

Utilisation de puisards pour la décontamination des eaux polluées  
au pirimiphos méthyle : influence des facteurs pédologiques

Using sumps for the decontamination of polluted water to methyl  
pirimiphos: influence of soil factors

Auteur(s) : DIOP Cheikh, TOURE Aminata, CABRAL Mathilde,  
Ndiaye DIOP Rokhaya, SARR Makhfousse, FALL Mamadou, DIOUF Amadou

Catégorie : Sciences du vivant > Biologie

ScienceLib Editions Mersenne : 2015 Volume 7 , N ° 150606  
ISSN 2111-4706

Publié le: 2015-06-23

**Utilisation de puisards pour la décontamination des eaux polluées au pirimiphos  
méthyle : influence des facteurs pédologiques**

**Using sumps for the decontamination of polluted water to methyl pirimiphos: influence  
of soil factors**

**DIOP Cheikh <sup>1\*</sup>, TOURE Aminata <sup>1</sup>, CABRAL Mathilde <sup>1</sup>, Ndiaye DIOP Rokhaya <sup>1</sup>,  
SARR Makhfousse <sup>2</sup>, FALL Mamadou <sup>1</sup>, DIOUF Amadou <sup>1</sup>**

1 Laboratoire de Toxicologie et Hydrologie, Faculté de Médecine et Pharmacie, Université Cheikh Anta DIOP de Dakar, avenue Cheikh Anta DIOP BP 5005 Dakar-Fann

2 Coordonnateur Projet Cep/gipd FAO Sénégal

\* cheikh4.diop@ucad.edu.sn

**Résumé :**

Dans la perspective de réduction du paludisme, le Sénégal applique des méthodes de lutte anti-vectorielle efficaces dont l'aspersion intra-domiciliaire (AID). C'est une technique qui se fait par l'usage d'insecticides à effet rémanent dont le pirimiphos méthyle qui est très toxique et qui peut se retrouver dans la chaîne alimentaire. En vue de la décontamination des eaux de lavage chargées de cet insecticide, des puisards constitués de moellons, du charbon et du bois sont installés avant le démarrage de la campagne AID. Afin d'étudier l'influence de facteurs pédologiques particulièrement le pH et la teneur en matières organiques sur la fiabilité du système de décontamination, des échantillons de sol sont prélevés avant et après la campagne AID. La présence du pirimiphos méthyle est confirmée dans tous les échantillons de sols prélevés après la campagne AID. Les plus fortes teneurs en résidus de pirimiphos méthyle sont notées dans les pans latéraux, ce qui confirme une diffusion latérale des eaux contaminées versées dans les puisards. L'étude montre que les puisards les plus performants en termes de dégradation du pirimiphos méthyle sont ceux installés dans les sols caractérisés par un pH acide et/ou une pauvreté en matières organiques. Ainsi, il ressort de cette étude que la dégradation du pesticide dans le puisard serait accentuée par l'acidité et la pauvreté du sol en matières organiques d'où l'importance de ces facteurs pédologiques dans le choix des sols pour l'installation de puisards afin de limiter l'infiltration du pesticide vers les eaux souterraines.

## Abstract

In view of reduction of malaria, Senegal applies methods of effective vector control including indoor residual spraying (IRS). It is a technique that is done by the use of persistent insecticides pirimiphos methyl which is very toxic and can get into the food chain. For decontamination wash water containing the insecticide, sumps constituted of rubble, coal and wood are installed before starting the IRS campaign. To investigate the influence of soil factors particularly pH and organic matter on the efficiency of the decontamination system, soil samples were taken before and after the campaign IRS. The presence of methyl pirimiphos is confirmed in all soil samples after the IRS campaign. The highest methyl pirimiphos residue levels are noted in the side sections, confirming lateral diffusion of contaminated water poured into sumps. The study shows that the best performing sumps in terms of degradation of methyl pirimiphos are those installed in soils with an acid pH and / or poverty in organic matter. Thus, it appears from this study that pesticide degradation in the sump would be accentuated by acidity and poor soil organic matter, hence the importance of these soil factors in the choice of land for the installation of catch basins to limit the infiltration of the pesticide to the groundwater.

**Mots clés :** Puisard, Sol, Pirimiphos méthyle, décontamination, facteurs pédologiques

**Keywords:** sump, soil, pirimiphos methyl, degradation, soils factors

## 1. Introduction

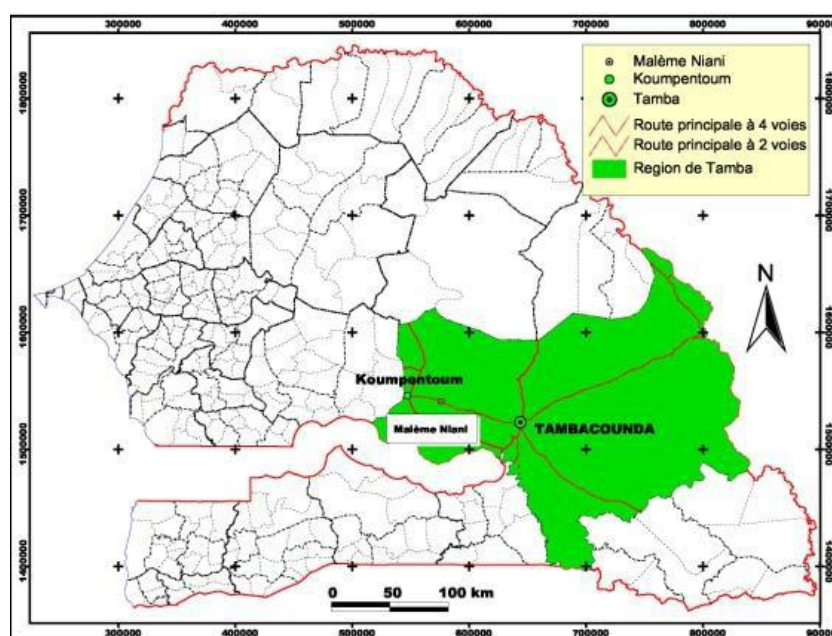
Le paludisme est une affection grave qui menace plus de 54% de la population du globe répartis dans une large bande autour de l'équateur, dans les régions des Amériques, d'Asie et d'Afrique. La majorité des cas (85-90%) s'observe en Afrique subsaharienne (**OMS, 2011**). Dans une perspective de réduction du paludisme dans ces pays dont le Sénégal, des méthodes de lutte anti-vectorielle efficaces dont l'aspersion intra-domiciliaire (AID) sont appliquées (**Severin et Languier, 2002**). C'est une méthode qui se fait par l'usage d'insecticides principalement le pirimiphos méthyle qui permet d'éliminer le vecteur ou tout au moins d'interrompre durablement la transmission (**Anogwih, 2014**). Cependant, l'AID utilise des quantités importantes d'eau destinées au rinçage des pulvérisateurs et lavage des combinaisons et couvertures en toile. La gestion de ces eaux très chargées en pirimiphos méthyle constitue une préoccupation dans le souci de ne pas contaminer le sol et les eaux

souterraines. Des niveaux de contamination élevés des ressources en eau souterraine en pesticides notamment dans la zone des Niayes au Sénégal ont été rapportés par **Cissé et al (2003)**. Ce pesticide organophosphoré pose un véritable problème de santé publique et de préservation de l'environnement si les risques liés à son utilisation ne sont pas minimisés (**Alabi et al, 2014 ; Lozowicka et al, 2014 ; Parrón et al, 2011**). C'est ainsi que des dispositifs de décontamination communément appelés puisards sont installés pour pouvoir procéder à la dégradation du pirimiphos méthyle dans les eaux de lavage (**Diop, 2010**). Le puisard consiste à excaver une zone de trois mètres de côté sur une profondeur d'un mètre. Il est rempli d'un mélange de débris végétaux, de sciure de bois et de charbon de bois concassé puis d'amas de cailloux de grosses et de moyennes tailles. En effet, le processus de dégradation est un facteur de dépollution majeur des compartiments environnementaux contaminés par des pesticides. Toutefois, l'efficacité de ce dispositif pourrait être fortement influencée par la nature géochimique du sol d'où il est installé. Les réactions de transformations abiotiques des pesticides dans le sol sont initiés ou catalysés par les constituants organiques ou minéraux du sol (**Bollag et Liu, 1990 ; Larson et Weber, 1994**). Ainsi, la plupart des pesticides particulièrement ceux hydrophobes sont bien adsorbés par les matières organiques du sol ce qui retarderait leur dégradation (**Gramatica et al, 2000 ; Calvet et al, 2005**). **Coquet et Barriuso (2002)** et **Weber et al (2004)** ont mis en relief une corrélation positive entre la rétention et la teneur en matières organiques des sols avec la plupart des pesticides. Le variable teneur en carbone est donc un facteur explicatif du piégeage des pesticides par le sol. Par ailleurs, des études ont montré qu'en dehors de ce paramètre, les propriétés physicochimiques du sol en particulier le pH joue un rôle important dans la dégradation du pirimiphos méthyle (**Barriuso et Calvet, 1992**). Ce pesticide est hydrolysé en milieu acide et la température élevée du milieu permet d'accélérer sa dégradation (**Ghaly et al, 2007**). Cette revue bibliographique montre à quel point les paramètres physicochimiques du sol (teneur en carbone organique, pH, température) jouent un rôle important dans le piégeage des pesticides dans le sol. De ce fait, il est donc utile d'étudier l'influence de ces facteurs pédologiques sur la fiabilité du dispositif de dégradation des pesticides, car ils peuvent favoriser leur adsorption par le sol réduisant ainsi l'efficacité des puisards. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude qui a pour objectif de déterminer le rôle des facteurs pédologiques sur l'efficacité du dispositif de décontamination des pesticides par les puisards.

## 2. Matériels et méthode

### 2.1. Zone d'étude

L'étude a été réalisée dans le département de Koumpentoum (région de Tambacounda) situé à l'Est du Sénégal (**Fig 1**). Ce département est caractérisé par des sols sablo-argileux et des sols ferrugineux. Le climat est de type soudano-sahélien et les températures varient de 20 à 40 °C selon les saisons. Les disponibilités en eaux souterraines sont conditionnées par la pluviométrie et leur exploitation par la population pour les besoins d'eau de boisson se fait à partir de puits traditionnels.



**Fig 1** : Situation géographique de la zone d'étude

### 2.2. Echantillonnage

Lors des campagnes d'aspersion intra-domiciliaire, des puisards sont installés au niveau des sites Bamba Thialène (BT), Kouthiaba Wolof (KW), Koumpentoum (K) et Malem Niani (MN).

Les échantillons de sol sont prélevés dans les trous des puisards avant et après les campagnes d'aspersion intra-domiciliaire. L'échantillonnage est effectué selon la procédure décrite ci-dessous :

- Un échantillonnage vertical pour évaluer l'efficacité du dispositif de décontamination
- Un échantillonnage horizontal sur les pans du puisard pour apprécier le niveau de contamination du sol due à la diffusion latérale des eaux contaminées versées dans le puisard.

Au total, 16 échantillons dont 12 sur les pans verticaux et au fond du puisard et les 4 autres à un mètre du puisard. Ainsi, chaque échantillon est constitué de 250 grammes de sol prélevés le long des diagonales (**Fig 2**). Les échantillons sont ensuite couverts dans du papier aluminium avant d'être conditionnés dans des sachets de congélation et conservés au frais.



**Fig 2 :** Installation de puisard et méthode d'échantillonnage du sol dans le puisard

## 2.3. Techniques analytiques

### 2.3.1 Analyses des paramètres physicochimiques

La caractérisation des paramètres physicochimiques des échantillons a porté sur la granulométrie, le pH, la conductivité et le carbone organique.

La granulométrie a été déterminée à l'aide d'une série de tamis AFNOR dont les mailles varient de 63 à 2000  $\mu\text{m}$ . Le pH est déterminé sur la suspension d'eau obtenue à la suite d'une agitation pendant 1 heure d'un mélange de sol et d'eau distillée dans un rapport 2/5 en utilisant une électrode de verre. La conductivité est mesurée sur la suspension d'eau à la suite d'un mélange de 10 g de sol et 200 mL d'eau agité pendant 45 mn à l'aide d'un Sanxin Model SX736 pH/mV/Conductivity/DO Meter. Le carbone organique est déterminé par la méthode du dosage qui consiste à oxyder la matière organique par un mélange de bichromate de potassium en excès titré par le sulfate ferreux en présence d'acide sulfurique. Ainsi, 1 gramme de sol tamisé à 200  $\mu\text{m}$  est ajouté à 10 mL de bichromate de potassium 1N et 20 mL d'acide sulfurique 97%. Le mélange est agité légèrement puis laissé au repos pendant 30 mn. Après dilution avec 200 mL d'eau distillée, le dosage du carbone est effectué avec du sulfate ferreux 5N en présence de la ferroïne utilisée comme indicateur coloré qui passe du jaune au brun au virage. La teneur en carbone est déterminée par la formule suivante :

$$\%C = \frac{(A - B) \times V \times 0,004}{P \times A} \times 100$$

A= volume en mL de sulfate ferreux utilisé pour le témoin

B= volume en mL de sulfate ferreux utilisé pour l'échantillon

V= volume de bichromate de potassium utilisé

0,004= rapport masse sol/volume total solution de dosage

P= poids de l'échantillon en gramme

### 2.3.2. Détermination de la teneur en pirimiphos méthyle

L'analyse du pirimiphos méthyle dans les échantillons de sol a été effectuée suivant la méthode d'analyse multi-résidus décrite dans la norme ISO 10382 : 2002. Brièvement, une prise d'essai de 20 g prélevée sur l'échantillon de sol préalablement broyé est introduite dans un flacon en présence de 50 mL d'acétone. Ce mélange est mis sous agitation mécanique (secoueuse mécanique) pendant 15 mn, suivi d'une décantation puis récupération du solvant dans une ampoule à décanter par filtration sur un filtre en microfibres de verre (47 mm de diamètre, Whatman) préalablement calciné à 450 °C pour éliminer les éventuelles traces de

composés organiques. Le sol restant dans le flacon est ensuite recouvert de 75 mL d'éther de pétrole et le mélange est secoué pendant 15 mn. L'éther de pétrole est ensuite récupéré dans l'ampoule à décanter selon la même procédure que l'acétone. Cette opération est répétée une deuxième fois et le mélange d'extrait dans l'ampoule à décanter est lavé par 500 mL d'eau distillée. La phase aqueuse soutirée, l'extrait contenant le pesticide est passée à travers un lit de sulfate de sodium anhydre puis évaporé à sec au rotavapor. Le résidu sec est repris par 1 mL d'acétate d'éthyle qui a servi à l'analyse à la chromatographie en phase gazeuse Varian® 431-GC (Agilent Technologies, Les Ulis, France) couplée à un détecteur ECD. Une colonne capillaire de marque Zebron® ZB-5MS (5% de diphenyle, 95% diméthylpolysiloxane), de 30 m de longueur, 0,25 mm de diamètre intérieur et 0,25 µm d'épaisseur de film provenant de chez Phenomenex (Le Pecq, France) équipe le chromatographe. L'hélium à 99,9% de pureté (Messer, Puteaux, France) est utilisé comme gaz vecteur avec un débit de 1 mL/min. L'injection se fait en mode splitless avec une température d'injecteur de 280 °C. Ce mode est choisi pour l'analyse de composés faiblement concentrés, voire à l'état de traces.

Tous les solvants utilisés sont de qualité pour l'analyse de résidus de pesticides (Pestipur®, pureté= 99,9 %). Les pesticides utilisés comme substances de référence pour la préparation de la gamme d'étalonnage et des échantillons de sol dopés avaient un degré de pureté compris entre 97,4 et 99,9%. Les solvants et substances de référence ont été fournis par Sigma-Aldrich (Saint Quentin Fallavier, France). Pour la qualité de l'extraction et des analyses, les mesures effectuées sont assorties d'une analyse d'un blanc de sol de laboratoire, d'une détermination du taux de recouvrement après dopage du blanc avec 1 ppm de pirimiphos méthyle et d'un contrôle interne avec le PCB28. Les résultats ont montré que le blanc ne contenait aucune trace de pirimiphos méthyle, le taux de recouvrement de 84, 2% trouvé se situe dans l'intervalle de 70-120% correspondant aux normes fixées par la **Commission Européenne (2007)**.

### 3. Résultats

#### 3.1. Résultats pédologiques

**Le tableau 1** montre les résultats de l'analyse physicochimique des échantillons de sol des puisards des sites de Koumpentoum, Kouthiaba Wolof, Bamba Thialène et Malem Niani.



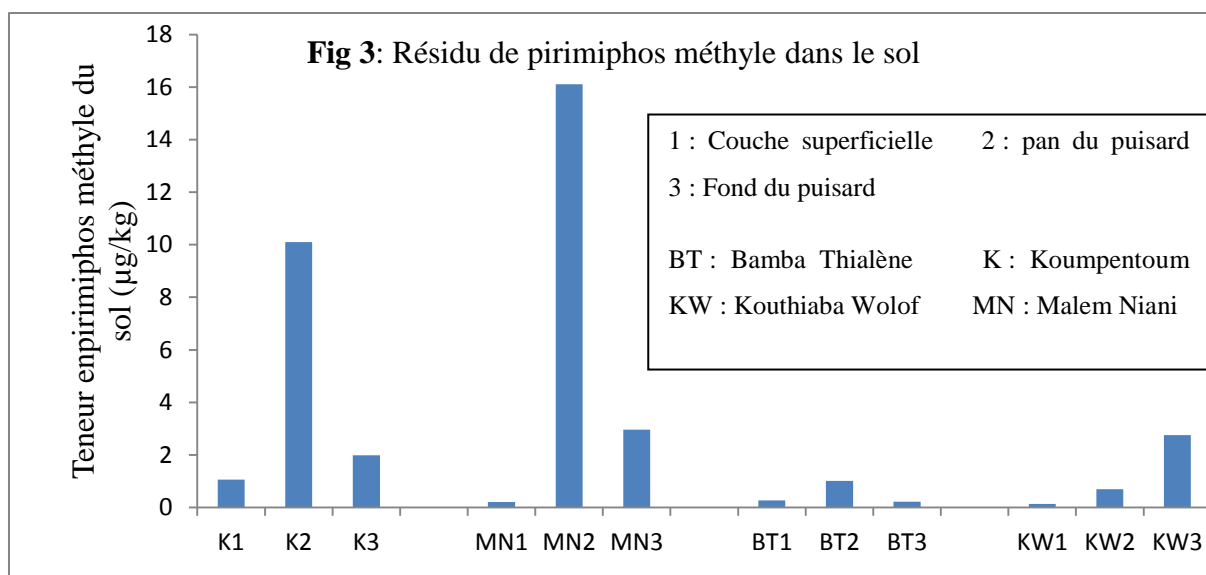
**Tableau 1** : Résultats des paramètres physico-chimiques des sols

Sites d'étude	Coordonnées géographiques	Texture	pH	Conductivité Electrique ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	% C	Matière organique (%)
Koumpentoum	13° 98' 26'' N 14° 56' 05'' W	sablo-limoneuse	7,4	55	1,28	2,2
Kouthiaba Wolof	14° 17' 58'' N 14° 45' 53'' W	sablo-limoneuse	6,3	60,4	0,73	1,26
Bamba Thialène	13° 81' 10'' N 14° 61' 81'' W	sablo-limoneuse	8,31	61	0,49	0,84
Malem Niani	13° 93' 28'' N 14° 29' 45'' W	sablo-limoneuse	8,32	65	0,69	1,2

Les sols des puisards de Bamba Thialène, Malem Niani et Kouthiaba Wolof ont une texture sablo-limoneuse avec une prédominance du sable grossier (31,6%) alors que pour les sols de Koumpentoum, le limon grossier prédomine (53,9%). Si le sol de Kouthiaba Wolof est légèrement acide, celui de Koumpentoum est, par contre, légèrement alcalin et les sols de Bamba Thialène et Malem Niani sont alcalins ( $\text{pH} > 8,3$ ). Les teneurs en matières organiques sont plus importantes dans le site de Koumpentoum (2,2%) suivi de Malem Niani et Kouthiaba Wolof. Seul le site Bamba Thialène présente des teneurs en matières organiques inférieures à 1%.

### 3.2. Teneurs en pirimiphos méthyle des sols des puisards

Les résultats d'analyse des échantillons de sol dans les différents zonages de prélèvement des puisards (couche superficielle, côté latéral, fond du puisard) sont indiqués sur la **Fig 3**.



Cette figure montre que le pirimiphos méthyle est détecté dans tous les échantillons de sol prélevés après la campagne d'aspersion intra-domiciliaire. Les résultats varient de 0,14 µg m.a./kg de sol prélevé dans la couche superficielle du puisard de Kouthiaba Wolof à 16,14 µg m.a./kg de sol prélevé sur le côté latéral du puisard de Malem Niani. Les taux de résidus de pirimiphos méthyle les plus élevés sont enregistrés sur les échantillons prélevés sur le côté latéral des puisards de Koumpentoum et Malem Niani. Pour tous les sites, les couches superficielles des puisards présentent les plus faibles teneurs en pirimiphos méthyle. Seul le site de Kouthia wolof enregistre une teneur en pesticide dans le fond du puisard plus élevée que celle notée dans le côté latéral.

## 4. Discussion

### 4.1. Traces de pirimiphos méthyle dans la couche supérieure des puisards

L'analyse a révélé de faibles teneurs en résidus de pirimiphos méthyle dans les échantillons prélevés dans les couches superficielles de tous les puisards. Le sol de texture sablo-limoneuse faciliterait une percolation et les résidus de pesticides dans les eaux de rinçage sont soumis à la photodégradation. Cette partie du puisard étant la plus exposée au rayonnement solaire, le pirimiphos méthyle absorbe de l'énergie lumineuse et subit une transformation (**Hebert et Miller, 1990**). L'isolement de la couche superficielle des puisards par une couche cimentée renforcée de tapis a aussi contribué à la protection de cette partie contre les charges polluantes des eaux de lavage. Cette construction entrainerait une augmentation de la température du puisard, ce qui est aussi un facteur de dégradation du pirimiphos méthyle. En effet des études ont montré que l'augmentation de la température accélère le taux de

dégradation des pesticides par adsorption (**Martin-Guillon et Font, 2001**) mais également par oxydation (**Bouseba et al, 2009**).

#### **4.2. Taux élevés de pirimiphos méthyle sur les pans latéraux des puisards**

Les échantillons de sols prélevés au niveau des pans latéraux des puisards ont enregistré les plus fortes teneurs en résidus de pirimiphos méthyle, ce qui montre une diffusion latérale des eaux contaminées versées dans les puisards surtout à Koumpentoum et Malem Niani. Dans les pans latéraux, les résidus de pesticides ont dû être adsorbés par les particules de sols grâce à leur forte teneur en matière organique. De nombreuses études ont montré une adsorption importante des molécules hydrophobes par les matières organiques du sol (**Gramatica et al, 2000; Calvet et al, 2005**). Selon **Bansal (2012)**, le pirimiphos méthyle a un grand potentiel de bioaccumulation et une faible mobilité dans le sol, donc une augmentation de la rétention de ce pesticide dans les pans latéraux des puisards peut rendre difficile sa biodégradation.

Par ailleurs, à l'emplacement du puisard éliminé, la pratique de culture de plantes à usage alimentaire de même que la divagation des animaux dans cette partie contaminée du sol peuvent constituer des risques sur la santé des populations. En effet, les résidus d'insecticide possèdent la propriété de contaminer la chaîne alimentaire par leur présence dans les herbes, l'eau, la viande et le lait (**Kidd et al, 2001 ; Carejeira et al, 2003**).

#### **4.3. Traces de pirimiphos méthyle au fond des puisards**

Les échantillons de sol prélevés au fond des puisards ont révélé de très faibles résidus de pirimiphos méthyle. Dans le puisard, les eaux polluées au pirimiphos méthyle traversent d'abord 60 centimètres de moellons. Fortement freinée par l'écoulement dans les moellons, la vitesse du drainage des eaux contaminées versées dans les puisards reste très faible (**Carbon Clément, 2012**). Cette situation favorise la volatilisation du pirimiphos méthyle à partir de la couche de moellons sous l'influence de nombreux facteurs dont l'ensoleillement (**Marlière, 2001**). Les eaux de lavage traverseront ensuite une couche de 20 centimètres de charbon de bois et enfin une troisième couche de 20 centimètres de sciure de bois avant d'atteindre le fond du sol. Ce dispositif du puisard permet de concentrer les traces du pirimiphos méthyle sur un support d'adsorption (charbon de bois, sciure de bois). En effet, un composé concentré (dans les limites de toxicité) sera plus facilement consommé par la microflore indigène que lorsqu'il est présent dans un milieu sous forme de traces (**Gendrault, 2004**). L'adsorption (procédé physique de décontamination) rend le pesticide disponible pour la microflore

indigène du charbon de bois engagée dans le processus de dégradation du pirimiphos méthyle. Les composés organiques des débris de bois et sciures de bois minéralisent les pesticides (Marlière, 2000).

#### **4.4. Influence des facteurs pédologiques sur la performance des puisards**

L'étude montre que les sites de Kouthiaba Wolof et Bamba Thialène ont les puisards les plus performants en termes de dégradation du pirimiphos méthyle dans le sol. Cette performance des puisards en matière de décontamination des eaux chargées de pirimiphos méthyle pourrait être attribuée aux facteurs pédologiques principalement le pH et la teneur en matières organiques du sol. La dégradation importante du pirimiphos méthyle dans le site de Kouthiaba Wolof pourrait être due au pH acide des sols de ce site. Des études ont montré que la dégradation biologique, physique et chimique des pesticides est fortement accélérée en milieu acide (Gendrault, 2004 ; US EPA, 2002). Par contre, pour le site de Bamba Thialène, le pirimiphos méthyle est bien dégradé malgré un pH alcalin des sols de ce site. Cette performance pourrait être attribuée à la pauvreté des sols de site en matières organiques. De faibles teneurs en matières organiques limiteraient l'adsorption du pirimiphos méthyle par les particules du sol ce qui conduit à l'accélération de leur dégradation (Coquet et Barriuso, 2002; Weber et al, 2004).

En outre, la faible performance des puisards des sites de Koumpentoum et Malem Niani peut s'expliquer par la forte teneur en matières organiques mais également par l'alcalinité des sols de ces sites.

#### **Conclusion**

Les résultats de cette étude ont montré que le pirimiphos méthyle est présent à teneurs variables dans tous les échantillons de sol prélevés après la campagne d'aspersion intra-domiciliaire. Les plus faibles concentrations de pirimiphos méthyle sont notées dans les couches superficielles des puisards. Dans cette partie, la dégradation du pesticide s'est faite par photodégradation accélérée par les fortes températures. Des teneurs élevées de pirimiphos méthyle sont enregistrées dans les échantillons de sols prélevés sur les pans latéraux, ce qui montre le potentiel de bioaccumulation et de faible mobilité de ce pesticide dans le sol suite à la diffusion latérale des eaux contaminées versées dans les puisards. Au fond de tous les puisards, le pirimiphos méthyle est présente à faibles concentrations ce qui montre qu'il n'y a pas eu d'infiltration importante du pesticide. En effet le dispositif du puisard a fonctionné

comme un biofiltre grâce à la présence de la couche de moellons qui ralentit la progression du polluant, les couches de charbon de bois qui adsorbent le pirimiphos méthyle et la microflore indigène qui le biodégrade et le minéralise. Toutefois, il convient de noter que la performance des puisards est étroitement influencée par les facteurs pédologiques du sol en particulier le pH et la teneur en matières organiques. Ainsi, il ressort de cette étude que la dégradation du pesticide dans le puisard serait accélérée par l'acidité et la pauvreté du sol en matières organiques. Afin de limiter l'infiltration du pesticide jusqu'à la nappe, il serait judicieux dans le choix des sites pour l'installation de puisards de ne retenir que des sols acides et/ou pauvres en matières organiques.

Par ailleurs, cette étude pourrait être poursuivie par une évaluation du Pyrimidinol, produit de dégradation du Pirimiphos Méthyl, dans l'environnement mais également par le suivi d'autres facteurs physicochimiques comme l'humidité du sol et le potentiel d'oxydoréduction sur la dégradation de ce pesticide.

**Conflit d'intérêt : aucun**

## **5. Références bibliographiques**

Alabi OA, Ogunwenmo KO, Adebusuyi TT and Shobowale OD (2014). Genotoxic potential of pirimiphos-methyl organophosphate pesticide using the mouse bone marrow erythrocyte micronucleus and the sperm morphology assay. *J Environ Occup Sci*, 3(2): 81-86.

Anogwih JA (2014). Toxicity of Pirimiphos Methyl (Actellic 25EC) on *Anopheles gambiae*, *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae), and Potential Biocontrol Agent, *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae). *Journal of economic entomology*, 107(4): 1440-1446.

Bansal OP (2012). Degradation of pesticides. *Pesticides Evaluation of environmental pollution* (Hamir S, Rathore and LML Nollet, Ed.). CRC Press, New York, United States of America, p: 47-77.

Barriuso E and Calvet R (1992). Soil type and herbicides adsorption. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 46(1-3): 117-128.

Bollag JM and Liu SY (1990). Biological transformation processes in pesticides, in Cheng, H.H., ed., *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling*: Madison, Wis., *Soil Science Society of America*, p: 169-211.

Bouseba B, Zertal A, Beguet J, Rouard N, Devers M, Martin C et Martin-Laurent F (2009). Evidence for 2,4-D mineralisation in Mediterranean soils: impact of moisture content and temperature. *Pest Manage. Sci.*, 65 (9): 1021-1029.

Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay MP, Coquet Y (2005). Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales. Edition *France Agricole*, Paris, 641p.

Carbon Clément (2012). Etude de la photodégradation du malathion et du chlorpyrifos méthyl dans le sol, 32p.

Cerejeira MJ, Viana P, Batista S, Pereira T, Silva E, Valerio MJ, Silva A, Ferreira M et Silva-Fernandes AM (2003). Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water Research*, 37: 1055-1063.

Cissé I, Tandia AA, Fall ST et Diop ES (2003). Usage incontrôlé des pesticides en agriculture urbaine et périurbaine : cas de la zone des Niayes au Sénégal. *Cahiers d'études et de recherches francophones/Agriculture*, 12: 181-186.

Coquet Y and Barriuso E (2002). Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie*, 22(4): 389-398.

Diop RN (2010). Mise en œuvre des mesures de sécurité en aspersion intra-domiciliaire, Atelier de partage des procédures du WHOPES du 03 au 06 août 2010 au Radisson Blue, Dakar, Sénégal.

European Commission (2007) «Method validation and quality control procedures for pesticide residues analysis in food and feed, Document No. SANCO/2007/3131». Available: [www.ec.europa.eu/food/plant/protection/ressources/qualcontrol\\_en.pdf](http://www.ec.europa.eu/food/plant/protection/ressources/qualcontrol_en.pdf).

Gendault S (2004). Etude d'un traitement combiné bio-physico-chimique pour la décontamination des eaux polluées en atrazine. *Thèse de Doctorat Institut national des Sciences appliquées de Lyon, France*, 158 p.

Ghaly AE, Alkokaik F and Snow A (2007). Degradation of pirimiphos-methyl during thermophilic composting of greenhouse tomato plant residues. *Canadian Biosystems Engineering*, 49(6): 1-11.

Gramatica P, Corradi M and Consonni V (2000). Modelling and prediction of soil sorption coefficients of non-ionic organic pesticides by molecular descriptors. *Chemosphere*, 41(5): 763-777.

Hebert VR et Miller GC (1990). Depth dependence of direct and indirect photolysis on soil surfaces. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 38 (3): 913-918.

Kidd KA, Bootsma HA et Hesslein RH (2001). Biomagnification of DDT through the benthic and pelagic food webs of Lake Malawi, East Africa: Importance of trophic level and carbon source. *Environmental Science and Technology*, 35: 14-20.

Larson RA and Weber EJ (1994). Reaction mechanisms in environmental organic chemistry. *CRC Press, New York, United States of America*, p: 2-64.

Lozowicka B, Kaczynski P, Paritova AE, Kuzembekova GB, Abzhalieva AB, Sarsembayeva, NB and Alihan K (2014). Pesticide residues in grain from Kazakhstan and potential health risks associated with exposure to detected pesticides. *Food and Chemical Toxicology*, 64: 238-248.

Marlière F (2000). Mesure des pesticides dans l'atmosphère. INERIS DRC-00-23449-AIRE-5692-CDU-FMr, 74 pages.

Marlière F (2001). Pesticides dans l'air ambiant. INERIS DRC-01-27138-AIRE N° 801-FMr, pp: 7-19.

Martin-Guillon I and Font R (2001). Dynamic pesticide removal with activated carbon filters. *Water Research*, 35: 516-520

Organisation mondiale de la Santé (2011). Rapport sur le paludisme dans le monde. Genève, Suisse, 195p.

Parrón T, Requena M, Hernández AF and Alarcón R (2011). Association between environmental exposure to pesticides and neurodegenerative diseases. *Toxicology and applied pharmacology*, 256(3): 379-385.

Severin F et Languier M (2002). Définition des produits phytosanitaires, pp. 404-412. In pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. *ACTA, Ed. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, Paris, France.

US EPA (2002). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving water to freshwater and marine organisms. *Fifth Edition, EPA -821-R-02-012*, p: 41-50.

Weber J, Wilkerson G and Reinhardt C (2004). Calculating pesticide sorption coefficient using selected soil properties. *Chemosphere*, 55: 157-166.