumentales modernes*, Ed, Masson Paris, **1992**
- [27] J. Gan, S.J. Lee, W.P. Liu, D.L. Haver and J.N. Kabashima, *J. Environ. Qual.*, **2005**, *34*, 836.



- [28] OECD guideline, OECD guideline for testing of chemicals. Hydrolysis as a function of pH, **2008**, http://www.epa.gov/scipoly/sap/meetings/2008/october/111e_hydrolysis.pdf
- [29] US-Environmental Protection Agency 40 CFR 796.3500, Hydrolysis as a Function of pH at 25 °C. Pesticide Assessment Guidelines, Subdivision N. Chemistry: Environmental Fate, **1982**
- [30] U.S. Environmental Protection Agency, Pesticide Environmental Fate One Line Summary: Cyfluthrin. U.S. EPA, Environmental Fate and Effects Division, Washington, DC., **1992**
- [31] EXTOXNET. Cyfluthrin. A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California. USDA/Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Assessment Program, **1995**