

Modélisation numérique du transport de solutés : prévision des risques de contamination de la nappe des Niayes (Sénégal) par les pesticides

[Modeling solute transport in unsaturated porous media: predicting risk of groundwater contamination in the Niayes area (Senegal) by the use of pesticides]

El hadji Bamba DIAW¹, Mamadou Lamine Lo¹, Mamadou Wade¹, Seydou Ndao², Ablaye Diallo¹, and Grégoire SISSOKO⁴

¹Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau et de l'Environnement (LaSTEE), Ecole Polytechnique de Thiès BPA 10 Thiès, Senegal

²Université de Thiès, UFR Sciences et Technologie, Cité Malick Sy, BP 967, Thiès, Senegal

³Faculté des Sciences et Techniques, Département de Physique, Université Cheikh Anta DIOP de Dakar, Senegal

Copyright © 2016 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The Niayes area is an agricultural region where market gardeners use a lot of fertilizers and pesticides. With irrigation, water infiltration can lead with it chemicals that can reach the groundwater that is used for drinking by the population and other domestic activities. The study presented in this paper is to assess the risk of contamination of the groundwater consecutive to the use of chemicals in the Niayes area. To perform this, we used the HYDRUS-1D software to model and visualize the spread of flow concentration of the constituent considered as pollutant from the soil surface to the water table. For pollutants we considered in our simulations, urea and NPK 46% mainly used in the Niayes area. The amounts of fertilizer considered in the simulations are those recommended by the Regional Agriculture Center of Thiès. The study shows that nitrates are not retained by the soil (behavior of a tracer with little or no ion exchange), thus easily reach into groundwater. They move with the irrigation water along the profile. On the other hand, by introducing parameters such as the coefficient of distribution or the kinetics degradation constant in NPK, we achieved a considerable reduction in final concentration. The study also shows that the drainage time it takes for a substance to reach the table is not the same for the different soils. However, it will be noted that with the crop intensification observed, the groundwater of the Niayes area is exposed to an obvious contamination.

KEYWORDS: Niayes, groundwater, irrigation, pesticides, modeling.

RESUME: La zone des Niayes est une région agricole où les producteurs maraichers utilisent une grande quantité de pesticides. Avec l'arrosage, l'infiltration des eaux peut entraîner avec elle des substances chimiques qui peuvent atteindre l'eau de la nappe phréatique qui est consommée par les populations de la zone. L'étude présentée dans cet article, vise à évaluer les risques de contamination de la nappe consécutifs à l'utilisation des produits chimiques dans la zone des Niayes. Pour ce faire, nous avons utilisé le logiciel hydrus-1D [1] pour modéliser et visualiser la propagation du flux de concentration du constituant considéré comme polluant depuis la surface du sol jusqu'au niveau de la nappe. Pour les polluants nous avons considéré dans nos simulations, l'urée et le NPK 46% majoritairement utilisés dans la zone des Niayes. Les quantités d'engrais considérées dans les simulations sont celles préconisées par le centre régional d'agriculture de Thiès. L'étude montre que les nitrates n'étant pas retenus par les sols, parviennent facilement dans les eaux souterraines. Ils se déplacent avec l'eau de l'irrigation le long du profil. Par contre, en introduisant les paramètres tels que le coefficient de distribution ou la constante cinétique de dégradation dans le NPK, nous avons obtenu une diminution considérable de la concentration finale. L'étude montre également que le temps de drainage que met une substance pour atteindre la nappe n'est pas le même pour les

différents sols. Cependant, il faudra noter qu'avec l'intensification des cultures, la nappe de la zone des Niayes se trouve exposée à une contamination évidente.

MOTS-CLEFS: Niayes, nappe souterraine, irrigation, pesticides, modélisation.

1 INTRODUCTION

Le développement de l'agriculture est accompagné par l'utilisation des produits phytosanitaires ou pesticides partout dans le monde. Cette utilisation de pesticides a montré ses avantages notamment dans l'augmentation des rendements de production par l'élimination ou la réduction des déprédateurs des cultures. Toutefois, derrière ces bienfaits, se cachent des effets insidieux dont les méfaits sur l'environnement, la qualité des produits agricoles, et la santé des populations sont considérables. Sur ce dernier point, l'OMS estime à plus d'un million de personnes victimes annuellement d'intoxication dont vingt mille en sont morts [2]. L'agriculture au Sénégal comme partout ailleurs dans les pays Sahéliens utilise beaucoup de pesticides notamment dans les cultures de rente et de haute valeur ajoutée. La zone des Niayes, principal lieu de production et d'approvisionnement de produits horticoles connaît ces mêmes problèmes qui se manifestent par l'utilisation massive et abusive des pesticides, la contamination des ressources en eau de la nappe phréatique [3], [4], [5]. Cette zone agricole qui s'étale de Dakar à Saint-Louis avec une longueur de 180 km sur 20 km de large, regroupe près de 80% de la production maraîchère et horticole du Sénégal. Du fait de la nécessité de satisfaire les besoins du marché local et étranger, les paysans s'adonnent à une politique d'intensification de la production agricole. Cela nécessite l'utilisation de certaines substances comme l'engrais, les pesticides ou des eaux usées brutes pour l'arrosage des plantes. La zone étudiée est constituée de six sites majoritairement sableux. Lorsqu'on considère un écoulement vertical, l'infiltration des eaux peut entraîner avec elle des substances chimiques qui peuvent atteindre la nappe phréatique [6]. L'eau de la nappe est utilisée pour les activités agricoles ou comme boisson par les populations et pour abreuver le bétail. Ainsi, la contamination des eaux de la nappe entraîne des conséquences graves sur la santé des populations, l'environnement et le cheptel [7]. Il est clair que dans ces conditions, la qualité des eaux souterraines dépend de notre aptitude à apprécier le risque de transfert de polluants en fonction des choix de gestion des sols qui sont faits [8]. L'objectif de cette étude est non pas de quantifier la pollution en tant que telle ni de citer les zones déjà polluées, mais plutôt d'évaluer les risques de contamination de la nappe consécutifs à l'utilisation de produits chimiques par les agriculteurs de la région. Ceci est d'autant plus justifié que ces produits phytosanitaires, ces engrais chimiques, ces eaux usées peuvent à la longue constituer des polluants à force de s'accumuler dans le profil du sol [9], [10]. La démarche utilisée dans ce travail consiste à étudier d'abord le milieu poreux non saturé et ensuite le milieu saturé. Ces deux milieux constituent l'élément essentiel du sol et jouent le rôle de filtre pour l'eau souterraine [11]. En effet, selon l'épaisseur de la zone non saturée, le polluant peut atteindre ou non la nappe. L'aquifère peut influencer également sur la potabilité de l'eau souterraine [12]. Dans ce travail, l'étude de la migration des eaux et des polluants dans les sols repose sur une modélisation numérique qui est devenue incontestablement le principal moyen pour étudier le transfert d'eau et de solutés dans les sols à l'échelle régionale. Alors que l'étude expérimentale permet de rendre compte d'un état de fait donné c'est-à-dire la durée pendant laquelle l'expérience a été menée, la modélisation numérique représente un outil prévisionnel pour une gestion rationnelle. Le logiciel hydrus-1D [1] a été utilisé pour les simulations. Il nous a permis de simuler la propagation du flux de concentration du constituant considéré comme polluant depuis la surface du sol jusqu'à la profondeur de la nappe. La connaissance des caractéristiques hydrodynamiques des sols est nécessaire pour effectuer ces simulations. La substance est considérée comme étant non radioactive, avec une concentration donnée issue des quantités recommandées par le centre régional d'agriculture de Thiès.

2 PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

2.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

Située sur la frange littorale Nord sénégalaise (figure 1), la zone des Niayes se caractérise par des conditions physiques et climatiques favorables qui sont le support des activités agropastorales (horticulture, aviculture et production laitière) qui s'y développent.

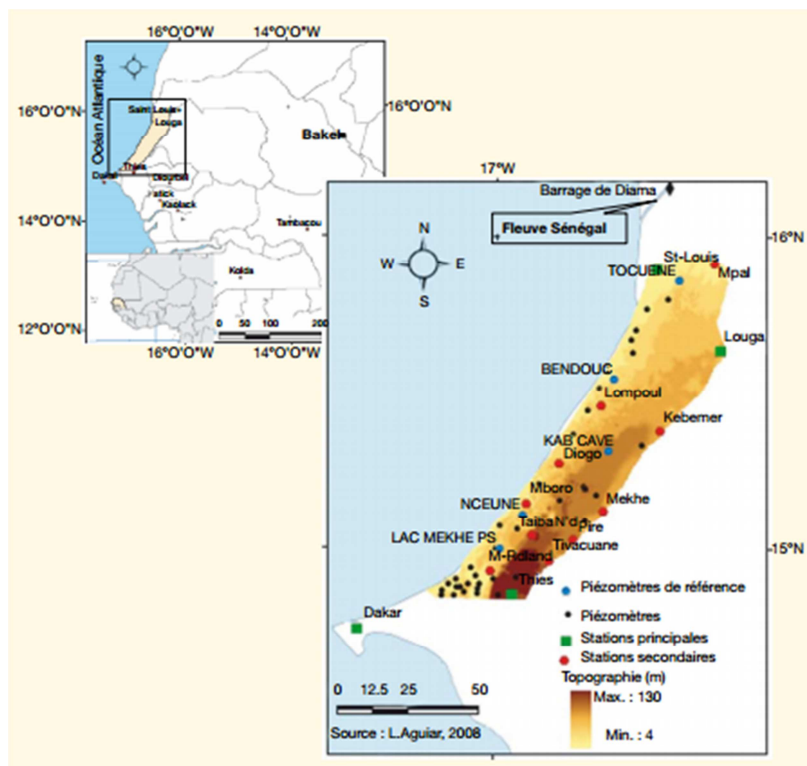


Fig. 1. Zone des Niayes

Les Niayes sont ainsi des cuvettes interdunaires plus ou moins inondées, permanentes ou semi-permanentes situées dans des dépressions entre dunes rouges (Nord de Mboro) ou des dépressions entre dunes internes et dunes du littoral (Sud de Mboro). Elles sont les traces de petites rivières formées pendant les régressions recoupant les dunes et que la mer a ensuite envahies. Les communications ont peu à peu disparu avec la formation du cordon littoral. On note les principales Niayes entre Mboro et Loumpoul avec en particulier celles de Mboro, le lac Tamna et Mekhé qui sont les plus grandes.

Certaines de ces « Niayes », disposant de nappes douces, ont permis l'installation de cultures maraîchères à forte utilisation de main d'œuvre, et dont près de 60 % de l'activité journalière est consacrée à l'arrosage manuel sur sols sableux.

Cette bande côtière longue de 180 km sur une vingtaine de kilomètre de large, produit plus de 80 % des cultures maraîchères du pays, renferme 1% du cheptel bovin, 3% des petits ruminants et une part très importante de l'aviiculture industrielle. L'étroitesse de ce milieu, partagé entre habitat et agriculture, traduit toute une stratégie d'intensification des systèmes agricoles aussi bien au niveau des petits que chez les grands producteurs.

La zone des Niayes se caractérise aussi par sa vulnérabilité notamment, dans sa géologie, ses ressources végétales et plus particulièrement ses ressources en eau souterraine. La nappe affleure dans les dépressions de la bordure du massif dunaire, provoquant la formation de marais temporaires ou permanents appelés Niayes qui donnent leur cachet particulier à cette région. Elles constituent en effet des zones verdoyantes où se pratiquent des cultures saisonnières. Les Niayes sont alimentées par la nappe et donc leur ennoisement est lié au régime de drainage et d'alimentation de la nappe. Cette dernière est à la fois utilisée pour l'agriculture et comme eau de boisson. L'aquifère est constitué essentiellement de sables qui se sont déposés durant l'ère du quaternaire, ce qui traduit toute la vulnérabilité de la nappe vis-à-vis de toute forme de pollution d'origine agricole et/ou domestique. La piézométrie de la nappe se caractérise par un dôme piézométrique très prononcé au centre-sud du secteur qui s'affaisse vers le nord jusqu'à l'isopièze zéro [13]. La nappe est ainsi de type côtier et s'écoule vers l'océan avec une pente en bordure de mer voisine de 0,5% et vers la nappe des calcaires lutétiens à l'est.

2.2 LES SOLS DE LA ZONE DES NIAYES

La géomorphologie de la zone des Niayes est caractérisée par le manteau des sables quaternaires qui recouvre les formations géologiques anciennes. De manière schématique, et en partant du littoral, on peut successivement observer : i) un cordon dunaire côtier de sable vif, d'une largeur de 200 à 300 m mais qui s'étend davantage par endroit et menace les

zones intérieures ; ii) des dunes plus ou moins fixées, entrecoupées de dépressions plus ou moins humides ; iii) des sables rouges constituant des sols ferrugineux, situés en bas de pente ; iv) des sols tourbeux localisés dans les pointes bas des dépressions comportant un horizon superficiel composé de matière organique en décomposition, très acide et à salinité assez élevée ; v)- des vertisols, limités à la zone de Sébikotane, caractérisés par une teneur élevée en montmorillonite. Les sols sont à texture dominante sablonneuse variant des types Dior, Deck Dior à Deck avec un degré dégressif de lessivage des argiles et une teneur en matières organiques et minérales généralement faible.

Les données de sols utilisées dans cet article, proviennent d'un travail réalisé par Ndiaye et al. [13] dans le cadre du Projet d'Appui à l'Entreprenariat Paysan de la région des Niayes Sénégal (PAEP). Plusieurs paramètres ont été étudiés mais nous considérons juste ceux nécessaires pour la présente étude.

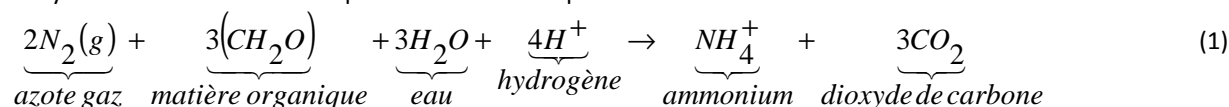
3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 PRESENTATION DE LA SUBSTANCE POLLUANTE : LES RAISONS DU CHOIX

La substance considérée dans cette partie est l'azote. C'est une molécule présente dans la majorité des engrais chimiques sous forme de pourcentage et participe à la croissance des plantes. Un engrais est toute substance naturelle ou synthétique que l'on ajoute au sol pour apporter les éléments nutritifs aux végétaux notamment l'azote (N), le phosphore (P₂O₅) et le potassium (K₂O). Dans la zone des Niayes on utilise plusieurs engrais mais la prédominance de l'urée 46-0-0 et du NPK 10-10-20, nous a poussé à ne considérer que ces deux types. La molécule d'azote (N₂) est essentiellement présente dans l'air, mais dans l'eau et le sol où elle est sous forme de nitrates (NO₃⁻) et de nitrites (NO₂⁻). Toutes ces substances appartiennent au cycle de l'azote.

3.1.1 LE CYCLE DE L'AZOTE

Le cycle de l'azote est très complexe et aboutit à la production des nitrates ou nitrites.



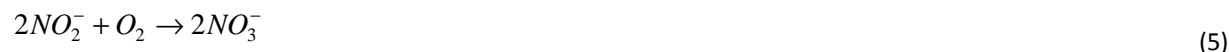
Les sols où le Ph est élevé, l'ammonium se transforme en ammoniac gazeux.



La nitrification transforme les produits de la fixation (NH₄⁺, NH₃) en NO_x (soient NO₂⁻ et NO₃⁻), des nitrites et des nitrates. C'est une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymatique reliée à des bactéries dans les sols et dans l'eau. La réaction en chaîne est de type :



Soit :



L'azote ammoniacal est une forme essentiellement transitoire, c'est la première transformation dans le sol de l'azote organique. Ainsi, du fait de la présence de l'eau, on peut aboutir à la formation des nitrates ou nitrites en passant par l'ammonium. Les nitrates, très solubles dans l'eau, sont entraînés par lessivage vers les profondeurs du sol. Ils suivent l'eau dans ses déplacements et peuvent descendre à une vitesse qui dépend essentiellement de la teneur en eau et des caractéristiques hydrodynamiques. Ils se déplacent à la vitesse de l'eau comme un bon traceur sans interaction avec le milieu ou avec peu d'échanges d'ions [11]. Ils peuvent également, s'ils n'ont pas migré à trop grande profondeur, remonter dans le profil du sol par capillarité, en période sèche. Dans cette étude, nous allons considérer l'urée comme traceur (moins de cations) et donc ne réagit pas avec le milieu. Les échanges cationiques dans le cas du NPK seront plus importants.

3.1.2 EFFETS DES NITRATES SUR LA SANTE

On sait que les nitrates et les nitrites ont plusieurs effets négatifs sur la santé lorsque l'épandage est excessif. Parmi ces effets nous pouvons citer : i) – les réactions avec l'hémoglobine du sang, provoquant une diminution des capacités de transport de l'oxygène (nitrite) ; ii) – la diminution du fonctionnement de la glande thyroïde (nitrate) ; iii) – le manque de vitamine A (nitrate) ; iv) – la production de nitrosamines, qui sont connues comme l'une des causes les plus communes de cancer (nitrates et nitrites) [14].

3.1.3 QUANTIFICATION DE L'AZOTE

Selon les informations recueillies au Centre Régional d'Agriculture de Thiès, les normes autorisées dans la zone des Niayes sont 100 kg/ha pour l'urée et 150 kg/ha pour le NPK 10-10-20. Nous allons ramener cette quantité au mètre carré pour calculer le nombre de mol. La concentration étant en nombre de mol par quantité de volume, nous allons considérer un litre de solution. Pour l'urée : 46% de N₂ ce qui nous donne une masse de 4,6 g/m², la concentration molaire sera alors de 0,160 mol/l/m² soit 160 mmol/l/m². Pour le NPK 10-10-20 : 10% de N₂ ce qui nous donne une masse de 1,5 g/m² ; la concentration molaire sera alors de 0,107 mol/l/m² soit 107 mmol/l/m². Ces valeurs de concentrations seront des données d'entrée pour le modèle de simulation.

3.2 MODELISATION DU TRANSPORT DE POLLUANT DANS LA ZONE D'ETUDE

Lors du transport de solutés, on assiste à un déplacement du front de concentration de la surface vers les profondeurs. Pour étudier ce phénomène nous utilisons un modèle numérique de simulation appelé Hydrus-1D.

3.2.1 PRESENTATION DU LOGICIEL HYDRUS-1D (ŠIMUNEK J. AND AL., 2008)

Hydrus-1D est un logiciel de simulation des transferts d'eau et de polluants en milieu poreux non saturé basé sur la méthode des éléments finis en termes de discrétisation temporelle et spatiale (approximation d'ordres supérieurs en temps et espace). Il est développé par l'Agricultural Research Service de l'US Department of Agriculture (USDA) à Riverside en Californie, en collaboration avec l'International Ground Water Modeling Center (IGWMC). La version 4.0 permet de simuler entre autres les écoulements de l'eau, le transport de solutés et le transfert de chaleur en une dimension dans un milieu variablement saturé en eau. Les simulations peuvent être conduites en milieu homogène comme en milieu hétérogène et peuvent intégrer le transport de plusieurs solutés. Le logiciel contient un générateur de maillage pour la discrétisation spatiale du domaine à modéliser. Il fonctionne dans un environnement Microsoft Windows avec une interface interactive pour la saisie des paramètres et la présentation des résultats. Les paramètres hydrodynamiques d'entrée pour le sol sont ceux du modèle de Van Genuchten [15].

Pour le soluté, les paramètres considérés sont ceux de l'équation de convection dispersion du transport de soluté réactif ou non.

3.2.2 LE MODELE MATHEMATIQUE DANS HYDRUS-1D

Pour étudier les mécanismes de transport de soluté en milieu poreux saturé ou non, plusieurs modèles mathématiques sont utilisés. Quel que soit le schéma retenu, il est soumis à des critères de discrétisation en temps et espace.

L'équation de convection-dispersion en 1D, utilisée pour décrire le transport vertical d'un soluté réactif en milieu poreux partiellement saturé en eau [11], peut s'écrire de la manière suivante :

$$\frac{\partial(\phi S_w C + \rho_s(1-\phi)C_s)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\phi S_w D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (qC) - \mu(\phi S_w C + \rho_s(1-\phi)C_s) \quad (6)$$

C [M.L⁻³] représente la concentration du soluté, q [L.T⁻¹] est la vitesse de Darcy, ϕ [-] et la porosité, S_w [-] est le degré de saturation en eau, ρ_s [M.M⁻¹] est la masse volumique de la phase solide, μ [T⁻¹] est la constante cinétique de dégradation et D [L² T⁻¹] représente le coefficient de dispersion hydrodynamique. En utilisant la dispersion effective en milieu non saturé, on obtient :

$$\theta D = |q| \lambda_L + \theta D_m \tau \quad (7)$$

θ [$L^3 L^{-3}$] est la teneur en eau volumique du milieu, liée au degré de saturation par la relation $\theta = \phi S_w$, λ_L [L] est la dispersivité longitudinale, τ [-] est la tortuosité et D_m [$L^2.T^{-1}$] est la Diffusion moléculaire.

En introduisant R facteur de retard, dépendant de la saturation en eau, dans l'équation (6) on obtient :

$$\frac{\partial(R\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (qC) - \mu \theta RC \quad (8)$$

$$\text{Avec } R = 1 + \frac{\rho_s (1 - \phi) K_d}{\theta} \quad (9)$$

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta} \quad (10)$$

$$\text{En posant } \rho_b = \rho_s (1 - \phi) \quad (11)$$

K_d [$L^3.M^{-1}$] représente le coefficient de distribution et ρ_b [$M.L^{-3}$] est la masse volumique apparente.

3.2.3 DESCRIPTION PHYSIQUE DU SOL

La description physique d'un sol non saturé correspond tout d'abord à la détermination des deux fonctionnelles $h(\theta)$ et $K(\theta)$ connues sous le nom de courbes caractéristiques du sol. Elles représentent respectivement la loi de rétention de l'eau par le sol et celle de l'évolution de la conductivité hydraulique suivant l'état de saturation du sol. La connaissance de ces deux fonctionnelles permet de procéder à la détermination des paramètres hydrodynamiques qui sont des caractéristiques intrinsèques de chaque type de sol. Plusieurs équations analytiques ont été proposées par divers auteurs et suite aux travaux de Russo [16], nous avons utilisé les fonctions analytiques de Mualem-Van Genuchten qui semblent donner de meilleurs résultats. Ces relations sont les plus couramment utilisées et s'expriment à travers les équations suivantes:

$$\theta(h) = \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^m} + \theta_r \quad (12)$$

$$K(h) = K_s \frac{\left\{ 1 - \alpha|h|^{n-1} \left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^{-m} \right\}^2}{\left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^{m/2}} \quad (13)$$

θ_r [LL^{-3}] représente la teneur en eau résiduelle, θ_s [LL^{-3}] est la teneur en eau à saturation, K_s [LT^{-1}] est la conductivité hydraulique à saturation, α [L^{-1}] et n [-] représentent des coefficients de forme (forme de la courbe de rétention) et sont caractéristiques du type de sol considéré. Alors que les autres paramètres sont obtenus après calage de la fonction de Van Genuchten sur la courbe $h(\theta)$ déterminée au préalable, la conductivité hydraulique à saturation peut être obtenue soit par des mesures *in situ*, soit par des mesures au laboratoire ou encore en utilisant les propriétés granulométriques ou composantes texturales.

Le tableau n°1 présente les données du sol qui seront utilisées comme paramètres d'entrées dans le logiciel Hydrus-1D pour la réalisation des simulations numériques. Dans les différents sols nous remarquons qu'on a une structure à caractère sableux.

Tableau 1. Caractéristiques physiques et hydrodynamiques des sols

Données \ sites	Darou Ndoye	Gabar	Sao Peulh	Fass Boye	Mboro	Touba Ndiaye
Conductivité hydraulique à saturation K_s (10 ⁻⁵ m/s)	5,30	35,27	4,86	34,69	6,44	20,88
Porosité %	46	39	66	27	49	64
Densité Apparente	1,42	1,62	0,90	1,92	1,34	0,96
Profondeur (cm)	160	190	200	170	200	140
Dispersivité θL [L]	10					
α	0,145					
θ_s	0,43					
θ_r	0,045					
n	2,68					

4 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

4.1 DONNEES ET PARAMETRES DES SIMULATIONS

Pour les différentes simulations opérées, le profil est divisé en plusieurs mailles. Le nombre de mailles pour chaque profil est fixé à 200 ce qui détermine en même temps la taille des mailles. Les conditions initiales et aux limites utilisées sont les suivantes : $h(z,0) = -1000$ cm, $h(z = 0,t) = 0$ cm, $(\partial h / \partial z)_{z=L} = 0$ (drainage libre à la limite inférieure). Les paramètres hydrodynamiques sont consignés dans le tableau 1. Pour le transport, $D_m = 0$, $\lambda_L = 10$ cm, K_d et μ , sont reportées sur le tableau 2.

Tableau 2. Valeurs du coefficient de distribution et de la constante cinétique de dégradation

	K_d [L ³ .M ⁻¹]	μ [T ⁻¹]
NPK	0,073	0,001
UREE	0	0

Les conditions aux limites pour le transport sont $C(z,t = 0) = 0$, $C(z = 0,t) = C_1$ ou C_2 (Dirichlet ; nous avons utilisé les indices 1 pour signifier les concentrations de l'urée $C_1 = 160$ mmol/l et 2 pour le NPK $C_2 = 107$ mmol/l) et le gradient de concentration est supposé égale à zéro à la limite inférieure (figure 2).

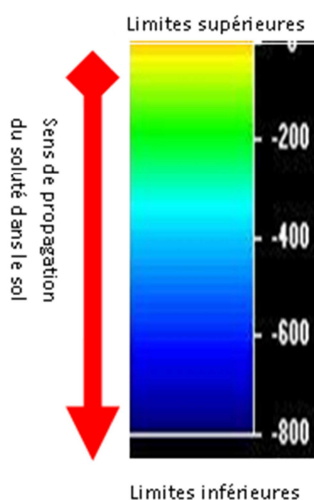


Fig. 2. Exemple de profil après simulation

L'urée sera considérée comme traceur et le NPK la substance réactive avec comme coefficient de distribution $K_d = 0.073 [L^3 M^{-1}]$, la constante de dégradation μ sera fixée à $0.001 s^{-1}$ [17].

La durée totale pour les simulations est de 05 heures soit 18000 s et la valeur du pas de temps Δt est variable suivant le nombre d'itérations effectué par le modèle au cours de la résolution de l'écoulement. Les temps de sortie de résultats considérés sont T0 (état initial), T1 = 4500 s T2 = 9000 s, T3 = 13500 s, T4 = 18000 s (fin de la simulation).

4.2 SIMULATIONS DU COMPORTEMENT DES DEUX SOLUTES SUR UN MEME SITE

Dans cette partie nous allons appliquer l'urée ou le NPK sur un même sol. Ceci nous permet de voir l'effet du traceur et du NPK lorsqu'on introduit la constante de dégradation et le coefficient de distribution.

- **Résultats sur le site de Darou Ndoye :** Dans ce site la nappe est à 160 cm de profondeur. La simulation avec l'urée (figure 3) donne pour un temps T1 = 4500 s une profondeur du front de concentration à $h_1 = 69$ cm et pour un temps T2 = 9000 s, nous avons une profondeur à $h_2 = 138$ cm soit le double de h_1 . Ceci montre que le matériau est uniforme et l'urée est faiblement retenue par le sol car la concentration finale est de 155 mmol/l.

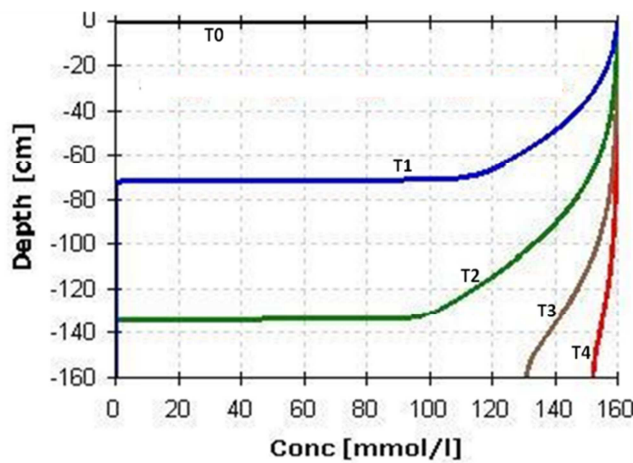


Fig. 3. Simulation de Darou NDOYE avec l'urée

Dans le cas du NPK (figure 4), la concentration finale après un temps T4 de 5 h de simulation est de l'ordre de 10 mmol/l. La majeure partie de cette substance est alors retenue par le sol. Nous avons les mêmes profils de concentration pour les temps T3 et T4. La conclusion qu'on peut en tirer est qu'il faut agir sur ces deux paramètres pour ralentir la progression de la substance.

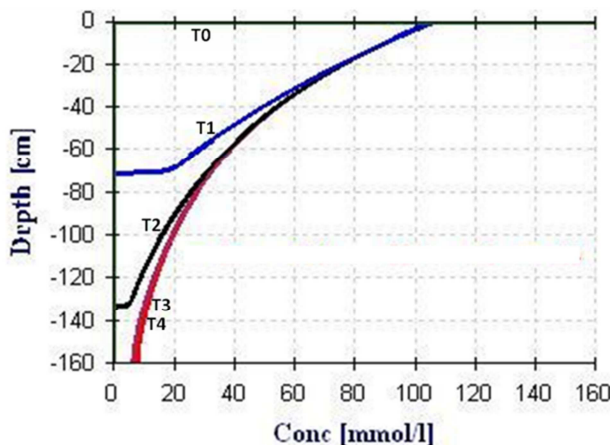


Fig. 4. Simulation de Darou NDOYE avec le NPK

- **Résultats sur le site de Gabar :** La nappe est à 180 cm de profondeur. Nous remarquons que pour les différents temps de sortie nous avons la même quantité de produit sur tout le profil. La vitesse de progression de l'urée dans ce sol (figure 5)

est très importante due à une valeur élevée de la conductivité hydraulique à saturation $K=3,5 \cdot 10^{-4}$ m/s qui est caractéristique d'un sable sans éléments fins donc de bonne perméabilité.

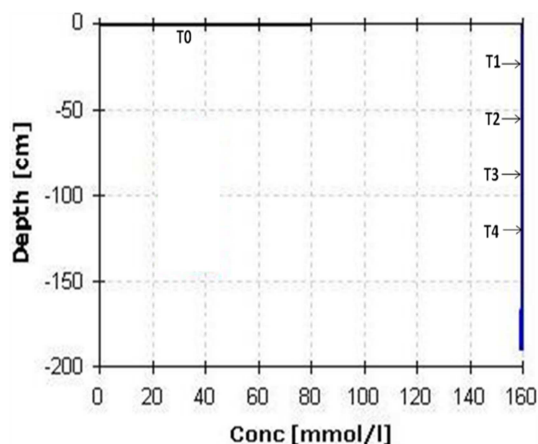


Fig. 5. Simulation de GABAR avec l'urée

La nappe est donc plus exposée à la pollution avec l'urée. Lors de l'application du NPK (figure 6), nous constatons une rétention plus importante par le sol, la concentration finale est de 59,66 mmol/l après un temps de simulation de 5 h.

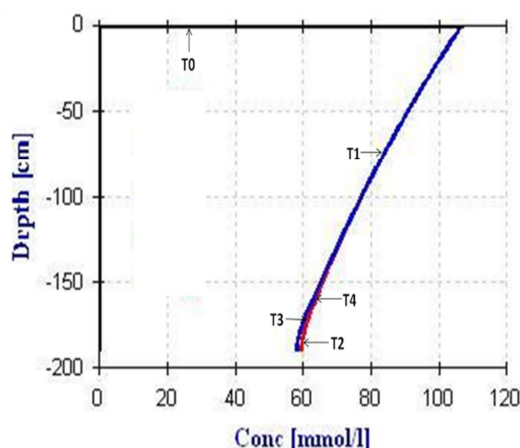


Fig. 6. Simulation de GABAR avec le NPK

- **Résultats sur le site de Sao Peulh** : La nappe est à 200 cm de profondeur. Dans cette localité, l'évolution du traceur reste identique à celle de Darou NDOYE de même que le NPK. Ceci est dû à l'égalité de leurs conductivités à saturation et, ainsi, les deux produits auront les mêmes conséquences sur ces sols. Après une simulation de 5 h la concentration finale est de 125 mmol/l pour l'urée (figure 7) et 10 mmol/l pour le NPK (figure 8). Plus le temps est long, moins le NPK atteindra la nappe. Ces résultats montrent que la nappe dans cette localité n'est pas vulnérable au NPK lorsqu'on considère un temps de 120 jours (durée d'une saison agricole dans cette zone).

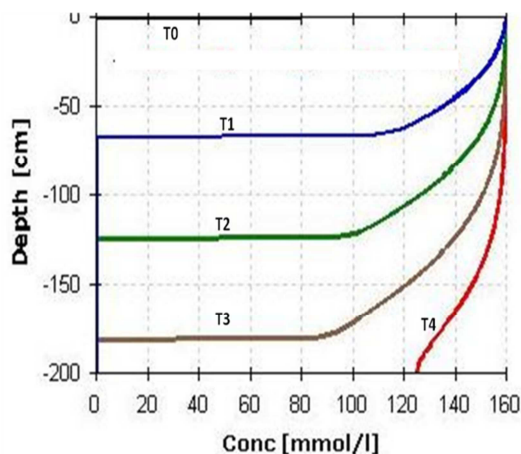


Fig. 7. Simulation de SAO Peulh avec l'urée

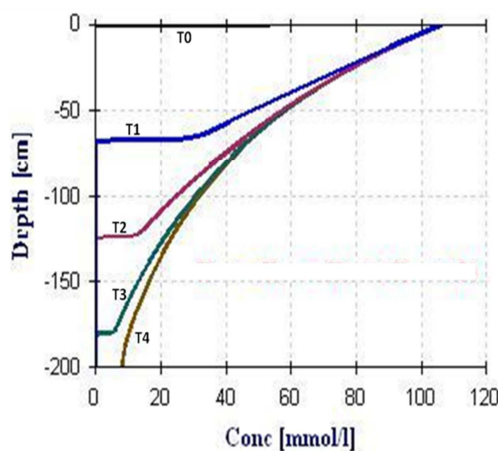


Fig. 8. Simulation de SAO Peulh avec le NPK

- **Résultats sur le site de Fass Boye :** La nappe est à 200 cm de profondeur dans cette zone. La concentration finale de l'urée est de 100 mmol/l pour une simulation de 5 h (figure 9). On assiste à une diminution plus importante de la concentration par rapport au sol à SAO par exemple où nous avons une concentration finale de 125 mmol/l pour un même temps de simulation.

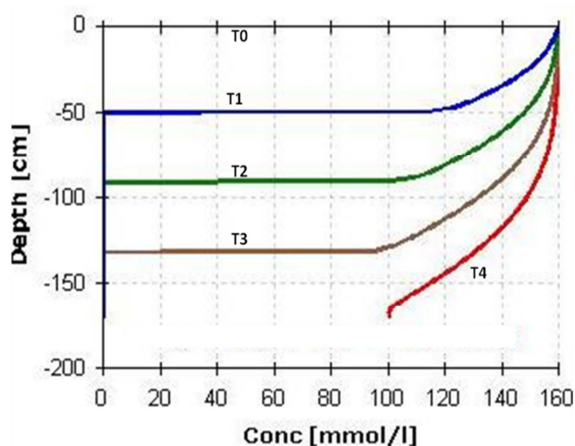


Fig. 9. Simulation de FASS BOYE avec l'urée

La concentration finale du NPK (figure 10) dans ce sol est de 50 mmol/l. La nappe étant plus profonde, le NPK mettra plus de temps pour l'atteindre et sa vulnérabilité au NPK devient faible.

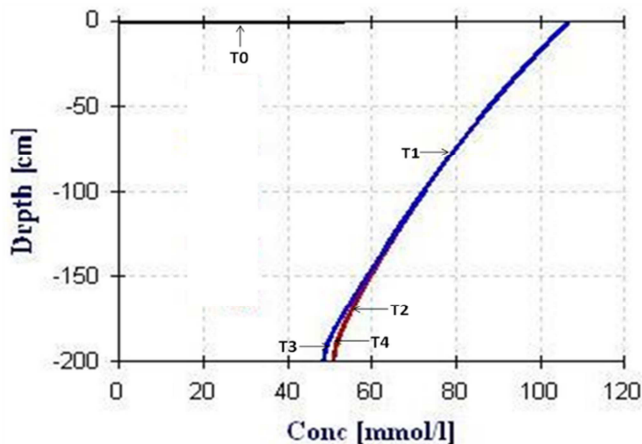


Fig. 10. Simulation de FASS BOYE avec le NPK

- **Touba Ndiaye** : La nappe est à 140 cm de profondeur. Nous avons ici un drainage rapide des deux substances vers les profondeurs. L'urée progresse très rapidement ce qui fait nous avons la même quantité sur tout le profil pour tous les temps de sortie des résultats de la simulation (figure 11).

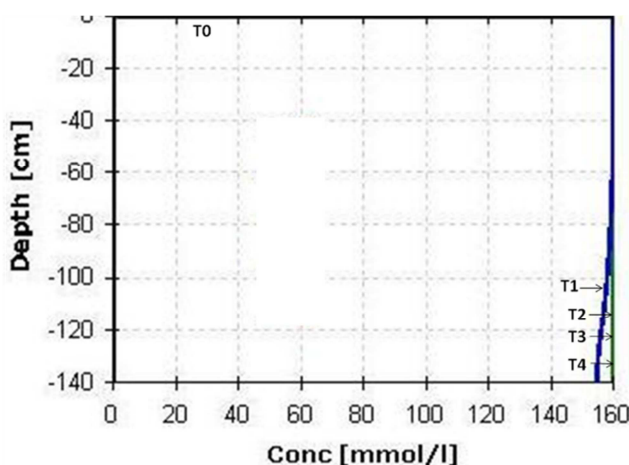


Fig. 11. Simulation de TOUBA NDIAYE avec l'urée

Pour le NPK (figure 12), la concentration finale des différents temps de simulation est la même (70 mmol/l). Nous pouvons ainsi dire que ce sol est vulnérable pour les deux substances, mais la progression du NPK vers la nappe est plus faible.

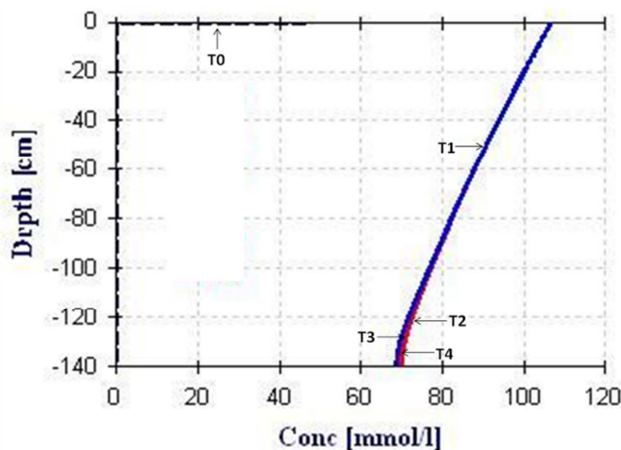


Fig. 12. Simulation de Touba NDIAYE avec le NPK

- **Résultats sur le site de MBORO :** La nappe est à 200 cm de profondeur. Bien que l'urée soit considérée comme traceur, la concentration finale 150 mmol/l, reste différente de la concentration initiale. Une partie de la substance est donc retenue par le sol (figure 13).

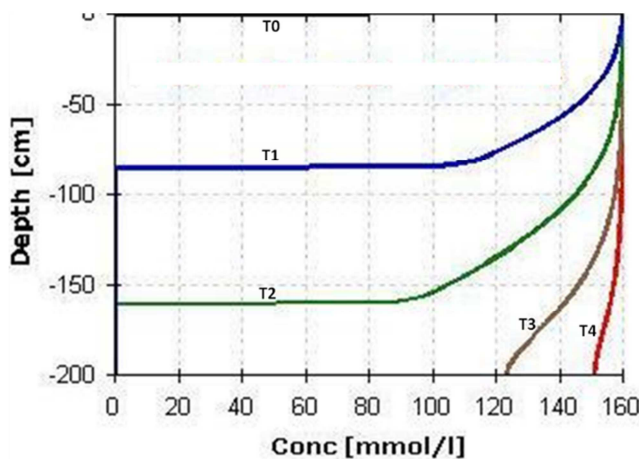


Fig. 13. Simulation de MBORO avec l'urée

Pour le NPK (figure 14), nous avons une diminution de 90 %.

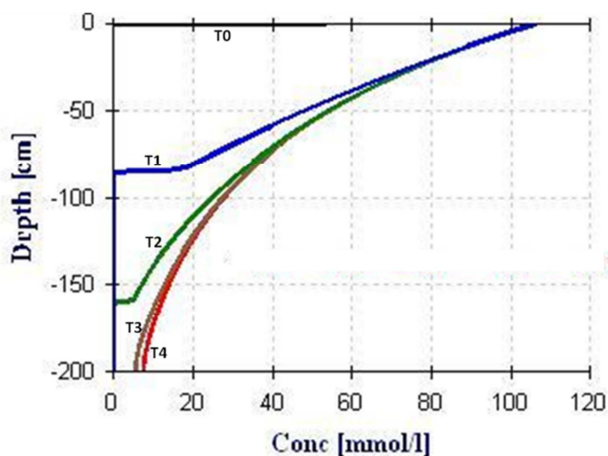


Fig. 14. Simulation de MBORO avec le NPK

En conclusion, on peut dire que l'urée est un traceur car les concentrations finales restent presque identiques aux concentrations initiales à quelques exceptions près. La concentration finale du NPK varie avec la constante cinétique de dégradation et le coefficient de distribution. Ces données permettent de calculer un facteur de retard pour la substance considérée. L'urée et le NPK sont deux substances susceptibles d'atteindre la nappe des localités étudiées mais à des vitesses différentes. La vitesse de pénétration du soluté est un facteur important car l'eau est le vecteur par lequel le polluant arrive à la nappe. La durée d'une campagne agricole dans ces zones est de 120 jours en moyenne pour les différentes spéculations, il faudra alors faire un dosage de ces produits dans les eaux de la nappe avant et après la campagne agricole pour pouvoir quantifier cette contamination.

4.3 ETUDE COMPARATIVE DU COMPORTEMENT D'UN SOLUTE SUR LES DIFFERENTS SITES

Dans cette partie nous essayons de comparer l'effet d'un même produit sur les différents sols. Nous avons ainsi considéré la plus grande profondeur pour la nappe soit 200 cm avec le même maillage que précédemment et la même discrétisation temporelle.

4.3.1 LE CAS DE L'URÉE

Dans cette partie nous comparons le comportement de l'urée considérée comme traceur sur les différents sols (figure 15).

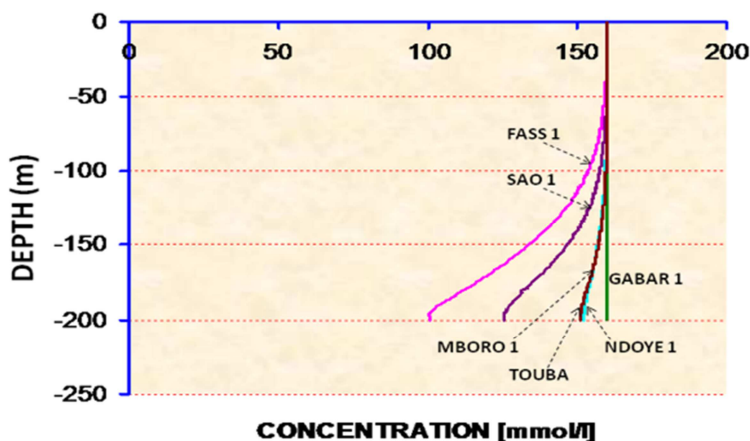


Fig. 15. Comparaison de l'urée sur les différents sols

Après un temps de simulation de 5 h, on voit que dans la zone de GABAR la concentration initiale de l'urée est égale à la concentration finale. Dans cette zone la nappe est plus vulnérable à l'urée alors qu'on a moins de contamination en ce qui concerne FASS BOYE. Nous voyons ici lorsqu'on considère l'urée comme traceur, elle atteindra la nappe quel que soit le sol considéré. Seules diffèrent les concentrations finales. Cette différence résulte des valeurs des conductivités hydrauliques à saturation et des porosités.

4.3.2 LE CAS DU NPK

Dans cette partie nous comparons le comportement du NPK sur les différents sols (figure 16). En introduisant la constante de dégradation et le coefficient de distribution dans le NPK, on voit une diminution importante de la concentration finale sur les différents sols, par rapport au cas de l'urée (figure 16).

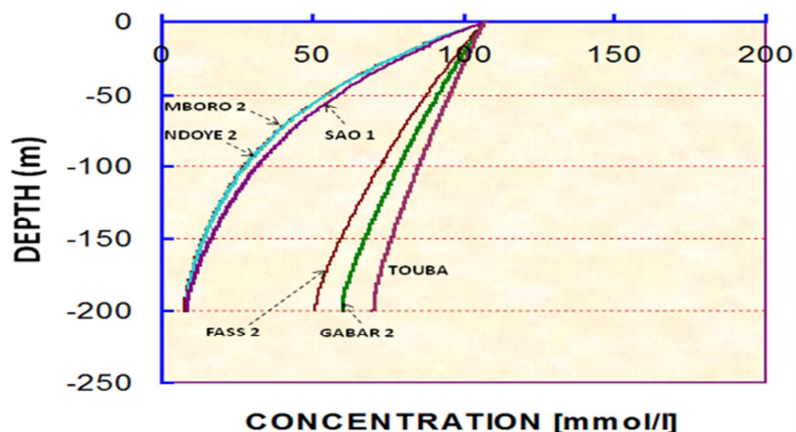


Fig. 16. Comparaison du NPK sur les différents sols

Elle est de 59,66 mmol/l pour Gabar après une simulation de 5 h. L’infiltration du NPK à Darou Ndoye et à Mboro donne pour une même valeur de concentration finale de 8,34 mmol/l. Leurs conductivités hydrauliques à saturation ont des valeurs voisines, de même que leurs porosités. Pour Touba Ndiaye la concentration finale du NPK est de 70,009 mmol/l et de 51,1 mmol/l pour Fass Boye.

Au final, nous remarquons que les concentrations finales dans le cas du NPK sont plus faibles rapport à celles de l’urée (figure 17). Cela est dû au fait que le NPK réagit avec le sol et donc une bonne partie du produit est retenu dans le profil du sol.

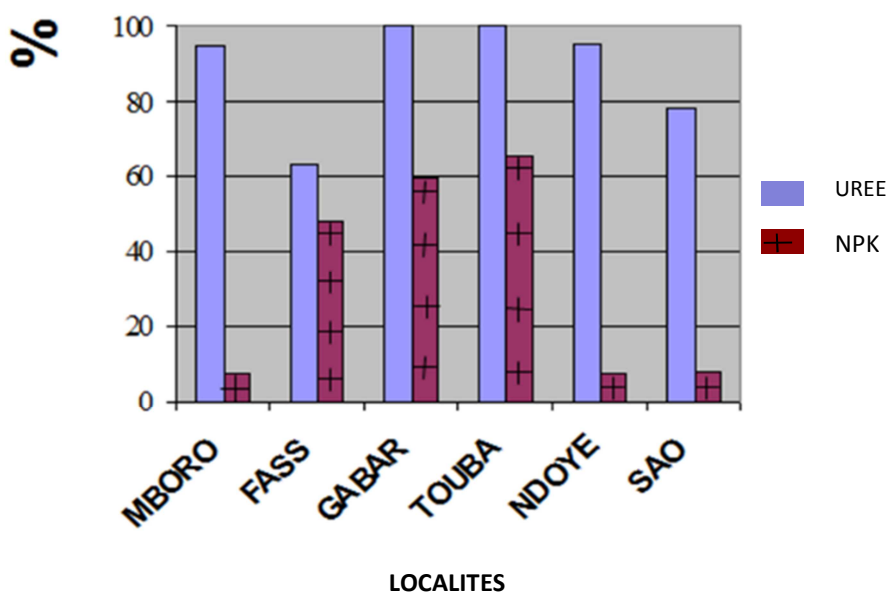


Fig. 17. Comparaison des concentrations finales de soluté après simulation

5 CONCLUSION

Dans cette étude, nous avons contribué à la mise en exergue de la vulnérabilité de quelques sols de la zone des Niayes aux engrais tels que l’urée et le NPK 46% majoritairement utilisés à des doses différentes. Les nitrates ne sont pratiquement pas retenus dans les sols (comportement d’un traceur avec peu d’échange d’ions), et parviennent donc facilement dans les eaux souterraines. Ainsi ils se déplacent avec l’eau de l’irrigation le long du profil d’infiltration. L’intensité du lessivage des nitrates dans la zone des Niayes peut être causée par plusieurs facteurs tels que : la texture grossière du sol ; les types et la quantité d’irrigation (le lessivage potentiel est plus élevé sous irrigation gravitaire que sous irrigation goutte à goutte) et enfin la forme, la dose et les moments de l’apport de l’engrais (un retard ou une avance par rapport aux moments des

besoins de la culture favorisent le lessivage). Nous avons choisi dans les simulations avec Hydrus-1D, les quantités d'engrais préconisées par le centre régional d'agriculture de Thiès. L'étude a montré que le temps de drainage que met une substance pour atteindre la nappe n'est pas le même pour les différents sols. Mais avec l'intensification des cultures, la nappe de la zone des Niayes se trouve exposée à une contamination certaine. Les résultats ont montré également que l'urée est plus polluante pour la nappe que le NPK car ce dernier, réagissant avec le milieu, arrive à la nappe avec une concentration relativement faible voire nulle des fois.

Toutes les conditions hydrodynamiques sont favorables pour une bonne circulation de l'eau et donc des polluants au niveau de tous les sites étudiés. Ainsi, pour un bon suivi de la qualité de l'eau de la nappe des Niayes des prélèvements d'eau avant et après une campagne agricole s'avèrent nécessaires.

REFERENCES

- [1] Šimůnek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten., The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably- saturated media. *Version 1.0. IGWMC - TPS - 70, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 186pp- 1998.*
- [2] Levine R. S., *Assessment of mortality and morbidity due to unintentional pesticides poisonings; Geneva 1986 (WHO document WHO/VBC/86.929).*
- [3] Cissé I., *Utilisation des pesticides dans le système de production horticole dans la zone des Niayes : les produits et leurs impacts sur la nappe phréatique. Thèse de doctorat de troisième cycle de géographie option environnement. Novembre 2000, 187 p + annexes.*
- [4] Cissé I., Fall S. T., Akimbamijo Y., Diop Y. Mb., Adediran S A., *L'utilisation des pesticides et leurs incidences sur la contamination des nappes phréatiques dans la zone des Niayes au Sénégal. In: O. Akimbamijo, Fall S.T, O.B. Smith. Advances in crop-livestock integration in West African cities. Ottawa: CRDI: 85-100, 2002.*
- [5] Cissé I., Tandia A. A., Fall S. T., Diop E. S., *Usage incontrôlé des pesticides en agriculture urbaine et périurbaine : cas de la zone des Niayes au Sénégal. Cahier Agriculture 12 : pp. 181-6, 2003.*
- [6] Matini L., J. M. Moutou, P. R. Ongoka and J. P. Tathy, *Clay Mineralogy and Vertical Distribution of Lead, Zinc and Copper in a Soil Profile in the Vicinity of an Abandoned Treatment Plant. Research Journal of Environmental and Earth Sciences 3(2): 114-123, 2011.*
- [7] Addo M. A., G.M. Okley, H.A. Affum, S. Acquah, J.K. Gbadago, *Water Quality and Level of Some Heavy Metals in Water and Sediments of Kpeshie Lagoon, La-Accra, Ghana. Research Journal of Environmental and Earth Sciences 3(5): 487-497, 2011.*
- [8] Woumeni R., *Hydrodynamique en milieu poreux, Application de transport de contaminants dans les eaux souterraines. Notes de cours de l'Ecole Doctorale "Terre, Univers, Environnement" de Grenoble 2006-2007.*
- [9] E-Barriuso, R. Calvet, M. Schiavon et G. Soulas, *Les pesticides et les polluants organiques des sols, transformation et dissipation. Etude et Gestion des sols, INRA – Unité de science du sol – 78850 Thivernal – Grignon. 1996, pp 279-296.*
- [10] Dassaram B., M. Satyanarayanan, V. Sudarshan and A. Keshav Krishna, *Assessment of soil Contamination in Patancheru Industrial Area, Hyderabad, Andhra Pradesh, India. Research Journal of Environmental and Earth Sciences 3(3): 214-220, 2011.*
- [11] Diaw E. B., LEHMANN F. and ACKERER Ph., 2001. *One-dimensional simulation of solute transfer in saturated-unsaturated porous media using the discontinuous finite elements method. Journal of contaminant hydrology 51: pp. 197-213, 2001.*
- [12] Bouchard J.P., *Simulation du transport de polluant dans les nappes par un modèle à faible diffusion numérique. Proceedings of the Hamburg Symposium, August 1983. IAHS Publ. no. 146 : 123-129, 1983.*
- [13] Ndiaye B., Diallo M.L., Diaw E.B., *Caractérisation de la fertilisation des sols de la zones des Niayes – Rapport de Recherche Projet d'appui à l'entreprenariat paysan (PAEP) dans la région des Niayes (Sénégal) – 54 pages, 2000.*
- [14] Werner S., Laura S. et Ph. Behra, *Chimie des milieux aquatiques, Cours et exercices corrigés. Edition Dunod. Collection: Sciences Sup, 3^{ème} édition – pages 442-510, 2005.*
- [15] Van Genuchten, M., Th., *A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: pp. 892 -898, 1980.*
- [16] Russo, D., *Determination soil hydraulic properties by parameter estimation: on the selection of a model for the hydraulic properties. Water resources research, vol. 24, n°3: pp. 453-459, 1988.*
- [17] Diaw E. B., LEHMANN F. and ACKERER Ph., *Modélisation du transport d'un soluté réactif en milieux poreux non saturés, C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes/ Earth and Planetary Sciences 333 (2001) 129-132, 2001.*